

MTA Doktori Értekezés

**A magyarországi erdők természetességének
vizsgálata**

BARTHA DÉNES

**Sopron
2005**

„Az embert erdő fogadja, és sivatag búcsúztatja.”

CHATEAUBRIAND

TARTALOM

1.	Bevezetés	6
2.	Célkitűzések	8
3.	Elméleti alapok és megfontolások	9
3.1.	Az erdőtakaró változása és átalakulása – történeti ökológiai elemzés	9
3.1.1.	Az erdőtakaróra gyakorolt fokozódó antropogén hatások rekonstrukciója	10
3.1.2.	Az erdők átalakítása és állapota	14
3.1.3.	A rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás hatása az erdők állapotára	16
3.2.	Az erdőtermészetesség vizsgálatok elméleti alapjai	17
3.2.1.	A természetesség fogalma	17
3.2.2.	Az eredetiség fogalma	19
3.2.3.	A természetesség és az eredetiség összevetése	20
3.2.4.	Az eredetiség és a természetesség alkalmazása az értékelésekben	22
3.2.5.	Biodiverzitás és természetesség	23
3.2.6.	A természetes erdő fogalma	24
3.2.7.	A természetes erdő jellemzői	26
3.2.8.	A természetesség vizsgálata	28
3.2.9.	A természetesség vizsgálatánál alkalmazható viszonyítási alapok	30
3.2.9.1.	Tájállapotok	30
3.2.9.2.	Vegetációállapotok	32
3.2.9.3.	A PTV-konstruálás problematikus aspektusai	36
3.2.9.4.	A különböző vegetációállapotok és a különböző vizsgálati időpontok vegetációállapotaik összevetése	38
3.2.9.5.	Az aktuális és a potenciális természetes vegetáció határhelyzeteinek elemzése	40
3.2.9.6.	Lehetséges viszonyítási alapok a természetesség megállapításához	40
3.2.9.7.	A potenciális természetes erdőtársulás (PTE) megalkotása	41
3.2.10.	A természetesség meghatározásának dinamikus viszonyítási alapjai: erdődinamikai jelenségek, erdőciklusok	42
3.2.11.	A természetesség mérése és a természetesség-műviség értelmezési tartományának skálázása	46
3.2.12.	A természetesség meghatározásának értékelő módszerei	49
3.2.12.1.	Értékelés a fajok viselkedése (texturális jellemzők) alapján	49
3.2.12.2.	Értékelés a hemeróbia alapján	50
3.2.12.3.	Az erdők természetességének eddigi kutatása	50
3.3.	A természetesség kritériumai	59
3.4.	A természetesség indikátorai	62
3.4.1.	Kompozicionális jellemzők	65
3.4.2.	Strukturális jellemzők	72
3.4.3.	Termőhelyi jellemzők	74
3.4.4.	Holtfa jellemzők	77
3.4.5.	Vadhatás jellemzők	78
4.	A mintaterületek kijelölése, terepi felvételezés	80
5.	Az adatok feldolgozása és értékelése	84
5.1.	Az adatok feldolgozásának elvi alapja: a Delphi-módszer	84
5.2.	A terepi adatok feldolgozása	85
5.3.	A magyarországi erdőállományok természetességi állapotának meghatározásánál figyelembe vett szempontok	87

6.	Eredmények és értékelésük	89
6.1.	A magyarországi erdők természetessége országos átlagadatok alapján	89
6.1.1.	A mintaterületek állományainak természetessége, a mintavétel reprezentativitása	89
6.1.2.	A magyarországi erdőállományok átlagos természetessége és természetességük szélső értékei	91
6.1.3.	A természetes fafajú, a termőhelyidegen fafajú és az idegenhonos fafajú állományok természetessége	92
6.2.	A magyarországi erdők természetessége területi bontásban	94
6.2.1.	Az erdőgazdasági tájcsoportok erdeinek természetessége	94
6.2.2.	Az erdőgazdasági tájcsoportok természetes fafajú állományainak természetessége	95
6.2.3.	Az erdőgazdasági tájak idegenhonos fafajú állományainak természetessége	96
6.2.4.	Az erdőgazdasági tájak erdeinek természetessége	98
6.3.	A magyarországi erdők természetessége üzemtervi jellemzők alapján	101
6.3.1.	A tengerszint feletti magasság és az erdőtermészetesség kapcsolata	102
6.3.2.	A domborzati formák és az erdőtermészetesség kapcsolata	104
6.3.3.	Az ártéri fekvés és az erdőtermészetesség kapcsolata	105
6.3.4.	A lejtésviszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata	106
6.3.5.	A kitétség és az erdőtermészetesség kapcsolata	107
6.3.6.	A klímakategóriák és az erdőtermészetesség kapcsolata	108
6.3.7.	A hidrológiai viszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata	111
6.3.8.	A talajviszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata	112
6.3.9.	A termőréteg mélysége és az erdőtermészetesség kapcsolata	113
6.3.10.	A faállományok eredete és az erdőtermészetesség kapcsolata	114
6.3.11.	Az állományok fatermési osztálya és az erdőtermészetesség kapcsolata	116
6.3.12.	A tulajdonforma és az erdőtermészetesség kapcsolata	117
6.3.13.	Az állományok elsődleges rendeltetése és az erdőtermészetesség kapcsolata	118
6.4.	A magyarországi erdők természetessége potenciális természetes erdőtársulás-csoportonként és kultúrerdő-típusonként	119
6.4.1.	A potenciális természetes erdőtársulás-csoportok természetessége	119
6.4.2.	A kultúrerdő-típusok természetessége	125
6.4.3.	A pusztavágások és az erdőfelújítások természetessége	129
6.4.4.	Az erdőtermészetesség értékelése gazdálkodási típusonként	130
6.5.	A magyarországi erdők természetessége kritériumcsoportonként és kritériumonként	131
6.5.1.	A magyarországi erdők természetessége kritériumcsoportonként	131
6.5.2.	A magyarországi erdők természetessége kritériumonként	134
6.5.3.	A kritériumok, kritériumcsoportok és az erdőállományok természetességének kapcsolata	136
6.6.	A magyarországi erdők természetességének elemzése néhány kiválasztott indikátor alapján	139
6.7.	Az állományok területnagysága, a fejlődési fázisok és a kezelési típusok hatása az erdőtermészetesség alakulására	145
6.7.1.	Az állományok területnagysága és az erdőtermészetesség kapcsolata	145
6.7.2.	Az állományok fejlődési fázisa és az erdőtermészetesség kapcsolata	147
6.7.3.	Az erdőkezelési típusok (bontási módok) és az erdőtermészetesség kapcsolata	149

6.8.	Az elegyesség, a korszerkezet, a szintezettség és a záródás hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére	150
6.8.1.	Az elegyesség hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére	150
6.8.2.	A korszerkezet hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére	152
6.8.3.	A szintezettség hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére	153
6.8.4.	A záródás hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére	154
6.8.5.	Az elegyesség, korszerkezet és szintezettség együttes hatásának vizsgálata a kritériumok és az erdőállomány természetességére	156
6.9.	Erdőtermészetességi típusok	157
7.	Következtetések és javaslatok	161
7.1.	Természetesség és erdőfenntartás	161
7.1.1.	Az erdők természetvédelmi szempontú megítélésének egyéb szempontjai	161
7.1.2.	A természetvédelmi prioritások és koncepciók érvényesülése erdők esetén	164
7.2.	A természetesség koncepciójának alkalmazása a gyakorlatban	166
7.3.	Mennyire természetközeli jelenlegi erdőgazdálkodási módszereink?	168
7.4.	A magyarországi erdők természetességének növelése: realitások, elvárások és ajánlások	169
7.5.	Természetesség és a változó környezet	173
	Köszönetnyilvánítás	174
	Irodalom	175
	Mellékletek	
	Függelék	

1. Bevezetés

Ma már mindenki előtt közismert, hogy az emberiség egyik fő veszedelme a sokat emlegetett bioszféra-válság, azaz az „élő természet” globális degradációja. Ennek a folyamatnak talán egyik leglátványosabb eleme az erdők átalakulása, leromlása. Az erdőnek, mint dinamikus ökoszisztémának környezeti feltételei, szerkezete, összetétele, működése gyorsuló változásnak van kitéve („biocönotikus drift”), a változás végpontját egyelőre nem ismerjük.

EDER (1997) szerint az erdei ökoszisztémákat olyan módon és mértékben kell kezelni, illetve használni, hogy azok funkcióképes ökoszisztémák maradhassanak. Különösen a következő sajátosságokat kell most és a jövőben megtartani vagy javítani:

- produktivitás és CO₂-megkötőképesség;
- vitalitás;
- stabilitás;
- regenerálódóképesség;
- rezisztencia-alkalmazkodóképesség stressz ellen (tűz, károsítók, kórokozók, betegségek, vadkárosítás elleni védelmet is magában értve);
- biodiverzitás (természetesség, veszélyeztetett fajok megőrzése, génmegőrzés);
- talajtermőképesség;
- más ökoszisztémákból eredő károk elkerülése;
- fontos ökológiai, ökonómiai és szociális funkciók betöltésének képessége.

Ezen sajátosságok megtartása és javítása céljából egyre szélesebb körben ismerik fel a természetes erdők szerepét, fontosságát. A természetes erdő fontosabb jellemzői az alábbiak (SCHERZINGER, 1996):

- folyamatos élettere az erdei fajoknak és életközösségeknek;
- lehetővé teszi a fentiek további evolúcióját;
- a környezeti feltételek változására dinamikusan reagál (magas a rezilienciája);
- viszonylag stabil;
- a fázisok sokfélesége miatt a környezet váltoásaival szemben nagy a regenerációs potenciálja (elasztikus).

Hangsúlyozni kell, hogy az erdő – más recens koegzisztenciális egységhez hasonlóan – dinamikus entitás, azaz a korábbi statikus erdőszemléletünket egy dinamikus szemlélettel kell felváltanunk. Azzal is tisztában kell lennünk, hogy a gazdasági erdőekben a – dinamikus erdőképet kialakító – bolygatások más típusai, intenzitásai és gyakoriságai mennek végbe, mint a természetes erdőben, ezért a gazdasági erdőkre alkalmazott kutatási módszereink csak részben alkalmazhatók a természetes erdők esetében.

A Föld eredeti erdőterületéből 22 % természetes erdő („őserdő”) maradt, ami a mai erdőterület 40 %-át teszi ki (ABRAMOVITZ, 1998). A mérsékelt és boreális erdőöv erdeinek 55 %-a még háborítatlannak, 41 %-a természetyszerűnek, 4 %-a faültetvénynek tekinthető (TBFRA, 2000). Európában a természetes erdőállományok területét 3 millió hektárra becsülik (PARVIAINEN, 1995), melyek nagy része a Skandináv-félszigeten, Oroszországban és a Balkán-félszigeten található, s Nyugat- illetve Közép-Európára nem jellemző társulások alkotják. Környezetünkben, a Kárpátokban megközelítően 85.000 ha őserdő és őserdő jellegű terület (BARTON, 2002) maradt fenn főként a magasabb régiókban, melyek elsősorban a lucfenyvesek, fenyőelegyes bükkösök és bükkösök társulásaihoz tartoznak. Hazánkban „őserdő” állapotú állományokat már nem találunk.

A természeti környezet megőrzésében, ápolásában, fejlesztésében egyre nagyobb szerepet kap a természetvédelem, amely az erdők biotikus és abiotikus, valamint komplex javainak megőrzésével, ápolásával és fejlesztésével kapcsolatban az alábbi célkitűzéseket határozza meg (az erdő forrásmegőrző és természetvédelmi funkciói) (SCHMIDT, 1997):

- Az erdőnek – amely magába foglalja a fellazult foltokat, az erdőszegélyeket, valamint az erdőkben állandóan vagy időszakosan létező nem-erdő biotópokat –, mint a vadon élő növény-, gomba- és állatfajok populációi életterének, a fajok élőhelyének (azoknak is, amelyeknek az erdő csak rész-életteret ad) megőrzése és ápolása [*faj- és élőhelyvédelem*].
- Erdei ökoszisztémák, erdőstájak, mint tájképformáló elemek megőrzése és ápolása [*ökoszisztéma- és tájvédelem*].
- A természetes úton futó – a mai antropogén környezeti terhelésnél legalább az ember közvetlen befolyását kizáró – folyamatok, mint az erdődinamika és az evolúció alapjait megőrzése, segítése [*folyamatvédelem*].
- Az erdőnek – amely magába foglalja az erdőtalajt, az erdőklímát, a vízháztartást – mint természeti erőforrás megőrzése és fejlesztése [*erőforrásvédelem*].
- Történeti erdőhasználati formák megőrzése [*kultúrtörténeti értékek védelme*].

A fenti célok megvalósítása érdekében az erdőket természetvédelmi szempontból is szükséges értékelnünk, melynek fontos kritériumai az alábbiak: eredetiség, természetesség, ritkaság, veszélyeztetettség, helyreállíthatóság, sokféleség, jellemzőség és sajátosság. Fenti kritériumok közül legfontosabb a természetesség, mely fogalom tisztázására, mérési lehetőségeinek felvázolására, ezen módszerek alkalmazásának bemutatására törekszik e tanulmány.

Az erdők természetességének meghatározása nemzetközi ajánlásokban, hazai törvényekben, határozatokban is megfogalmazásra került. Így az európai erdők védelmével foglalkozó, Bécsben 2003-ban rendezett IV. miniszteri konferencia 4. határozata, mely az európai erdők biológiai sokféleségének a megőrzésével és bővítésével foglalkozik, a 13. pontjában kezdeményezi, hogy a természetesség méréséhez összehangolt nemzetközi osztályozási rendszert, pán-európai értelmezést alakítsanak ki. A Biodiversity Action Plan szintén fontosnak tartja az erdők természetességének elemzését, az 1. Függelékben javaslatot is tesz az indikátorok megválasztására. Ugyanakkor az 1996. évi LIV. törvény (az erdőkről és az erdő védelméről) 2. § (1) bek. kimondja: „Az erdőt olyan módon és ütemben lehet használni, igénybe venni, hogy ... az erdő megőrizze biológiai sokféleségét, természetközelségét ...”. Másik törvényünk (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről) pedig magát a természetes és természetközeli állapotot is definiálja már. A Nemzeti Erdőprogram és Stratégia (2004) 5. célprogramja az erdők természetvédelmével foglalkozik, s két alcélt fogalmazott meg: 1. Az ökológiai hálózat véglegesítése, elemeinek kijelölése, 2. Az erdők természetességének és biodiverzitásának fokozása.

A téma fontosságát és hazai aktualitását mutatja, hogy 1998. február 18-án a MTA Erdészeti Bizottsága „A természetközeli erdő” címmel tudományos vitautilást rendezett (SOLYMOS, 1998a). Ennek keretében SOLYMOS (1998b) egyértelműen megfogalmazta a természetesség alkalmazásával kapcsolatos elvárásokat, s iránymutatást is adott: „A jelen és a következő évszázad erdészeti politikájának világosan meg kell fogalmaznia, hogy az erdők stabilitásának fokozása, a változó környezet, az erdővel szemben támasztott igények bővülése miatt az eddigieknél határozottabban kell közelednie erdeinknek a természetes állapothoz. Csak a stabil, egészséges, termőhelyálló erdő képes a kedvezőtlen környezeti terhelést elviselni és a sokirányú társadalmi igényeknek, az élővilággal szembeni kötelezettségeinek eleget tenni. Az ilyen erdő jellemzője, hogy közel áll a természetes állapothoz, mert az emberi beavatkozások a létesítése, nevelése és fenntartása során alapvetően igazodtak a természeti törvényekhez, kiemelten az ökológiai adottságokhoz. ... Indokolt Magyarországon is megvizsgálni azt, hogy milyen mértékben és miért távolodhattak el erdeink a természetes állapottól, hogy állunk ezen a téren az európai mezőnyben.”

Az előzőekben megfogalmazottak szellemében végeztük a 0050/2002. NKFP-projekt (Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése) keretében a magyarországi erdők természetességének vizsgálatát (BARTHA et al., 2003).

2. Célkitűzések

Az erdők egyre jobban előtérbe kerülő társadalmi megítélésében és a szakmai közvélekedésben is hangsúlyos az a kérdés, hogy a jelenlegi erdőállományok milyen mértékben hasonlítanak az adott termőhelyi viszonyok mellett tenyésző érintetlen erdőkre. Ezt a kérdést úgy is megfogalmazhatjuk, hogy milyen a jelenlegi erdeink természetessége, azaz fajkészletük, a fajok gyakoriság viszonyai, az állományok szerkezete, anyag- és energiaforgalmi folyamatai, termőhelyi körülményei mennyit őriztek meg az általunk kívánatosnak tartott, emberi hatásoktól mentes természetes viszonyokból, s milyen irányú változásokkal közelíthetők a természetesebb állapotok felé.

A jelen vizsgálat célja az ország erdővel borított területein olyan reprezentatív mintavételezést folytatni, hogy az állomány-szintű felmérések alapján a természetesség-leromlottság becsülhető legyen, s többszemponútú elemzésekre nyíljon lehetőség. Azaz rögzíteni szeretnénk az ezredforduló erdeinek állomány szintű természetességi állapotát, és választ szeretnénk adni az alábbi kérdésekre:

- Milyen a magyarországi erdők (későbbiekben kifejtett szempontok és lépték szerinti) országos adatokkal leírható természetessége?
- Hogyan alakul az erdők természetessége területi bontásban (erdőgazdasági táj-csoportonként, tájanként)?
- Milyen az egyes természetszerű erdőtársulás-csoportok és a kultúrállományok természetessége?
- A környezeti háttérváltozók (pl. termőhelyi paraméterek) befolyásolják-e a természetesség alakulását?
- Befolyásolja-e a természetesség alakulását a tulajdoni forma és az erdőrészletek elsődleges rendeltetése?
- Milyen az egyes kritériumok szerepe a természetességi állapot jelenlegi szintjében?
- Vannak-e olyan összetételi és szerkezeti elemek, melyekre ható erdészeti beavatkozások javíthatják az erdőállományok természetességét?
- Hogyan változik a korosztályok során a természetesség?
- Függ-e a természetesség az állományok (erdőrészletek) nagyságától?
- Függ-e a természetesség a kezelések típusától?
- Lehet-e erdőtermészetességi típusokat felállítani?
- A természetesség koncepciója hogyan alkalmazható a gyakorlatban, növelhető-e a magyarországi erdők természetessége?

A fenti, gyakorlati síkon megválaszolendő kérdések mellett az alábbi, elméleti síkon megközelítendő feladatokat is szeretnénk megoldani:

- Tisztázni – a sokak által szubjektíven értelmezett – természetesség fogalmát.
- Bemutatni és elemezni az eddigi erdőtermészetesség-vizsgálatokat.
- Meghatározni az erdőtermészetesség-vizsgálat statikus és dinamikus viszonyítási alapjait.
- Megadni az erdőtermészetesség-vizsgálat kritériumait és indikátorait.
- Elősegíteni az erdőkkel kapcsolatos paradigmaváltást.

További célunk, hogy a tapasztalatok beépítésével fejleszteni szeretnénk az erdőtermészetesség vizsgálati módszerét, s alapot szeretnénk nyújtani egy hosszú távú, az erdők természetességének monitorozását célzó programhoz, valamint a gyakorlat számára ajánlásokat kívánunk megfogalmazni.

3. Elméleti alapok és megfontolások

3.1. Az erdőtakaró változása és átalakulása – történeti ökológiai elemzés

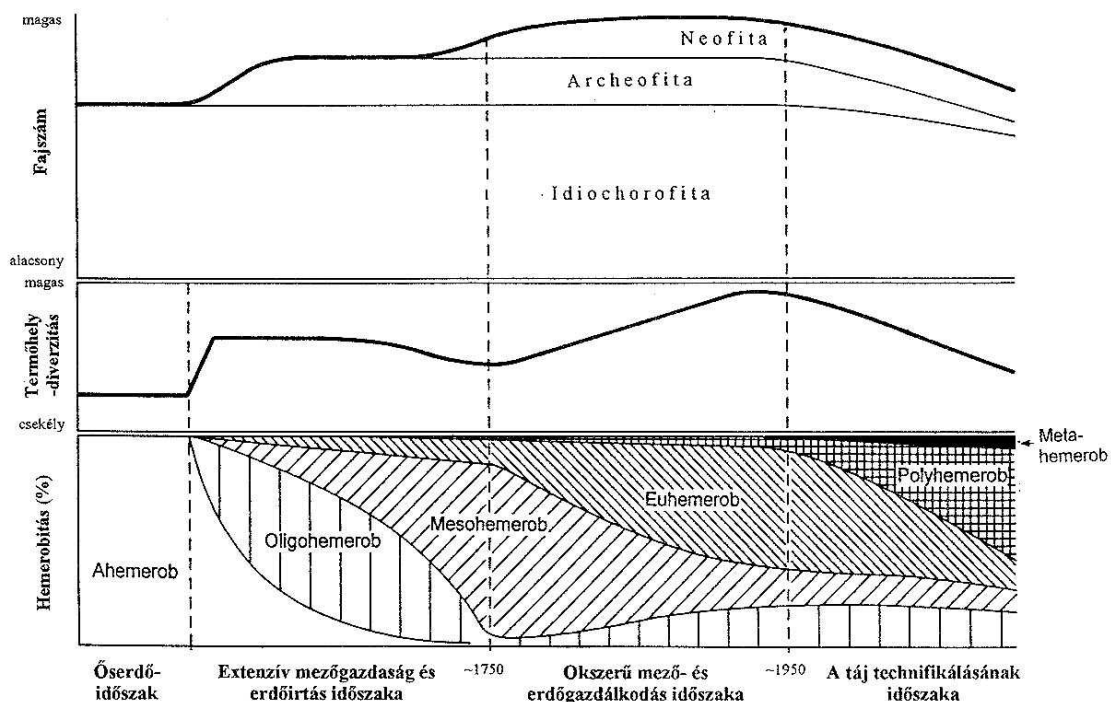
A táj állapotában végbemenő változások vizsgálatára és nyomon követésére az utóbbi két évtizedben új diszciplína körvonalai rajzolódtak ki, a történeti ökológia térhódításának lehetünk tanúi (CRUMLEY, 1994; BALÉE, 1998). Ennek keretében nem csak az alap- és az alkalmazott tudományok összekapcsolását, hanem a társadalom- és a természettudományok együttes alkalmazását is megfigyelhetjük. A történeti ökológiának módszerelméleti és módszertani kérdései is tisztázódni látszanak (EGAN – HOWELL, 2001), s alkalmazása napjainkban az egyik legfontosabb tájjelemre, az erdőkre is kiterjed. Hangsúlyozni kell, hogy erdők esetében nem a hagyományos erdészettörténeti megközelítésről van itt szó, hanem az erdőállományok, az erdőstáj és az őket ért emberi hatások kapcsolatának elemzéséről (BÜRGI, 2003).

A vegetáció állapotát és a táj szerkezetét meghatározzák az egyes korokra jellemző emberi tevékenységek (tájhasználatok). Ezek jellemzői, melyeket az értékelések során figyelembe kell venni, JONGMAN (2001) szerint az alábbiak:

- a tájhasználat időtartama;
- az érintett terület mérete;
- a beavatkozás mértéke;
- a beavatkozás visszafordíthatósága (az okozott változások reverzibilisek-e, van-e lehetőség regenerálódásra);
- (melyek voltak a tájhasználat változását kiváltó szociális és/vagy politikai tényezők).

BEHRE (1988) és POTT (1997) szerint a mai közép-európai vegetáció hangsúlyozottan a „természetes folyamatok és az emberi hatások közötti interakció eredménye”, ahol az emberi beavatkozás kezdete és mértéke tekintetében jelentős regionális eltérések tapasztalhatók. A napjainkban egyre jobban kibontakozó történeti ökológiai szemlélet (KIRBY – WATKINS, 1998; BÜRGI, 2003), melynek csírái az erdők vonatkozásában már fél évszázados múltra (HORNSTEIN, 1950, 1954) tekintenek vissza, alkalmat ad arra, hogy egy-egy területen a vegetációra gyakorolt antropogén hatásokat rekonstruálhassuk, s e hatások eredményeit is detektáljuk, illetve a jövő feladatait körvonalazzuk (SCHÜLE – SCHUSTER, 1997; ZERBE, 1997). A közép-európai vegetáció változásában az eredeti tájállapotot meghatározó erdőségek területének csökkenése, a megmaradó erdők átalakulása tekinthető döntő faktornak (ELLENBERG, 1996). Az eredeti erdőtakaró napjainkig történő átalakulását, az antropogén hatások felerősödését, a fajkészletben, a termőhely-diverzitásban és az élőhelyek természetességében beállt változásokat az 1. ábra szemlélteti.

A Kárpát-medence posztglaciális vegetációja a mikro- és makrofosszília, ill. paleoökológiai vizsgálatok tökéletesedése, a mintavételek számának növekedése és az abszolút kor meghatározások pontossága következtében egyre jobban körvonalazódik. A kezdeti, csak óvatos általánosításokra alkalmas vizsgálatok (ZÓLYOMI, 1936, 1952) után árnyaltabbá váltak vegetációtörténeti ismereteink (JÁRAI-KOMLÓDI, 1966, 1968, 1969), s nagy tér- és időléptékben megbízható képet festhetünk a jégkorszak utáni flóra és vegetáció változásáról, a növényvilág folyamatos átalakulásáról (JÁRAI-KOMLÓDI, 1987, 1991, 1997, 2000; MAGYARI, 2002; MEDZIHRADSKY, 1996; MEDZIHRADSKY – JÁRAI-KOMLÓDI, 1995, 1996; ZÓLYOMI, 1989; WILLIS et al., 2000). A régészeti vizsgálatok szerint a Kárpát-medencében az első jelentősebb antropogén hatás i. e. VI. évezred második felére datálható, szemben Közép-Európával, ahol az ún. Bandkeramiker-ek már korábban maradandó nyomot hagytak a vegetáción, ott is elsősorban az erdőkön (ROZSNYAY, 1994). Fenti időpont előtt is lehettek elsősorban antropogén tüzek okozta változások a növényzetben, de a rétegtani vizsgálatok alapján



1. ábra – A közép-európai vegetáció sematizált átalakulása az antropogén hatások kezdete óta napjainkig (SCHROEDER, 1998).

(Jelmagyarázat: neofita = 1500 után meghonosodott adventív növényfaj, archeofita = 1500 előtt meghonosodott adventív növényfaj, idiochorofita = a flóra természetes növényfaja; a hemeróbia-fokokozatok értelmezését lásd a 3.2.12.2. fejezetben.)

nem választhatók szét a mesterséges és természetes tüzek, a természetes tüzek gyakoriságára vonatkozó értékek pedig csak az utóbbi évszázadokra (és főleg Nyugat- és Közép-európai területekre), s jelentős bizonytalansággal alkalmazhatók. Így az i. e. VI. évezred második feléig a Kárpát-medencei vegetáció érintetlennek, eredetinek, ősinek feltételezhető, utána viszont az abiotikus környezet változásain túl egyre nagyobb szerepe van az antropogén hatásoknak, melyek eltérő helyeken, eltérő intenzitással jelentkeznek, s formálják a természetes úton fejlődő növényzetet (BEHRE, 1970).

3.1.1. Az erdőtakaróra gyakorolt fokozódó antropogén hatások rekonstrukciója

A talajrétegekben talált faszénmaradványok, égésnyomok, az erdei növényfajok és a mezőgazdasági művelésre utaló nyomok illetve termesztett növények pollendarányának változása, valamint a régészeti leletek alapján lehet kísérletet tenni az ember erdőtakaróra gyakorolt nagy időléptékű tevékenységének, továbbá e hatásának rekonstruálására. Az újkőkori (neolitikum) időszaka kb. a holocén klímaoptimumával, az atlantikus fázissal esik egybe. Az i. e. VI. évezred második felében a felmelegedés hatására jelentős bevándorlás történt a Földközi-tenger vidékéről a Kárpát-medencébe. Ezek a földművelés és állattartás ismereteivel rendelkező bevándorló népcsoportok tekinthetők az elsőknek, akik a természeti környezetre átalakító hatással lehettek. Legelőnyerés céljára főként a sík vidékek és alacsonyabban fekvő területek erdeinek fát „aszalták” (GYÖRFFY – ZÓLYOMI, 1996), azaz a kéreg körbehántásával szárították ki őket, s így felritkult legelőerdők, fás legelők jöttek létre. Szántóföldeknek való terület nyerésére valószínűleg égetéssel pusztították az erdőket, így – elsősorban az alföldi területeken – nőtt a fátlan területek nagysága, a megmaradt erdők

föllazulása, azaz a táj mozaikossága. A szekuláris szukcesszió természetes lefolyása ekkortól – Közép-Európa többi területéhez hasonlóan – az ember által módosítottá, akadályozottá vált, szemben Észak-Amerikával, ahol ezek a hatások jóval későbbre datálódhatnak (WRIGHT, 1977).

A későbbi korokban az ember erdőátalakító tevékenysége felgyorsul, egyre több területet érint, újabb és újabb tényezőkkel bővül. Ugyanakkor az erdők – táji szinten – fokozatosan veszítik el regenerálódóképességüket, a fragmentáció káros jelenségei sújtják őket.

A rézkorban, amelynek kezdete a szubboreális fázis kezdetével esik egybe, a rézolvastás a fafelhasználás körét bővítette (WILLIS et al., 1995), de a rézeszközök még alkalmatlanok voltak nagy területeket érintő fakitermelésekre, ezért továbbra is az aszalás és az égetés volt az erdőirtás legfőbb eszköze. A bronzkorban tovább nő a faigény és a fa egyre sokoldalúbb felhasználása (lakóházak, védelmi sáncok, használati tárgyak, halottégetés temetkezési szokása, fémfeldolgozás, stb.), egyre jelentősebb lehetett a tűzifaigény is. A vaskorban a vas segítségével korszerűsített mezőgazdasági eszközök fellendítették, kiterjesztették a földművelést, ami Nyugat-Európában nagymértékű erdőirtásokat eredményezett (POTT, 1986), nálunk viszont ilyen drasztikus erdőterület-csökkenésnek nincs nyoma (JÁRAI-KOMLÓDI, 2000). A továbbra is alkalmazott égetéses erdőirtásra, az erdőtakaró föllazulására a faszénmaradványokon túl a kora vaskortól növekedő nyírfapollen utal (GYÖRFFY – ZÓLYOMI, 1996). A bronzkultúra kivételével, amely az egész ország területére kiterjedt, a többi őskori kultúra népcsoportjai váltakozva szállták meg a Kárpát-medencét, az időbeli és térbeli különbségek miatt hatásuk a természeti tájra egyenlőtlen, fluktuáló volt (SOMOGYI, 1971, 1987).

A római korban tovább fokozódott az erdők irtása, illetve egyes területeken már lecsapolás (tehát termőhely-átalakítás) is folyt (BENDEFY, 1972). A mezőgazdasági kultúra térhódítását a gabona és kísérő gyomnövényzetének növekedő pollenarányai is mutatják (GYÖRFFY – ZÓLYOMI, 1996). A barbaricumban és a népvándorlások idején több hullámban érkeztek kelet felől nomád és félnomád jellegű népek, amelyek hosszabb-rövidebb időre letelepedve főleg állattenyésztéssel, de földműveléssel is foglalkoztak. Ekkor már nagy kiterjedésű fátlan területek lehettek Alföldünkön, ahol a fluktuáló antropogén terhelés hatása nyilvánult meg.

A honfoglalás időszakának természeti képét, a természeti (és részben már kultúr-) tájat pontosabban rekonstruálhatjuk. HELL MIKSA 1772-ben ANONYMUS: *Gesta Hungarorum*-a alapján megrajzolt térképén az erdők területfoglalása hazánk mai területéhez viszonyítva 37,2 % (BARTHA – OROSZI, 1995). Ez a – forrás pontatlansága, torzításai, a térképkészítés megkérdőjelezhető hitelessége miatti – téves adat a mai napig a köztudatban él (NÉMETH, 1998). Figyelembe véve a nagyjából épségben maradt termőhelyeket, az elsősorban a sík- és alacsonyabb dombvidékekre összpontosuló tájhasználatot, az erdők (még megmaradt) regenerálódó képességét, a fluktuáló antropogén terhelést, túlzásnak találhatjuk, hogy az addig létezett erdőknek csaknem több mint felét kiirtották volna. BARTHA – OROSZI (1996) becslése szerint a honfoglalás idején – figyelembe véve az akkori klimatikus viszonyokat, földrajzi környezetet (GYÖRFFY – ZÓLYOMI, 1996; SOMOGYI, 1988) – a jelenlegi területre vetített erdőszültséget 60 % körülire teszi, ami így is azt jelenti, hogy az ország területének egynegyedéről tűnt el addig az erdőborítás. A honfoglalás után a sertésenyésztés lépett előtérbe, ami arra utalhat, hogy az Alföld még megőrizte erdőssztyepp karakterét, melynek erdeit a pásztorkodás és a földművelés ugyan korlátozta, de a mozaikos növényzet tölgyesei még elegendő táplálékbazist adtak a makkoltatásra alapozott sertésenyésztésnek (JÁRAI-KOMLÓDI, 2000).

A megletelepedés után az egyházak, a nemesség és a fölnövekvő városok egyre több erdőterületeket kaptak a kincstártól, de egyre hűtlenebbül is bántak vele (például a ciszterek, vagy a Felső-Magyarországon letelepített soltészek, az erdélyi kenézek), jórészüket rövid idő alatt kiirtották. Az erdők még fokozottabb igénybevételnek lettek kitéve, mikor a XIV. századtól kezdve hazánkban föllendült a bányászat és kohászat. A bányácsolatok ugyanis nagymennyiségű fát igényeltek, a kohókat pedig a XVIII. század közepéig faszénnel fűtötték,

aminek égetése külön mesterséggé vált, s igen nagymértékben járult hozzá az erdők, különösen a bányavárosok körüli erdők pusztításához. A középkorban a bányászat és a kohászat az a tevékenység, ami legjobban igénybe veszi a hegyvidéki erdeinket. Az erdők óvása érdekében II. Miksa 1565-ben erdőrendtartást adott ki, melyben a későbbi erdő-törvények alaprendelkezései már megtalálhatók: 1. a kitermelt faanyag mennyiségét meg kell tervezni; 2. a vágásterületeket előre ki kell jelölni; 3. magfákat kell meghagyni; 4. tilos a kecskék erdei legeltetése. Ezek közül az utóbbi két korlátozás a legérdekesebb, ugyanis az erdők felújulásával vagy felújításával addig nem sokat törődtek. A kecskék pedig azon kívül, hogy minden számukra elérhető zöldet tövig rágnak, taposásukkal tömörítik is az erdőtalajt, ami a termőképesség rovására megy. (A mediterrán tájak kopárságának előidézésében a kecskéknak is jelentős szerepe volt/van). Meg kell mondanunk azt is – s ez a későbbiekben is igaz lesz –, hogy az erdőrendtartás előírásainak csak bizonyos területeken, bizonyos tulajdonlasi formáknál és rendszerint rövidebb ideig sikerült érvényt szerezni.

Történeti visszatekintésünk során külön ki emelni a török hódoltság időszakát. Ez a másfél évszázad az ország középső részén alaposan kihasználta az erdőket is, területük a hadsereg faigénye miatt rohamosan csökkent. Alföldünkre ekkor az erdőterület-vesztés miatt a pusztásodás folyamata volt jellemző, s az erdőirtásoknak, erdőkiéléseknek¹ köszönhetően ekkoriban jött létre a történelmi puszta. (Megjegyzendő, hogy a XX. század első harmadában élénk vita dúlt alföldünk eredeti, vagy másodlagosan kialakult erdőtlenségéről, azaz a természeti vagy történelmi puszta tényéről. Ez a kérdés mára – az utóbbi javára – egyértelműen eldőlt.) (BARTHA – OROSZI, 1995).

Visszatérve az erdőterület-csökkenés nyomon követésére, meg kell emlékeznünk Mária Terézia 1770-es erdőrendtartásáról, mely a rendszeres erdőgazdálkodás alapjait fektette le. Sajnos – s a tulajdonviszonyoknak az erdők sorsának alakulásában egyre fontosabb szerepe van – csak a kincstári és szabad királyi városok erdeiben tudtak érvényt szerezni az erdőrendtartás előírásainak. Az újabb bányák nyitása, olvasztók, hámorok, sóbányák működtetése, az üveghuták fával való ellátása, a fellendülő kézművesipar, a hamuzsírforrás, az egyre növekvő lakosság épület- és tűzifa igénye a még megmaradt erdőterületek fokozottabb kiélésére, csökkentésére vezetett. A II. József korából (1785-90) származó katonai felmérés alapján az ország erdősültsége ekkor már csak 29,7 %. Kevésbé ismert és hangoztatott tény azonban, hogy a legnagyobb mérvű erdőterület csökkenés a XIX. században, 1848 és 1878 között történt hazánkban. E harminc év alatt – a jobbágyfelszabadításnak köszönhetően – a legelőilletékességet élvezők 1,3 millió hektár erdőt irtottak ki, s alakítottak át legelővé. Ily mérvű erdőpusztítás történelmünk során még nem volt! Ezt megfékezendő, 1879-ben életbe léptették az első erdőtörvényünket, melyet csak az ún. korlátolt forgalmú erdőkre sikerült kiterjeszteni, a több mint egyharmados részarányt kitevő magánerdőkre nem. A XIX. század végén a gazdasági fellendülés, megélnékülő faexport következtében természetesen tovább folyt az erdőirtás. Ekkor tűntek el a pannon térség őserdeinek utolsó tanúi, a híres szlavóniai tölgyesek (MÁTYÁS, 1998).

Hazánk erdősültsége a trianoni időszakban érte el mélypontját, ekkor már csak az ország területének 11,8 %-át borította erdő, melynek közel a fele magánkézben volt. Ez a tulajdoni forma igen csak meglátszott az akkori erdők – kedvezőnek egyáltalán nem mondható – állapotán (BARTHA, 1995). A területcsökkenés 1920-ig következett be, utána lassú, majd 1949-től – az erdőtelepítéseknek köszönhetően – gyorsuló ütemű területnövekedés figyelhető meg. A területváltozások mértékét nagy vonalakban az 1. táblázat szemlélteti.

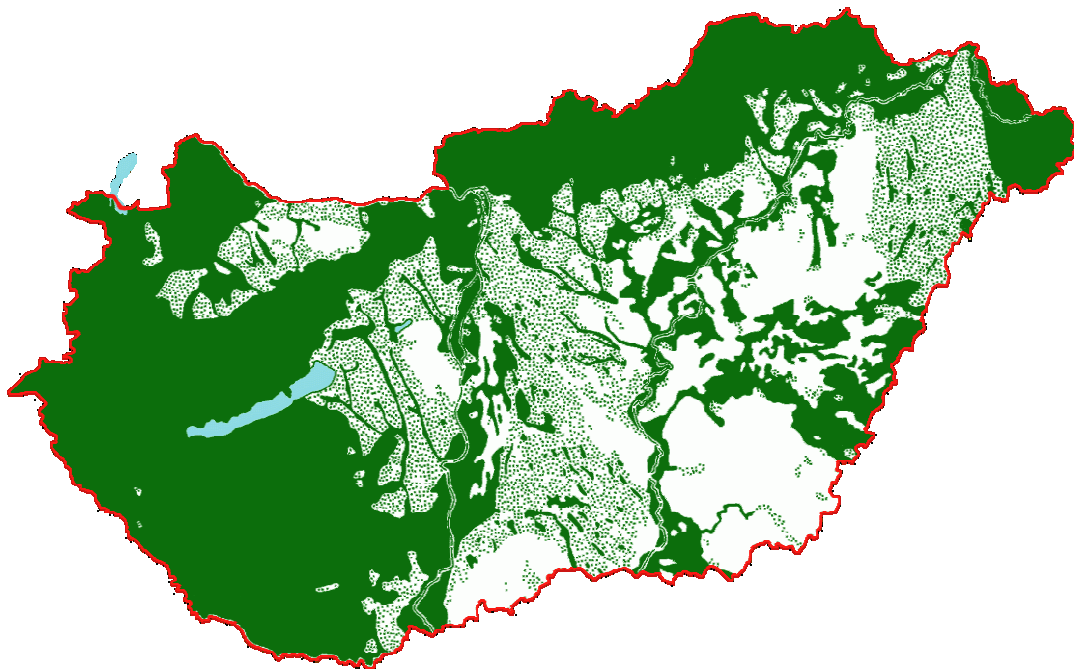
¹ Erdőkielés alatt azt a tartós emberi tevékenységet értjük, amely az erdő által termelt javak tervszerűtlen kiaknázását ill. az erdőállapot tartós megváltozását eredményezi.

Idő / állapot	Erdősültség
Érintetlen (rekonstruált) természetes vegetáció	85,5 % ¹
Honfoglalás (896)	~ 60 % ²
1800	29,0 %
1920	11,8 %
2000	18,6 %

Megj.: 1- rekonstruált adat; 2 – becsült adat

1. táblázat – Az erdőterület-változás fontosabb állomásai (BARTHA, 2000)

A vegetációrekonstrukció segítségével megállapítható, hogy hazánk mai területén az erdők aránya emberi beavatkozások nélkül 85,5 % lenne (JAKUCS, 1981; ZÓLYOMI, 1989; BARTHA, 2000) (2. ábra). Ez az érték – mint a fentiekben nagy vonalakban érzékeltettük – lényegesen lecsökkent, s a megmaradó erdők is átalakultak.



2. ábra – Magyarország rekonstruált természetes vegetációja a fő formációkkal

Jelmagyarázat:

– zárt erdők
 – erdőssztyeppek
 – (zömében) fátlan területek

Az ezredfordulón regisztrálható 19,2 %-os erdősültségből 6,6 % tekinthető *természetszerű* (azaz fő fafajá(ai)ban a természetes erdőtársuláshoz hasonló) erdőnek, míg 12 % *kultúrerdő* (melynek fő fafaja(i) nem egyez(ne)k meg a természetes erdőtársulásával) (BÖLÖNI, 2001). A természetes erdőtakaró átalakulását – az ország területére vetítve – a 2. táblázat érzékelteti.

Az erdőirtások egyirányú folyamatot jelölnek, de előfordulhat az az eset is, hogy a korábban kiirtott (és más területhasználattal érintett) erdő helyén spontán úton vagy emberi cselekedettel (erdőtelepítéssel) új erdő keletkezik. Ezért különbséget kell tennünk a folyamatosan megmaradt erdő(sége)k és a visszaalakított erdők között. A tájtörténeti kutatásokban ezeket „ősi = történetileg idős” (ancient) és „nem ősi = történetileg fiatal” (recent) erdő néven

Erdőtársulás-csoport	Részesedés a természetes vegetációból (%)	Mai maradványaik (%)
<i>Hegy- és dombvidéki erdők</i>		
Bükkösök	4,0	1,4
Gyertyános-tölgyesek	10,5	2,1
Cseres-tölgyesek	19,5	1,7
Mészkevelő erdők	2,5	0,4
Mészkerülő erdők	3,0	0,3
Szikladomborzatú erdők	+	+
<i>Síkvidéki erdők</i>		
Erdőssztyepp-erdők	23,0	+
Ligeterdők	19,0	0,7
Láperdők	4,0	+
Összesen	85,5	6,6

Megj.: + - nagyon kis területen fordul(t) elő

2. táblázat – Az erdőtársulás-csoportok részesedése a rekonstruált természetes vegetációban és mai maradványaik (az ország területéhez viszonyítva)
(BARTHA – ESZTÓ, 2001; BÖLÖNI, 2001 nyomán)

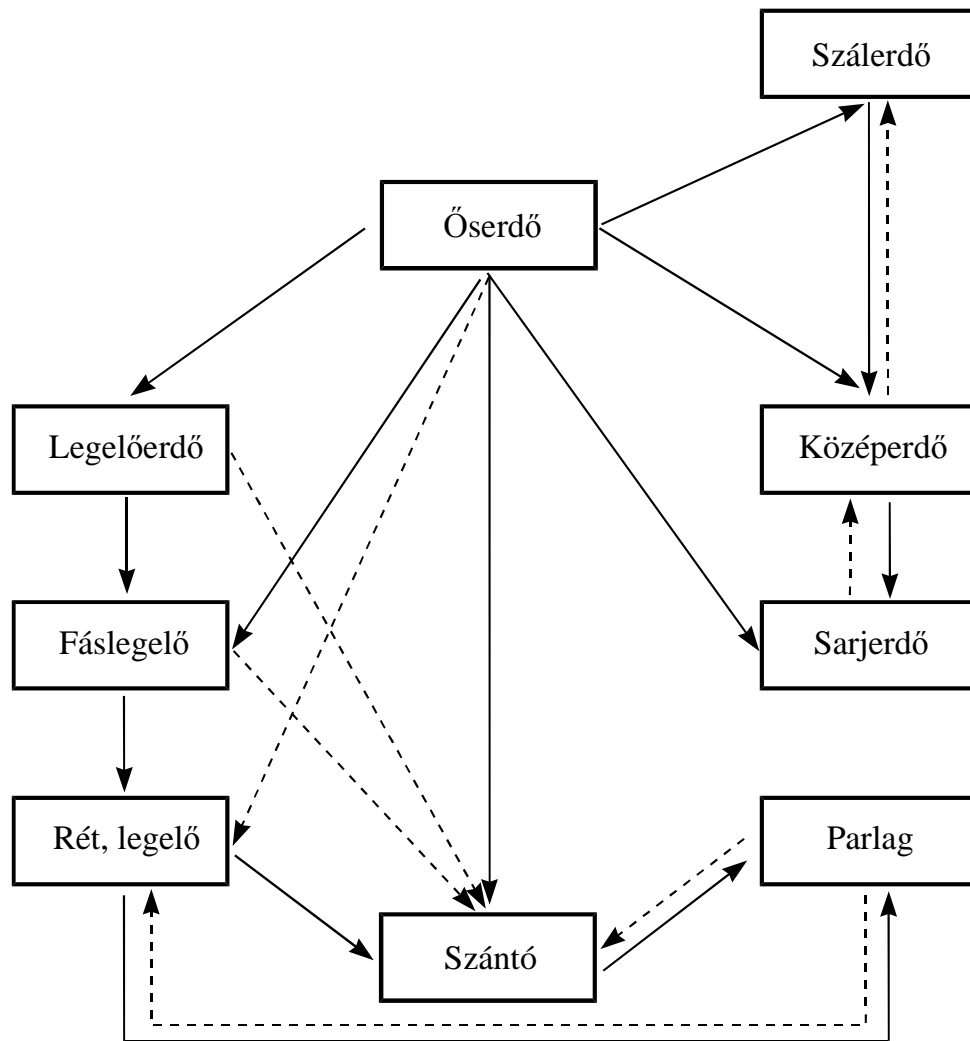
különböztetik meg (PETERKEN – GAME, 1984), ahol a bizonyítás kényszere miatt csupán néhány évszázadra visszamenően lehet őket biztonsággal elkülöníteni. (Angliában az 1600-as évek kezdetéig, Magyarországon az első katonai felmérésig (1785-1790)).

Az erdőirtáson túl egyéb erdőhasználati módok és erdőkielések (rendszeretlen szálalás, erdei legeltetés, lombtakarmány-nyerés, makkoltatás, alomszedés, cserkéreg-termelés, sarjzattatás, mezőgazdasági elő- és közteshasználat, gyanta- és fenyőkorom-égetés, stb.) is változtatták a megmaradt erdők állapotát (BARTHA, 2003a), melyek hatásának elemzésére részleteiben itt nem térünk ki. A történeti erdőhasználatok és erdőkielések felsorolása nem teljes, mert a legtöbb emberi hatás eredményéről nincsenek teljes ismereteink, s térben és időben sem egyenletesek, igen nagyfokú heterogenitást mutatnak.

3.1.2. Az erdők átalakítása és állapota

Az előzőekben fölvázolt történeti erdőhasználati formák maradandó nyomot hagytak a megmaradt erdőállományok fajösszetételén, szerkezetén és rendszerint a termőhelyükön is, azaz a természetességüket rontották. Egy-egy területen az erdőhasználatok, erdőkielések formája hosszabb időtávon belül nem változott, intenzitásuk is közel azonos volt. Ezért az erdőkép állandósult, s ez nem csak állomány szinten, hanem táji szinten is jellemző volt. Az állományok (és az erdőstáj) állapota eltávolodott a természetes (eredeti, ~ ősi) állapottól.

Az őserdők átalakítása három fő irányban történt (3. ábra). A legeltetési kényszer miatt az egyik fő irány az alacsony záródású legelőerdők illetve a faegyedeket, facsoportokat már csak elszórva tartalmazó fás legelők létrehozása volt. A másik fő iránynak a szántóterületek nyerését nevezhetjük meg. A harmadik fő iránynál az erdők megtartása általános cél volt, de a fatermesztés mellett mindig voltak más haszonvételek is (ún. mellékhasználatok). Ezen állományok művelése esetén háromféle üzemmódot lehetett elkülöníteni, a szálerdő-, a közép-erdő- és a sarjerdő-üzemmódot.



3. ábra – Az őserdők átalakításának folyamatábrája

Az erdőképre – a kisebb területű szálerdő-üzemmódban kezelt állományok kivételével – a fellazult szerkezet lehetett általánosságban a jellemző, amihez a többnyire sarjakra történő erdőfelújítás és az alacsony vágáskor csatlakozott. Külön terhet jelentettek a fent vázolt, s a lakosság megélhetése szempontjából évszázadokon át művelt mellékhasználatok (erdei legeltetés, makkoltatás, alomszedés, lombtakarmány-nyerés, cserkéreg-hántás, stb.). Ezen tényezők az erdőszerkezeten túl a fajösszetételben is tartós változásokat okoztak, így jellemző volt a fafaj-sokféleség, azaz az állományalkotó fafajok mellett számos elegyfajt és pionír fafajt is lehetett találni. Ugyancsak a fentieknek köszönhető a cserjék előrenyomulása, a cserjésedés is. A gyepszintben a fénybőség, a melegebb mikroklíma, az alomréteg eltűnése vagy szárazabbá válása miatt visszaszorultak az árnytűrő, humuszos talajt kedvelő erdei fajok, helyükre az erdőszegélyek vagy a környező gyepterületek fajai nyomultak be (3. táblázat). Összefoglalásképpen elmondható, hogy az alig egy-másfél évszázados múltra visszatekintő rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás beindulása előtt hosszú évszázadokon keresztül az akkori erdőkép és erdőállapot lényegesen eltért a közelmúlt és a jelen erdőképétől, állapotától.

Az erdők kiélése (tervszerűtlen erdőhasználatok) időszak	Becsült határ	Az erdők kímélete (tervszerű erdőgazdálkodás) időszak
Táji jellemzők		
Az erdőterület csökkenése, az erdőtakaró fragmentálódása ↓	1920	Az erdőterület növekedése, az erdőtakaró tömbösödése ↑
Használatok jellemzői		
Sarjzartatás ↓		Mageredetű felújítás előre kerülése ↑
Alacsony vágáskor (15-25 év) ↓		Magasabb vágáskor (20-120 év) ↑
Erdei legeltetés, makkoltatás, alomszedés, lombtakarmány-nyerés, cserkéreg-hántás engedélyezése ill. megtűrése ↓	1879	Erdei legeltetés, makkoltatás, alomszedés, lombtakarmány-nyerés, cserkéreg-hántás tiltása ↑
Erdőállományok jellemzői		
Erdőállományok fellazulása (ligetesedés) ↓		Erdőállományok záródása ↑
Tisztások számának ill. területének növekedése		Tisztások számának ill. területének csökkenése vagy megszűnése
Őshonos fafajok kizárólagossága ↑	~1800	Idegenhonos fafajok megjelenése és térhódítása ↓
Pionír fafajok előrenyomulása		Pionír fafajok visszaszorulása
Az elegyesség fennmaradása ↑		Az elegyesség csökkenése ↓
Cserjék előretörése, cserjésedés		Cserjék visszaszorulása
Az aljnövényzetben a. a fényigényes (és többnyire szárazságtűrő) fajok felszaporodása, gyepter- és erdőszegély-növények benyomulása → füvesedés b. árnytűrő (és többnyire nedvességigényes) fajok visszaszorulása c. nitrofil és inváziós fajok hiánya vagy alacsony részaránya ↑ d. adventív növények hiánya vagy csekély részaránya ↑		Az aljnövényzetben a. a fényigényes (és többnyire szárazságtűrő) fajok visszaszorulása, gyepter- és erdőszegély-növények eltűnése vagy megritkulása b. árnytűrő (és többnyire nedvességigényes) fajok előretörése c. nitrofil és inváziós fajok előrenyomulása ↓ d. adventív növények jelentős részaránya ↓
Érzékeny erdei növények (főleg specialisták) visszaszorulása vagy eltűnése		Erdei növények (főleg generalisták és kompetitorok) előretörése
Talaj- (termőhely-)degradálódás ↓		Talaj- (termőhely-)regenerálódás ↑
Spontán erdőfelújulás ↑		Mesterséges erdőfelújítás ↓

Jelmagyarázat:

↑ – a természetesség alakulása szempontjából kedvező folyamat vagy jelenség

↓ – a természetesség alakulása szempontjából kedvezőtlen folyamat vagy jelenség

3. táblázat – Az erdők kiélése és az erdők kímélete korszakok jellemzőinek összehasonlítása (BARTHA, 2003a)

3.1.3. A rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás hatása az erdők állapotára

A rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodás beindulása után más hatások, igénybevételek érték erdeinket, mint korábban, a történeti erdőhasználatok és erdőkiélések időszakában. Az ismertett korábbi haszonvételi módok nagyrészt megszűntek, az állományok mentesültek ezektől a terhektől, a fatermesztés elsődlegessége és a területek java részén kizárólagossága került a helyükbe. A különböző erdészeti beavatkozások következményei, melyeket a 4. táblázat foglal össze, más erdőállapotot eredményeztek az utóbbi egy-másfél évszázadban. Ennek az erdőállapotnak a kialakításában elsősorban a rendszeres (tervszerű) erdőgazdálkodási módoknak, beavatkozásoknak van szerepe, de a korábbi történeti erdőhasználatok és erdőkiélések nyomai is felfedezhetők bennük, melyek elsősorban a termőhelyek átalakításában és a fafaj-összetétel megváltoztatásában tükröződnek.

Az erdészeti beavatkozás módja	A beavatkozás következményei
<i>Erdő-(üzem-)tervezés, erdőrészekre való felosztás</i>	A belenyúlások szinkronizálása, az erdő-struktúra és fafajösszetétel homogenizálása
<i>Erdőfeltárás</i>	Fragmentálódás erdei utak, nyiladékok, közelítő nyomok létesítésével; belső, állandó határvonalak keletkezése; talaj-erózió; felgyorsult vízfolyás; idegen eredetű anyagok bevitel
<i>Erdőfelújítás előkészítése</i>	Biomassza-kivonás; talaj-megmunkálás (a feltalaj és a talajélet megváltoztatása)
<i>Vetés, ültetés, ápolás, tisztítás, gyérítés</i>	A fafajösszetétel irányítása; genotípus-szelekció
<i>Véghasználat</i>	Biomassza-kivonás, tápanyag-elvonás; talajtömörítés
<i>Trágyázás, meszesítés, víztelenítés</i>	A talaj, talajélet és fafaj-felújulás megváltoztatása

4. táblázat – A főbb közvetett és közvetlen erdészeti beavatkozások típusai a gazdasági erdőben, következményeik [SCHERZINGER (1996), BURSCHEL – HUSS (1997) nyomán kiegészítve és módosítva]

Napjaink erdőképét új hatások (környezetszennyezés, termőhely-átalakítás, vegyszerezés, idegenföldi fafajok és nemesített fajták alkalmazása, gépesítés, intenzív turizmus stb.) határozzák már meg a korábbi hatások eltűnése vagy gyengülése mellett. A későbbiekben ezt az erdőállapotot fogjuk a természetesség szempontjából értékelni.

3.2. Az erdőtermészetesség vizsgálatok elméleti alapjai

3.2.1. A természetesség fogalma

HOERR (1993) a természetesség fogalmának elemzésénél két fő megközelítést különít el. Szerinte az egyik nézőpontot a konzervációbiológusok képviselik, akiknek az a feladata, hogy természeti területeket jelöljenek ki és őrizzenek meg, ahol minimális az emberi bolygatás. A másik nézőpont inkább filozofikus, amely azzal érvel, hogy minden természetes, mivel az emberiség a természet része.

A természetes állapot meghatározására többféle, egymástól eltérő definíciót találunk a szakirodalomban: 1. "...az ember által teljesen érintetlen természet" (SCHERZINGER, 1996); 2. "...az ember által közvetve befolyásolt, de közvetlen hatás nélkül érintett természet" (BERGSTEDT, 1997); 3. "...vadászattal és gyűjtögetéssel hasznosított, de más közvetlen hatás nélkül érintett természet" (REIF, 1999/2000). Fenti meghatározásokból – melyek közel ugyanazon időben születtek – látható, hogy eltérő szerzők eltérő módon értékelik a természetes állapotot. A különbség abban van, hogy egyesek (pl. SCHERZINGER, 1996) mindenféle emberi hatást kizárnak, természetesnek az ember által érintetlen természeti környezetet vélik, míg mások (pl. BERGSTEDT, 1997; REIF, 1999/2000) bizonyos közvetett antropogén terheléseket elfogadhatónak vélik. Valamennyi, az itt nem részletezett meghatározások is megegyeznek abban, hogy az ember közvetlen hatását teljes mértékben kizárják.

A természetesség alatt hétköznapi értelemben (ANON., 1978) valaminek a természetes voltát, természet adta, vele született eredetiségét, természetszerű rendjét, szükségszerűségét értjük. A természeti környezet természetessége alatt viszont az alábbi értelmezzük (ANON., 2002): *Természetesség* = a növénytakarónak, illetve a növénytársulásoknak az a tulajdonsága, amely megmutatja, hogy valamely életközösség faji összetételében és eloszlásában mennyire tükrözi a bolygatástól mentes, azaz természetes termőhely adottságait. Hasonló felfogást tükröz az 1996. évi LIII. törvény (a természet védelméről) is, amely már differenciáltan alkalmazza a természetes és természetközeli fogalmakat. Értelmezésében *természetes állapot*: az az élőhely,

táj, életközösség, melynek keletkezésében az ember egyáltalán nem, vagy – helyreállításuk kivételével – alig meghatározó módon játszott szerepet, ezért a benne végbemenő folyamatokat többségében az önszabályozás jellemzi; *természetközeli állapot*: az az élőhely, táj, életközösség, amelynek kialakulására az ember csekély mértékben hatott (természeteshez hasonlító körülményeket teremtve), de a benne lejátszódó folyamatokat többségükben az önszabályozás jellemzi, de közvetlen emberi beavatkozás nélkül is fennmaradnak.

PETERKEN (1996) az erdőkre alkalmazott természetesség megközelítésénél a szerint járt el, hogy a természetes erdőket a már emberi hatások alatt álló erdők kezelésének meghatározásakor referenciaként használhassuk. Ezért az emberi hatások hiányán keresztül ragadja meg az erdők természetességét, azaz a zavartalan fejlődés hatására kialakult erdőt tekinti természetesnek. A természetességnek különböző típusait különíti el:

1. *Eredeti természetesség*: Azon állapot, mely akkor állt fenn, mielőtt az ember szignifikáns ökológiai faktorrá vált volna. Angliában általában az atlantikus periódus preneolitikus erdeit tekintik eredeti természetes erdőnek, bár újabban a mezolitikumi kultúráról is azt tartják, hogy hatással volt az erdőkre.
2. *Jelenkori természetesség*: Azon állapot, mely akkor uralkodna, ha az ember nem vált volna szignifikáns ökológiai faktorrá. Ez a fogalom magába foglalja, hogy az éghajlat és a talaj az utolsó 5000 év alatt megváltozott, s így napjaink természetes erdei különböznek a múltbeli eredeti természetes erdőtől.
3. *Múltbeli természetesség*: Azon erdőkre jellemző, melyek komponenseiket közvetlenül az eredeti természetes erdőtől örökölték. Az eredeti természetesség és a jelenkori természetesség kombinációja.
4. *Potenciális természetesség*: Azon állapot, mely akkor fejlődne ki, ha az emberi behatást teljesen megszüntetnék, s ennek eredményeként létrejövő szukcesszió adott pillanatban befejeződne. Ez a hipotetikus állapot magyarázza az őshonos fajok aktuális előfordulásának lehetőségét adott helyen, az uralkodó éghajlati körülmények között.
5. *Jövőbeli természetesség*: Az az állapot, mely akkor fejlődne ki, ha az emberi behatás teljesen és huzamosan megszűnne. Ez azt is jelenti, hogy a jelenlegi fajkészlet változhat a kipusztulások és meghonosodások útján, további fajok kolonizálhatják a területet, és a talaj megváltozhat a szukcesszió előre haladtával, valamint az éghajlat folyamatosan változni fog.

Fenti alapfogalmak nem alkalmazhatók egyértelműen egy adott erdőre, mivel számos erdő a természetesség fent említett típusai közötti átmeneti állapotban létezik. Egyesek ezt mennyiségi módon próbálják leírni (pl. 60 % eredeti természetesség, 90 % múltbeli természetesség vagy 10 % jövőbeli természetesség), de ez túlságosan bonyolultnak bizonyul. Ezek a különbségek valószínűleg sokkal jobban érthetők Európában, mint Észak-Amerikában, ahol az eredeti természetes erdő az európai telepések megérkezése előtti erdőt jelenti, s még mindig vannak olyan régiók, ahol a behurcolt fajok nem törtek előre, s elképzelhető, hogy adott területen a természetesség összes típusa egy és ugyanaz.

A természetesség inverz fogalmának a műviséget tekinthetjük, amely alatt kizárólagos emberi alkotást értünk, melynek létrehozásában a természeti erők közvetlenül nem vesznek részt. A természetesség-műviség a természeti állapot aktuális kifejeződését jelöli, e fogalompár értelmezési tartományának két végpontját tudjuk egyértelműen a tér-idő skálán megadni. Az egyik végpontot a természetes állapot jelenti, mely 100 %-os természetességnek fogható fel. A másik végpont a művi állapottal jellemezhető, amit a vizsgált objektumunk esetében 0 %-os természetességnek (100 %-os leromlottságnak) is értelmezhetünk.

A természetesség a természetvédelmi értékelések legfontosabb és leggyakrabban alkalmazott kritériuma, és a beavatkozások szempontjából végzett értékelések egyik legjelentősebb eszköze (HOERR, 1993). Az időléptéket tekintve a természetességet kettős megközelítésben kell elemezni: 1. történeti léptékben (ez az eredetiség) és 2. aktuálisan (az aktuális termőhelyi potenciálnak megfelelő önszabályozott állapot) (KOWARIK, 1999).

3.2.2. Az eredetiség fogalma

Az eredetiség mindenféle emberi beavatkozást nélkülöző – Közép-Európában épp ezért egy korábbi – természetességnek fogható fel. Az emberi hatásra megváltozott abiotikus környezet (talajvízszint-süllyedés, talajsavanyodás, tápanyag-feldúsulás, légszennyezés, peszticid-terhelés, stb.) miatt módosultak az eredeti termőhelyek, az eredetileg meglévő fajok kipusztulásával változtak az eredeti konkurenciaviszonyok is. E közvetett hatások következtében még az ember által valóban érintetlen erdőállományok (a tulajdonképpeni mai őserdők) eredetisége is megkérdőjelezhető. Ezek alapján az is nyilvánvaló, hogy Közép-Európában ma már eredeti erdőtájról, erdőségről sem beszélhetünk. Ha a teljes erdőállomány eredetisége már nincs is meg, bizonyos elemei azért még lehetnek eredetiek, átvészeltettek napjainkig. Ehhez viszont folytonos erdőborítás kellett, s ezért is fontosak a természetvédelem számára az ősi időkből fennmaradt, történelmileg idős erdők (RACKHAM, 1980; PETERKEN, 1994; ZUKRIGL, 1997; HÄRDTLE – WESTPHAL, 1998).

Az eredetiség (~ ősiség) az antropogén hatások előtti természeti állapot kifejeződését jelenti. (Megjegyzendő, hogy az eredetiség és az ősiség nem szinonim fogalmak, bár jelentésük hasonló. Az ősiség mindig a régműlttal kapcsolatos, az eredetiségnél ez nem kizárólagos kritérium.) Mivel Közép-Európában nagykiterjedésű, zavartalan fejlődésű erdőségek már régóta nincsenek, ezért az eredetiség-ősiség fogalmakat együttesen használjuk. Meg kell említeni még azt is, hogy a köznyelvben az ős-, ősi előtag (lásd őserdő, ősgyep, ősláp, ősmocsár) jobban meghonosodott, mint az eredeti előtag.

Az eredetiség vizsgálatokor egy eredeti állapotot vetünk össze az aktuális állapotunkkal. Az eredetiség, mint kritérium, biotópokra, fito- és zoocönózisokra, ökoszisztémákra, tájrészletekre, tájakra egyaránt alkalmazható. Az eredeti állapot megrajzolása több problémát vet fel, melyek az alábbiak:

- Bizonyos fajok az ember tevékenységével paralel vagy közvetlen előtte jelentek csak meg (pl. a bükk).
- A fajok pontos tömegviszonyait, a dinamikai és szerkezeti jellemzőket nehéz megállapítani, bizonyos fajok jelenlétére nehéz (vagy nem lehet) következtetni.
- Szélsőséges termőhelyek kivételével az eredeti természetes vegetáció (itt Közép-Európában) az erdő, de ezen belül a finom termőhelyi változások ill. az (időszakosan) fátlan stádiumok nehezen rögzíthetők.

Az erdők esetében az eredetiség fontos kritériuma, hogy az erdőborítás annak létrejötte óta folyamatos legyen, antropogén hatások miatt ne legyen szakadás abban. Így az ősi (öreg)² erdők csak eredeti (primer – ember által nem bolygatott) termőhelyen és természeti folyamatok eredményeképpen jöhettek (jöhetnek) létre (KOWARIK, 1996). A termőhelyek átalakíttósága és az erdő keletkezésének módja szerint elkülöníthető típusokat az 5. táblázat szemlélteti. A táblázatból kiolvasható, hogy természetes (spontán módon, antropogén hatás nélkül kialakuló) erdő nem csak eredeti, hanem megváltoztatott és teljesen átalakított = új termőhelyen is létrejöhet. Ugyanígy természeti folyamatok formálják a renaturálódó (regenerálódó) erdőket is, de itt valamikor korábban mesterséges (antropogén) úton kialakított állomány(ok) is volt(ak). A táblázat utal arra is, hogy természetes erdő és renaturálódó erdő csak erdő-termőhelyen képzelhető el, ugyanakkor mesterséges erdő (faállomány) nem-erdő-termőhelyen is létezhet (pl. az alföld sztyepp területeire ültetett kultúrállományok, vagy sziklagyepek helyén létesített kultúrállományok).

² Megjegyzendő, hogy az ősi (öreg) erdők (historisch alte Wälder, ancient woodland) fogalma nem az állományok korát, hanem magát az erdő korát foglalja magába (WULF, 1994).

		Az erdő keletkezésének módja (természetessége)		
		<i>Természetes (spontán) úton</i>	<i>Mesterséges (antropogén) úton</i>	<i>Vegyes¹ úton</i>
A termőhely átalakítottsága (eredetisége)	<i>Primer (eredeti) termőhely</i>	Primer természetes (ősi) erdő	Primer mesterséges erdő	Primer renaturálódó erdő
	<i>Szekunder (megváltoztatott) termőhely</i>	Szekunder természetes erdő	Szekunder mesterséges erdő	Szekunder renaturálódó erdő
	<i>Tercier (teljesen átalakított = új) termőhely</i>	Tercier természetes erdő	Tercier mesterséges erdő	Tercier renaturálódó erdő
Erdő-termőhely		Természetes erdő	Mesterséges erdő	Renaturálódó erdő
Nem-erdő-termőhely		–	Mesterséges erdő	–

¹ = (spontán – antropogén – spontán vagy antropogén – spontán)

5. táblázat – A termőhely átalakítottsága és az erdő keletkezési módja szerint elkülöníthető típusok

Az eredetiség indikátorai közül ki kell emelni a primer erdő-termőhelyekhez kötődő fajokat (tkp. az öreg vagy ősi erdők jelző fajait) (BALL – STEVENS, 1981), de a nem őshonos fajok is jó negatív indikátorai az eredetiségnek, mivel ők nem tartoznak hozzá az eredeti vegetációhoz (WULF, 1993; WULF – KELM, 1994). Az eredetiség vizsgálatokor a hagyományos tájhasználat korát és kontinuitását is figyelembe szokták venni (SCHNEIDER – POSCHLOD, 1999).

3.2.3. A természetesség és az eredetiség összevetése

Az eredetiség és a természetesség két különböző fogalmat jelöl, a közöttük lévő különbség okai az alábbiak:

- irreverzibilis termőhelyi és környezeti változások;
- fajok kipusztulása;
- új fajok bevándorlása, behozatala, behurcolása és meghonosodása;
- megváltozott szukcesszió,
- klímaváltozás.

Az eredetiség és a természetesség fontosabb jellemzőit, az értékelések során mutatott előnyeit és hátrányait a 6. táblázat szemlélteti.

Kritérium	Nézőpont	Viszonyítási alap	Előny az értékelésnél	Hátrány az értékelésnél	Természetvédelmi célokhoz való rendelés
<i>Eredetiség</i>	történeti (hisztorikus)	eredeti, antropogén módon nem befolyásolt állapot	az eredeti feltételek kontinuitásának / diszkontinuitásának hangsúlyozása; a történeti változásokra a figyelemfelhívás lehetséges	az irreverzibilis termőhelyi változásokról hiányzó információ; történeti állapothoz való viszonyítás	történeti tájalakulatok megtartása / visszavezetése (az eredeti természeti táj megtartása / a történeti kultúrtáj megőrzése)
<i>Természetesség</i>	jelenlegi (aktuális)	a mai termőhelyi potenciál keretei között, önszabályozott módon kialakult állapot	az aktuális antropogén behatások hangsúlyozása; a tartós antropogén termőhelyi változások elismerése / elfogadása; széleskörűen alkalmazható	az irreverzibilis termőhelyi változások után a visszaállíthatóságot nem zárja ki; történeti szemlélet nélküli elemzés	az antropogén folyamatok ellenében a természetes folyamatok megőrzése / fejlesztése (folyamat orientált természetvédelem)

6. táblázat – Az eredetiség és a természetesség jellemzőinek és alkalmazásának összevetése (KOWARIK, 1999 nyomán némileg módosítva)

Az eredetiséget és a természetességet egymástól elkülönítetten is lehet vizsgálni, de őket egymással összekapcsolva is van értelme az értékelésnek. Az eredetiség vizsgálatokor egy történeti állapottal teszünk összevetést, a természetesség elemzésekor egy olyan jelenlegi állapottal, amit önszabályozó mechanizmusok hoztak létre. Természeti tájakon, amelyek mentesek az irreverzibilis antropogén hatásoktól, a két dimenzióban (eredetiség és természetesség) történő elemzés azonos eredményre vezet. Ezzel szemben az erősen átalakított tájakon lényeges különbség várható a kétféle elemzés eredménye között (KOWARIK, 1999). Szükséges elkülöníteni az eredeti termőhelyi potenciált a jelenlegi termőhelyi potenciáltól is. Az előbbi csak természetes változásoknak (pl. klímaváltozás, üledék-felhalmozódás, vulkanizmus, természetes flóra- és faunadinamika) van kitéve, míg az utóbbit antropogén változások is ér(het)ik.

Általánosságban megállapíthatjuk, hogy minél jobban, tartósabban átalakított az ember által egy táj, annál nagyobb a különbség a (történeti módon szemlélt) eredetiség és az (aktuálisan szemlélt) természetesség között. Az eredetiség és a természetesség átfedésének mértékét az aktuális antropogén hatások és az eredeti termőhelyi potenciál változása függvényében a 7. táblázat szemlélteti.

Aktuális antropogén hatások mértéke	Az eredeti termőhelyi potenciál változása (természetes vagy antropogén úton)	
	<i>csekély</i>	<i>erős</i>
<i>magas</i>	↔	
↓		
<i>alacsony</i>	közepes	± még lehetséges
	nagy	kicsi

7. táblázat – Az eredetiség és a természetesség átfedésének mértéke (KOWARIK, 1999 nyomán módosítva)

3.2.4. Az eredetiség és a természetesség alkalmazása az értékelésekben

Az előzőekben definiált fogalmaink (eredetiség és természetesség) eltérő célok érdekében, különböző tér- és időléptékben alkalmazhatók. Alapvetően négy fő alkalmazási területet különíthetünk el (KOWARIK, 1999):

1. Ökológiai analízisek, melyek az emberi kultúrbefolyás és a vizsgálati objektum viszonyát elemzik.
2. Tér-idő összehasonlítás az antropogén változások mértékének detektálására.
3. Célmeghatározás (maximális természetesség), elsősorban az erdők természetvédelménél.
4. Kritériumként való használat ökológiai alapú értékelő módszereknél.

A fenti alkalmazások esetén többféle objektumot tudunk elkülöníteni, melyek hierarchikusan kapcsolódnak egymáshoz:

- fajok (konkrét természetességi vagy eredetiségi értékük nincs, de ahhoz a fokozathoz hozzárendelhetők, ahol a leggyakrabban fordulnak elő → indikátorok);
- élőhelyek, élőhely-típusok;
- növénytársulások és állományaik;
- termőhelyek és termőhely(talaj-)típusok;
- élőhely-komplexek, tájrészletek és tájak.

Természetvédelmi alkalmazások esetén a jelenlegi és az elérendő állapotot egyértelműen meg kell határozni, a kettő közötti különbséget pedig indikátorok alkalmazásával kell megállapítani. Hangsúlyozni kell, hogy a természetesség (és az eredetiség) nem egyedüli kritérium, természetvédelmi értékeléseknél kombináltan célszerű őket alkalmazni más kritériumokkal (sokféleség, ritkaság, veszélyeztetettség, helyreállíthatóság, jellemzőség és sajátosság) (BARTHA, 2004). Valamennyi szerző egyetért abban, hogy a természetvédelmi szempontú értékeléseknél erdők esetében a legfontosabb kritérium a természetesség, s abban is, hogy a természetesség foka és a biotóp (erdő) értékessége között lineáris kapcsolat van (pl. GOTMARK, 1992; SCHERZINGER, 1996; SCHMIDT, 1997; KOWARIK, 1999; REIF, 1999/2000). A WWF (1993, cit. DUDLEY, 1996) az erdők minőségének jellemzésére az egészségi állapoton, környezeti hasznon, más társadalmi és gazdasági hasznon kívül a természetességet is javasolja általános kritériumként figyelembe venni. SCHERZINGER (1990) szerint döntő jelentőségű, hogy a természetesség fogalma nem csak egy kiindulási állapotra korlátozódik, hanem az autogén regenerálódás lehetőségét is magában foglalja. JENSSEN – HOFMANN (2003) rámutat arra, hogy a prehisztorikus vagy a hisztorikus állapot (tkp. az eredeti állapot) visszaállítása nem lehet cél, hanem az ökológiai integritást kell megteremteni, s azt hosszú távon biztosítani. Az ökológiai integritás az ökoszisztémák önszerveződő-képességének tartós biztosítását jelenti, amelybe az önmegújulás, önszabályozás és az önállandósítás tartozik. Szerintük az erdők önszerveződő-képességének gyakorlatiasan használható indikátora a fafajösszetétel természetessége.

3.2.5. Biodiverzitás és természetesség

Az utóbbi években a biodiverzitás fontosságának felismerésével önkéntelenül is adódik, hogy az erdők természetvédelmi értékének, ökológiai gazdagságának jellemzésére diverzitásmutatókat alkalmazzunk. Elvben – a legegyszerűbb esetben – a degradáltság maximuma (a természetesség minimuma) a diverzitás minimumával jár együtt (JUHÁSZ NAGY, 1984). Azonban a diverzitás nem feltétlenül indikátora a természetességnek. Egyes erdőket sok fafaj alkot, és/vagy különböző korú állományokból állnak, míg mások tulajdonképpen monokultúrák egykorú állományokkal. Ez utóbbi kialakulhat például egy erdőtüzet követő felújulás eredményeként is. Az erdők gyakran nem jellemezhetőek változatlan klímákkal, hanem többé-kevésbé állandó ciklikus faj- és szerkezetváltozási folyamatokon mennek keresztül, s folyamatosan módosulnak a klíma változásának köszönhetően is. Másrészt az emberi zavarás gyakran vezethet a fajdiverzitás rövidtávú növekedéséhez.

A természetesség, itt használt értelemben, szilárdabb alapot biztosít az erdők ökológiai tulajdonságainak méréséhez, mint más jelenleg rendelkezésre álló indikátorok. Napjainkban az ökológiai gazdagságot rendszerint a biodiverzitással mérjük, bár a skála kialakítása igen nehéz. Például a fajszám használata megtévesztő lehet: Az idősebb állományokban a fajszám alacsonyabb lehet, mint egy fiatal erdőben, ezek a fajok azonban rendszerint specialisták, melyek leginkább igénylik a védelmet. Ezzel ellentétben a zavarás okozhat hirtelen fajszám emelkedést az erdőkben, ám itt a fajok között gyakran sok a gyom és/vagy idegenhonos növény. Az alapján, hogy egy faj milyen mértékben járul hozzá a teljes ökoszisztéma működéséhez, eltérő jelentőségűnek kell megítélni. Egy csúcsragadozó vagy növényevő elvesztése, de akár az egyedszámukban bekövetkező kis változás is sokkal jelentősebb hatást fejt ki, mint pl. egyetlen gerinctelen állat vagy alacsonyabbrendű növény eltűnése. A természetesség fogalmának használata csökkenti a teljes fajszám és az ökológiai szempontból különösen fontos fajok összetévesztésének lehetőségét. A fajok között – ökológiai jelentőségüket meghatározandó – fontossági rangsor állítható fel. Általában a magasabb trofikus szintek felé haladva, az endemizmus fokának emelkedésével, az ökológiai niche keskenyebb vagy törekenyebb voltával a fajok jelentősége egyre nagyobb.

SCHNITZLER – BORLEA (1998) a Vogézekben és a Bánátban végzett vizsgálataik alapján is hangsúlyozzák, hogy az erdők állapotának, természetvédelmi szempontú jellemzésének legjobb kritériuma a természetesség, mely sokkal autentikusabb a biodiverzitás mérésénél. Természetvédelmi szempontból kiemelő, s fontos alapelvként rögzítendő, hogy minden esetben nem lehet cél a maximális sokféleség fenntartása vagy elérése, mert az gyakran emberi zavarások vagy tudatos beavatkozások eredménye. Így egy antropogén zavarásnak kitett erdőállományba a természetes fajkészlet mellé betörnek az addig ott elő nem forduló élőlények, s ezzel nő a fajdiverzitás, ami viszont nem kívánatos jelenség eredménye. Ugyanígy az idegenhonos fa- és cserjefajok ültetésével is nő a faji (és sok esetben a szerkezeti) diverzitás is, de természetvédelmi szempontból ez a növekedés ismételt nem kívánatos. Tájszintű példát hozva az egykorú bükk fiatalos erdőrészletek szintén a sokféleséget növelik az idősebb erdőrészletek közé ágyazódva, de ez a természetes erdőségektől idegen jelenség, mert azokban ez a struktúra nem található meg, hanem azokat a különböző szukcessziós fázisok részarányának és mintázatának sokfélesége határozza meg. Természetvédelmi szempontból az az elfogadható alapelv, hogy az életterre tipikus faji, szerkezeti és működési sokféleséget (az optimális diverzitást) kell megőrizni, illetve elérni.

Arra, hogy az erdők természetességének megítélésére nem a legmegfelelőbb módszer a biodiverzitás mérése, jó illusztráció SCHERZINGER (1996) adatsora (8. táblázat). Ugyanazon erdő változatlan természetességű fejlődési fázisaiban és szukcessziós stádiumaiban a fajdiverzitás lényegesen változik.

	Fejlődési fázisok	Szukcessziós stádiumok
A flóra fajdiverzitása		
minimális	optimális	záró
	szállaló	
↓	gyarapodási	pionír
	felújulási	
maximális	szétesési	átmeneti
	összeroppanási	
A fauna fajdiverzitása		
minimális	gyarapodási	záró
	felújulási	
↓	optimális	pionír
	szállaló	
maximális	szétesési	átmeneti
	összeroppanási	

8. táblázat – A flóra és a fauna fajdiverzitása a kis és a nagy erdőciklus különböző fejlődési fázisaiban ill. szukcessziós stádiumaiban (SCHERZINGER, 1996)

3.2.6. A természetes erdő fogalma

MÜNCH (1995) tudománytörténeti elemzése azt mutatja, hogy erdők esetében a természetesség kérdésköre az erdőrezervátumok kijelölése idején került előtérbe, s egyre fokozódó jelentőséggel bír, mivel az erdőrezervátumok a természetközeli erdőgazdálkodás mintaképei, a természetesség vizsgálatával pedig a gazdasági erdők állapotának meghatározásán túl azok elérendő állapotát is meg lehet adni.

A természetes erdő fogalma mindig viták forrása, meghatározása nehéz. Míg a természetvédők hajlamosak a természeti környezetet igen felértékelni, a legtöbb erdész nemcsak a természetes állapot értékességében, de még a létezésében is kételkedik. PETERKEN (1996) a természetes erdőkkel foglalkozó könyvében a természetesség fogalmának körüljárásához első kérdésként fölveti, hogy az ember a természet része-e? A válasz az egyes emberek felfogásától függ, de ő egyértelműen leszögezi, hogy az ember nem a természet része. A természetes jelzöt a mesterséges ellentétéként használja, s az ember hiányával kapcsolja egybe. Mivel az emberi befolyás mindent áthat, következésképpen nincs olyan erdő, melyet természetesnek lehetne leírni. A világ sok részén igen csak nehéz emberi hatástól mentes eredeti állapotot találni, az ember ugyanis évezredek óta része az erdei ökoszisztémának, az erdő és az ember együtt fejlődött, hosszú távú klimatikus és környezeti változásokkal a háttérben. PETERKEN (1996) szerint egy erdőt természetesnek írhatunk le, ha közvetlen kezelés és kitermelés nélkül fejlődhet. Az ilyen erdők tulajdonságait kizárólag a természetes jellemzők és folyamatok alakítják, mint például az éghajlat, geológiai, hidrológiai viszonyok és a természetes bolygatás. Azaz nincsen semmiféle – se múltbeli, se jelenkori – emberi tevékenység. De azt is belátja, hogy az ilyen egyszerű definíció gyakorlati szempontból sajnos használhatatlan.

A természetesség mérése az erdő minden egyes komponensében külön-külön is történhet. Például egy erdészeti hasznosítás alatt álló sarjerdő szerkezete mesterséges, de a fajösszetétel viszonylag természetes, azaz a PETERKEN (1996) -féle megközelítésben a faállományösszetétel múltbeli, jelenlegi és jövőbeli természetessége megegyezik.

Angliában az ökológusok TANSLEY után (PETERKEN, 1996) használják a természetszerű kifejezést az eredeti erdők átalakult maradványaira, őshonos fajok ültetvényeire és természetesen újuló állományaira, ha azok olyan helyen találhatók, ahol az adott őshonos fajok eredetileg is előfordulnak. Náluk a természetes jelző csak a hipotetikus és a múltbeli állapotok jellemzését szolgálja. PETERKEN (1996) viszont a természetszerűt az ültetvény

ellentétként értelmezi, ami nem egészen egyezik meg a Tansley-féle megközelítéssel. A másodlagos (szekunder) erdők esetében szerinte csak potenciális vagy csak jövőbeli természetességről beszélhetünk. A természetszerű szerinte nagyon általános és eléggé nehezen értelmezhető fogalom. Az ősi erdők esetén olyan erdőkre használja e kifejezést, melyeket őshonos fák alkotnak, nem telepítettek, illetve az őshonos fajok ültetvényei közül azokra, melyek igen idős korúak. Másodlagos erdők esetén természetszerűnek nevez minden típusú természetesen felújuló erdőt.

DUDLEY (1996) bevezeti az autenticitás fogalmát, amely alatt azt érti, hogy egy adott erdő ökológiai és kompozicionális szempontból mennyire hasonlít a természetes erdőre. Valójában az autenticitás nála a természetesség szinonimája, s azért különítette el, mert az eredetiségtől – mellyel több szerző gyakran összemosza – egyértelműen meg akarta különböztetni. Magát az autenticitást kiindulási pontnak tekinti, amihez a zavart erdők természetvédelmi értékét lehet viszonyítani. Az autenticitásnak négy fontos komponensét különíti el:

1. a fafajok és más növény- ill. állatfajok kompozíciója;
2. a lombkoronaszintben, az állománystruktúrában, korcsoport eloszlásban és a cserje- ill. gyepszintben megmutatkozó intraspecifikus változatok mintázata;
3. az erdőben élő növény- és állatfajok funkciója;
4. az erdők változási és regenerációs folyamatai, melyeket a zavarási mintázatokkal és erdő-szukcesszióval írhatunk le.

Megítélése szerint az abszolút értelemben vett természetesség csak olyan erdőkben értelmezhető, melyek emberi beavatkozástól mentesek. Mivel ilyen erdő Európában – néhány izolált fragmentumtól eltekintve – nem létezik, ezért természetes erdő alatt azt az erdőt érti, amelyben az ökoszisztéma összes (működési) folyamata megfelelően és folyamatosan zajlik. Mindazonáltal az eredeti ökoszisztémára vonatkozó ismereteket fontosnak tartja a természetesség megértéséhez.

Az erdőtermészetesség definiálásának pontossága DUDLEY (1996) szerint változó lehet, a természetesség fogalmáról csak hozzávetőleges, koránt sem egységes információink vannak. A meghatározáshoz többféle lehetőséget ajánl:

1. ökológiai kutatások természetes és féltermészetes erdőkben;
2. a múltbeli vegetációmintázatok meghatározása történelmi adatok, pollenanalízis, geomorfológiai és biogeográfiai kutatások segítségével;
3. ökológiai elméletek alkalmazása tudásunk fehér foltjainak kitöltésére.

Fontos megállapítása, hogy a természetesség alapfogalmának meghatározására törekvő próbálkozások célja nem az, hogy a teoretikus „tökéletesen természetes” erdőt definiáljuk, hanem, hogy adott helyen, adott erdőféleség esetén a működő ökoszisztéma elemeit azonosítsuk. Van azonban egy határ, melyen túl a leírás finomítása csekély gyakorlati értékkel bír.

A Környezet- és Természetvédelmi Lexikon (2002) kibővítve definiálja már a természetes erdőt, mivel a teljesen természetes (100 %-os természetességű állapot) már nem létezik: *Természetes erdő* = olyan erdei ökoszisztéma, amely fafaj-összetételét, szerkezetét tekintve megfelel az ökológiai adottságoknak, emberi beavatkozás nélkül, természetes úton jött létre, folyamatos megújulásra képes, és az emberi hatásoktól független természeti erők révén változik. Tipikus példája az őserdő, amelynek híján ma már idesorolják azokat az erdőket is, amelyekben kíméletes emberi beavatkozással fennmaradtak az őshonos fás- és lágyszárú növények, és koreloszlásuk változatos.

Végezetül – a fentiek összefoglalásaképpen – ismételten hangsúlyozni kell, hogy az állandóan változó környezeti feltételek és konkurenciaviszonyok miatt manapság már nem lehet teljesen természetes (100 %-os természetességű) erdőkről beszélni, mivel maguk a (közép-európai) őserdő-maradványok (és egyéb természetes élőhelyek) is légköri (savas, N-) ülepedésnek, talajvízszint-csökkenésnek, vagy más antropogén „távhatásnak” lehetnek / vannak kitéve. Ezzel szemben a természetes bolygatások háttérbe szorulnak.

3.2.7. A természetes erdő jellemzői

A természetes erdő jellemzőit különböző térléptékben (állomány ill. táj), különböző szempontok (összetétel, szerkezet, folyamat, termőhely) szerint lehet megadni. A 9. táblázat az előző szempontokat elsősorban a faállományra vetítve részletezi a természetes (kezeletlen) és a gazdasági (kezelt) erdők esetében. Az összeállításhoz DETSCH – AMMER (1999), RADEMACHER et al. (2001), STANDOVÁR (2002) és WHITEHEAD (1982) munkáit vettem főként alapul.

Jellemzők	Természetes (kezeletlen) erdő	Gazdasági (kezelt) erdő
Kompozicionális jellemzők		
<i>Fafajok száma</i>	sok (10-25): elegyesség	1-2 gazdaságilag hasznosított: ± elegyetlenség
<i>Fafajok típusa</i>	csak termőhelynek megfelelő, őshonos fafajok fordulnak elő	gazdaságilag fontos fafajok részesülnek előnyben; termőhelyidegen és idegenhonos fafajok ültetése is jellemző; előfordul a génállomány nemesítéssel való megváltoztatása
<i>Intraspecifikus kompetíció</i>	jelentős, természetes konkurencia-viszonyokkal	elhanyagolható, irányított konkurencia-viszonyokkal
<i>Erdei cserjefajok megléte</i>	az arra alkalmas részeken megfelelő faj- és egyedszámban, heterogén borítással	a kezelések miatt gyakran hiányoznak ill. idegenhonos fajok is előfordulhatnak
Strukturális jellemzők		
<i>Állománystruktúra</i>	változatos erdőstruktúra	sematikus erdőstruktúra
<i>Állományzáródás</i>	változó, mozaikos, helyenként lécekkel tarkított	± egyenletes, zárt
<i>Állományszintezettség</i>	sok, összefolyó szint	kevés, elkülönülő szint
<i>Állománykép</i>	különböző, de elsősorban a nagyméretű fák határozzák meg	egyetlen fafaj egyetlen korosztálya határozza meg
<i>Mintázat</i>	változatos; szálankénti, csoportos, foltos megjelenés	többnyire egyöntetű megjelenés
<i>Faegyedek eloszlása</i>	nem szabályos	± szabályos
<i>Pusztuló ill. kidőlt törzs</i>	sok; a holtfa mennyisége, vastagsága, korhadtsága nagy térbeli változatosságot mutat	alig; kevés és inkább csak vékonyabb holtfa található
<i>Fák mérete és kora</i>	szorosan nem függ össze	többnyire összefügg
<i>Korosztályviszonyok</i>	± egyenletes eloszlás, többnyire az összes korosztályt képviselik a faegyedek = vegyeskorúság (a bolygatásoknak megfelelően)	többnyire egyetlen korosztály = egykorúság
<i>Fafajok életkora</i>	élettartamuk felső határán is találhatók faegyedek, természetes elhalások is jellemzőek	viszonylag fiatal korban kerülnek a fafajok eltávolításra, öregedő és öreg faegyedek többnyire nincsenek
<i>Fafajok méreteloszlása</i>	széles skálát átfogó	szűk skálát átfogó
<i>Faegyedek formagazdagsága</i>	jelentős; különleges formák (pl. el-ágazó, nagykoronájú, odvas, villás és ferde törzsű egyedek) is vannak	csekély; különleges formák nem vagy csak alig találhatók

9. táblázat – A természetes (kezeletlen) erdő és a gazdasági (kezelt) erdő fontosabb különbségei (elsősorban a faállomány alapján) I.

Jellemzők	Természetes (kezeletlen) erdő	Gazdasági (kezelt) erdő
Jellemző folyamatok		
<i>Állományfejlődés</i>	az állományfejlődés valamennyi szakasza megtalálható	a legidősebb (öregedési, össze-roppanási) szakaszok hiányoznak
<i>Természetes bolygatások</i>	nagyterületű, katasztrófaszerű állomány-összeomlások változnak kisterületű lékésedéssel (és átmeneteikkel)	megelőző erdővédelmi intézkedésekkel minimalizált katasztrófaszerű, természetes állomány-összeomlások lehetnek, a monokultúrákban történnek széldöntések és hőtörések
<i>Nagyvadállomány hatása</i>	nagytestű emlősök (őstulok, jávorszarvas, bölény, nagyragadozók) befolyásolják a felújulást és az állományszerkezetet	túlszaporított nagyvadállomány hátráltatja a felújulást, módosítja (homogenizálja) a fajösszetételt és szerkezetet
<i>Lebontó folyamatok</i>	elemeiben hiánytalan, folyamatában teljes	bizonyos lebontó fajok hiánya, ill. kis egyedszáma jellemző
Termőhelyi jellemzők		
<i>Termőhelyi szélsőségek</i>	általában léteznek	a termőhely megváltoztatása a kívánt fafaj érdekében; a termőhelyi szélsőségek kiegyenlítése
<i>Talajok tápanyagtartalma</i>	természetes tápanyag-körforgalom	a fakitermeléssel kivonják a tápanyagok egy részét a területről
<i>Mikroélőhelyek</i>	sok mikroélőhely (holtfa, gyökértányér, talajmélyedés, sziklakibúvás, vízmosás, forrás, stb.) ad lehetőséget a fafajok felújulására, a hozzájuk kötődő élőlények megmaradására	természetes mikroélőhelyek beszűkülése, bizonyos fafajok felújulási lehetőségének megváltozása vagy megszűnése; új mikroélőhelyek (pl. kitakarított vágásterek, közelítő nyomok, erdei utak, nyiladékok, árkok, rézsúk, stb.) létrejötte
Táji jellemzők		
<i>Erdőtakaró</i>	az erdő a legfőbb tájmeghatározó formáció; egyes fák, facsoportok pusztulása, valamint katasztrófák miatt az erdőtakaró időlegesen fellazul(hat)	a tájhasználat és más hasznosítások miatt tartós fragmentáltság
<i>Erdőszegélyek</i>	természetes szegélyek találhatóak	többnyire másodlagos szegélyek, a természetes szegélyekhez képest nagyobb mennyiségben
<i>Változások léptéke</i>	táj-, állomány- és faegyed szintű változások	elsősorban erdőrézlet szintű változások
<i>Szukcesszió</i>	az erdőszukcesszió különböző stádiumainak természetes arányai és térbeli mintázatai jellemzik a tájat	technikai beavatkozások miatt a korai szukcessziós stádiumok hiánya, idős erdők arányának csökkenése jellemzik a tájat
<i>Tájszerkezet</i>	a természeti folyamatok eredményeképpen létrejött elemek építik fel a tájat	a természeti tájban nem létező elemek (pl. idegenhonos fafajok faállományai) és nem létező struktúrák (pl. zárótársulások fafajainak nagyterületű fiatalosai) is jellemzőek
<i>Jellemző folyamatok</i>	csak természetes folyamatok léteznek	antropogén folyamatok (élőhelypusztulás, -átalakulás, fragmentáció) uralkodnak; a nagyterületű, természetes bolygatások korlátozása, a szukcesszió irányítása jellemző
<i>Összbenyomás eredője</i>	heterogenitás	homogenitás

9. táblázat (folytatás) – A természetes (kezeletlen) erdő és a gazdasági (kezelt) erdő fontosabb különbségei (elsősorban a faállomány alapján) II.

3.2.8. A természetesség vizsgálata

A természetességet a természetvédelem szemszögéből célszerű megközelíteni, melynek lényeges jellemzője a gyakorlatorientáltság. A célorientált beavatkozások feltétele, hogy a meglévő természeti állapotot (Ist-Zustand) értékeljük, s összevessük vagy korábbi állapotokkal, vagy elméleti úton meghatározott kell / lehet (Soll-Zustand) állapotokkal (PLACHTER, 1992). Ezen állapotok összevetéséhez megfelelő értékelő módszereket kell kidolgozni, ami a természetvédelem egyik központi és egyben sajátos feladata (JESSEL et al., 1990; HEIDT – PLACHTER, 1996). Ez a természetvédelmi értékelés alapvetően különbözik a természettudományok eddigi vizsgálati módszereitől, elsősorban azért, mert ezek a tudományok (pl. ökológia, általános biológia) adataikat alapvetően nem értékrendszerben közlik. Az ökológia, a természetvédelem és az ezt kiszolgáló ökológiai alapú természetvédelmi kutatás jellemzőinek összehasonlítását a 10. táblázat adja.

Jellemző	Ökológia	Természetvédelem	Természetvédelmi kutatás
Célok	Az objektív valóság közlése	Az ökológiai szempontok és a társadalmi elvárások figyelembe vételével a természet és a táj megőrzése, ápolása és fejlesztése	A természetvédelmi problémák tudományos megoldása
Feladatok	A tényeken és az objektív valóság törvényszerű összefüggéseinek alapuló ismeretek megszerzése, feldolgozása és közlése	Az ökoszisztémák terhelhetőségét meghaladó használatok és technikai beavatkozások elkerülése illetve szabályozása	Az ökoszisztémák zavarásának meghatározása és értékelése, valamint a zavarás elkerüléséhez és szabályozásához ökológiai módszerek kidolgozása
Alapok	Tudományos összefüggésekből adódó ismerethiányok	A természet és a társadalom kölcsönös kapcsolatának problémái	A természetvédelem problémafelvetései (társadalmi elvárások a természettel szemben)
Indítékok	Tudományos kíváncsiság	A társadalom kulturális (pl. morális) és gazdasági igényei a természettel szemben	A természettel szemben támasztott társadalmi igények racionális megoldásai
Alapelemek	Tények	Értékek, szabályok	Szabályozott tények
Alapstruktúrák	Értéksemleges vizsgálati rendszerek	Értékalapú kezelési rendszerek	Kezelésorientált vizsgálati és tapasztalati rendszerek
Alapvető módszerek	Hipotézis- és elméletalkotás valamint ezek kísérletes vizsgálata	Társadalmi elvárások és szándékok felállítása	Értékalapú hipotézisek és elméletek rendelkezésre bocsátása
Cselekvési típusok	Absztrahálás	Megvalósítás	Általánosítás, konkretizálás

10. táblázat – Az ökológia, a természetvédelem és a természetvédelmi kutatás jellemzőinek összevetése (USHER – ERZ, 1994 és ESER – POTTHAST, 1997 alapján némileg módosítva)

A konkrét táj- és természetvédelmi célú tervezések általánosan elterjedt módszere az, hogy a jelenlegi (megváltoztatandó) állapotot egy kívánatos (elérendő) állapottal vetik egybe, s a különbség alapján határozzák meg a szükséges beavatkozásokat (BASTIAN, 1996; JESSEL, 1994). A kívánatos (elérendő) állapot (eszménykép, vezérkép) meghatározott célok elérése érdekében felállított ábrázolat, amelyet célirányos tevékenységgel meg is lehet valósítani (WIEGLEB, 1997). Az elérendő mellett tehát azt is hangsúlyozni kell, hogy ez az állapot

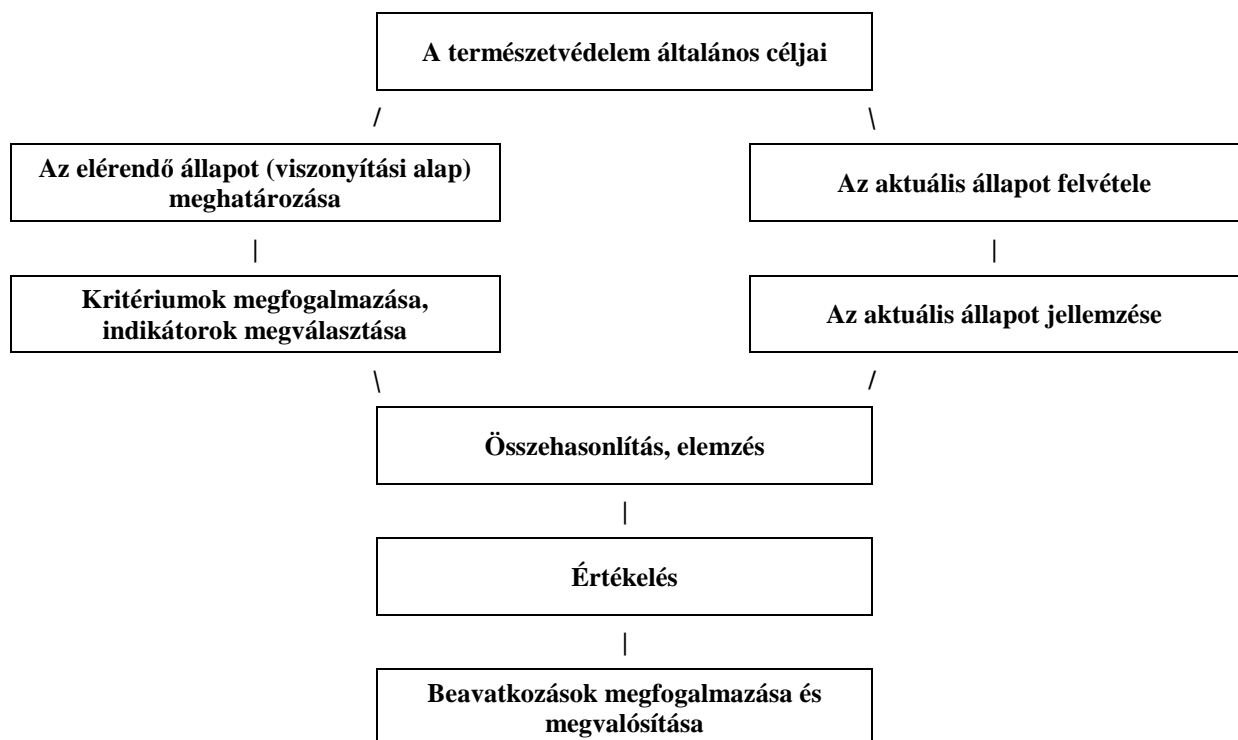
elérhető is egyben. Ki kell emelni azt is, hogy az elérendő / elérhető állapotnak nem kell minden esetben az ideális állapotnak megfelelnie. A természetesség megítélése során a későbbiekben keressük azt a kívánatos (elérendő / elérhető) állapotot, amelyhez a jelenlegi állapotunkat viszonyíthatjuk (PLACHTER, 1994). Megjegyzendő, hogy egyedül RIEDL (1994, 1995) nem ért egyet a vezérkép-alkotás módszerével, ő kizárólag a meglévő állapotból kiindulva tartja célszerűnek meghatározni a szükséges beavatkozásokat.

SCHMIDT (1993) szerint is a természetvédelemnek egy vezérképet kell megfogalmaznia, amely

- az elmúlt évszázadok, évtizedek természetes és antropogén tájváltozásait szem előtt tartja;
- a mai kultúrtáj populációiból, biotópjaiból, ökoszisztémáiból, természeti rendszereiből indul ki, és a jövőbeli antropogén használatok és kezelések várható hatásait figyelembe veszi;
- nem csak a történelmi változások és az aktuális ökológiai szituációk elemzésére és értékelésére alapoz, hanem a társadalmi elvárásokra is tekintettel van.

Ha az erdők természetességének vizsgálatakor a természetes erdőt választjuk referenciának, akkor az emberi hatások hiányán keresztül ragadjuk meg az erdők természetességét, tehát a zavartalan fejlődés következtében kialakult erdőt tekintjük természetesnek. Az erdők természetességének megítélésekor a természet folyamatainak szabad érvényesülését és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét tekintjük a természetesség kritériumának (MÜNCH, 1995; PETERKEN, 1996).

Fenti szempontok figyelembe vételével a természetesség vizsgálata során a 4. ábrán látható feladatokat kell megvalósítani.



4. ábra – A természetvédelmi célú értékelés folyamatábrája

3.2.9. A természetesség vizsgálatánál alkalmazható viszonyítási alapok

A természetesség meghatározásakor – mint már korábban említettük – táj- és állományszinten értékelhetünk, továbbá ehhez statikus és dinamikus viszonyítási alapokat (referenciákat) is választanunk kell. Előbbiek a különböző táj- és vegetációállapotok, utóbbiak az erdő-dinamikai jelenségekből adódó erdőciklusok (kis és nagy erdőciklus).

3.2.9.1. Tájállapotok

Ma már közzismert, hogy a közép-európai tájak többnyire kultúrtájak (HAER, 1991), természetes táj gyakorlatilag nem maradt itt, de vannak tájelemek (pl. erdők), ahol a természetesség jellemzői részben megmaradtak, részben ezen jellemzők száma és mértéke fokozható. Annak megfelelően, hogy az időskála mely pontján vizsgáljuk a tájat, illetve milyen mértékű antropogén hatások érték azt, különböző tájállapotokat tudunk elkülöníteni.

Ősi táj, őserdőség

Az eredeti (~ ősi) táj létezését az újabb kutatások (pl. ROZSNYAY, 1994) egyre távolabbi múltba helyezik az időskálán. Így Közép-Európában a szalagkerámia-készítők már a Kr. e. 6. évezredben maradandó nyomot hagytak az akkori erdőségeken, a Kárpát-medencében például a szitakéreg-készítők már korán eljutottak az érintetlen őserdőségekbe (BARTHA – OROSZI, 2002). Az ősi táj vegetáció-felépítését, akkori fafaj-összetételét – elsősorban a makro- és mikrofoszília vizsgálat módszereivel – csak közelítőleg tudjuk megmondani. E módszer hátrányai ismertek (HUNTLEY – WEBB, 1988), a bizonytalanságot érzékeltetve ezeket vázlatosan az alábbiakban adom meg:

- Az aktualitás elvének alkalmazása, azaz feltételezzük, hogy az egyes fajok jelenkori viselkedése (környezeti tényezőkkel szemben támasztott igénye ill. tűrése, társulási viszonyai) a régmúltban is hasonló volt.
- Pollen-azonosítási problémák, bizonyos nemzetségeken belül (pl. *Betula*) a fajok szétválasztása nem lehetséges vagy problematikus.
- A különböző fafajoknak eltérő a pollenprodukcója.
- A levegőben való szállíthatóság és terjedés különbsége.
- A sporomorfák eltérő ellenállóképessége, több nemzetség (pl. *Populus*, *Fraxinus*, *Acer*) fajainak pollenje könnyen korrodeálódik.
- Datálási problémák lépnek fel, az abszolút idő meghatározása nehéz.
- A tavi üledékek átrétegződhetnek.

A paleo-, és inkább a mezolitikumi emberek környezetüket vadászattal és égetéssel befolyásolták (AMMANN, 1993). Az ember mintegy 250 ezer éve alkalmazza a tüzet bizonyíthatóan (JAMES, 1989), de a tűz nagyterületű nyoma, erdőégések csak a Würm végétől mutathatók ki a talajokból és a pollendiagrammokból (BAKER, 1992). Az erdőtáj átalakítása Közép-Európában a szántóföldi gazdálkodással veszi kezdetét, addig eredetinek vehető a vegetáció és a táj.

Fentiekből látható, hogy egy adott, ősi táj (fa)faj-kompozícióját csak nagy vonalakban, jelentős hibával terhelve lehet körvonalazni. Úgyszintén bizonytalanságokkal terhelt az ősi tájak struktúrájának vázolása, ennek illusztrálására két szélsőséget lehet említeni. Többen (pl. ELLENBERG, 1963; BUNZEL-DRÜKE et al., 1993, 1995; ZOLLER – HAAS, 1995) kiterjedt, áthatolhatatlan, sűrű erdőségeket (őserdőségeket) tételeznek fel az ősi táj alkotóelemeként, amit elsősorban klimatikus okokkal, a fafajok kompetíciós viszonyaival támasztanak alá. Ez a nézet több követőre talált, sok esetben idillikussá torzult. Ugyanakkor újabban mások (pl. GEISER, 1992) fontos szerepet tulajdonítanak az akkor élt nagytűzű növényevő emlősöknek

(megaherbivóroknak), s – a szavannák (mint nem-egyensúlyi ökoszisztémák) dinamikája alapján – Közép-Európát e jószágok által kialakított és fenntartott, ligetes erdőkkel tarkított sztyepptájnak (legelőtájnak) gondolják. Azt, hogy Közép-Európa természetes erdeiben az egykori megaherbivórok (jávorszarvas, gímszarvas, őz, zerge, bölény, őstulok, tarpán, vaddisznó) milyen létszámban éltek, ma már nehéz rekonstruálni (GOSSOW, 1987; BUNZEL-DRÜKE, 1996).

A közép-európai erdővegetáció jó néhány faja a herbivórok rágásához védekező mechanizmusokkal ill. vegetatív regenerálódó és felújuló képességgel alkalmazkodott. Ha a herbivórok terhelése csökken vagy megszűnik, akkor a konkurenciaviszonyok ezen fajok javára tolódnak el. Kétségtelen, hogy a természetes erdőstáj megítélésében a termőhelyen, a fafajok konkurenciaviszonyain túl a növényevők és a ragadozók jelenlétét is figyelembe kell venni. GEISER (1992), MAY (1993) illetve MÜLLER-KROEHLING – SCHMIDT (1999a,b) szerint a nagyemlősök – köztük is a megaherbivórok – miatt Közép-Európa eredeti vegetációja félig nyílt legelőtáj illetve parkszerű táj lehetett. GOSSOW (1987) szerint ezért zoo- vagy legelő-klimaxról kell beszélni. Ezeket a szélsőséges nézeteket SCHÜLE (1992), ZOLLER – HASS (1995) cáfolják, s elsősorban pollenelemzésekkel bizonyítják a zárt erdőségek egykori meglétét. Ezekhez az egyébként meggyőző bizonyítékokhoz még egyet lehet hozzátenni. A posztglaciális időszakban egy „alapszukcesszió” általános jellemzői ismerhetők fel. Ez a szukcesszió a fagyűrő, fényigényes pionír fafajokon (erdeifenyő, nyírek), a félárnyéktűrő fafajokon (tölgyek, szilek, hársak, juharok) át az árnytűrő ill. árnyaló fafajokig (lucfenyő, jegenyefenyő, bükk, gyertyán) vezet. Az itt vázolt alapszukcesszió az egyidőben jelenlévő megaherbivórok ellenére végbement, azaz az erdőállományok fokozatosan záródottabbak lettek, s a végén a zárt erdők uralta erdőstáj lett a jellemző. Ezt a feltevést a pollenelemzések is megerősítik, ahol a zárt erdőre a fapollen / nemfapollen (AP / NAP) arányból lehet következtetni (ZOLLER – HAAS, 1995).

Az ősi táj – mint láttuk – több ezer éve létezett itt utoljára a Kárpát-medencében és Közép-Európában egyaránt, melyek vegetációtörténetéből tudjuk, hogy az utolsó nagy klímaváltozás a Bükk I. kor végén vette kezdetét (Kr. e. 800), s a Bükk II. kor természeti adottságai (elsősorban makroklimája) eltér az ősi táj létezésének természeti adottságaitól (főként makroklimájától).

Fenti okfejtések alapján az ősi tájat ma nem lehet eszményképnek, vezérvéleménynek tekinteni, mert kompozíciós és strukturális sajátosságait csak vázlatosan, hibákkal jelentősen terhelve ismerjük, s az utolsó posztglaciális korban (a Bükk II. korban) vizsgálati területünkön már nem létezett.

Iparosítás előtti kultúrtáj

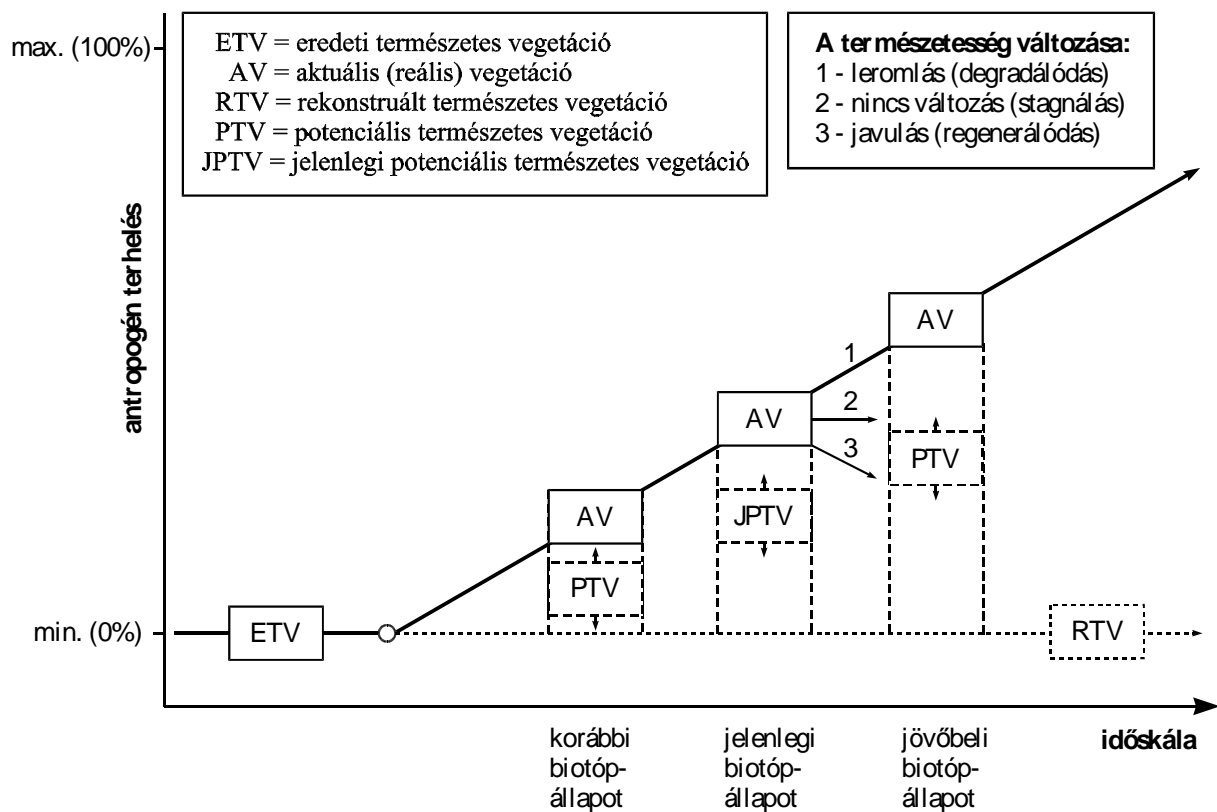
Ez a tájállapot a XIX. század közepéig volt jellemző Közép-Európára, az iparosítás következményei (pl. bányászat általi tájsebzések, környezetszennyezések, út- és vasút-hálózat sűrűsödése) eddig nem léteztek vagy nem voltak jellemzőek. A tájat már nem az erdőségek uralták, de a(z) agrár jellegű tájhasználat a táj strukturális diverzitását kétségtelenül növelte. Az iparosítás előtti kultúrtájnak magas lehetett a biotikus diverzitása, az extenzív tájhasználat következtében a természetes, természetesen és antropogén foltok mozaikoltak (CHRISTENSEN, 1989). A természetes tájelemek mellett az extenzív tájhasználat miatt az eredetileg ritka fajok (pl. határtermőhelyek, szukcesszió iniciális stádiuma, természetesen fátlan területek fajai) is fölszaporodtak (SEIBERT, 1980).

Mai multifunkcionális kultúrtáj

Mind az ősi táj, mind az iparosítás előtti kultúrtáj ma idilli-állapotnak tekinthető, utópisztikusak, mivel nagy területen már nem elérhetők. Ezért a tájtervezés vagy a természetvédelem számára ma eszményképként, vezérlőképként egyik sem ajánlható és használható. Mivel az ember tájformáló tevékenységét nem lehet figyelmen kívül hagyni, ezért a tájtervezési és természetvédelmi tevékenységeket – azok megvalósíthatóságát szem előtt tartva – csak a mai multifunkcionális kultúrtájra lehet vonatkoztatni (KONOLD, 1996). Ebből kifolyólag az erdők természetességének megállapításakor is csak ebből a tájállapotból, -jellemzőkből indulhatunk ki. POVILITIS (2002) szerint a tájak természetessége ma már magában foglalja az ember harmonikus befolyását. A tájak természetességének mérésére a populációk, fajok, társulások, ökoszisztémák és a humán tevékenységek területéről javasol indikátorokat választani.

3.2.9.2. Vegetációállapotok

A vegetációállapotokat az időskála és az (irreverzibilis és reverzibilis) antropogén terhelések függvényében tudjuk elkülöníteni és jellemezni (5. ábra). Ugyanakkor a vegetációállapotok összevetése lehetőséget ad arra is, hogy a természetesség változását nyomon követhessük. Alapvetően négyféle vegetációállapotot tudunk megkülönböztetni, az aktuális vegetációt és a természetes vegetáció három típusát.



5. ábra – Vegetációállapotok az antropogén terhelés és az idő függvényében

Aktuális vegetáció (AV)

Az aktuális vegetáció alatt azt a növényzetet értjük, amely az antropogén hatások következtében a meglévő termőhelyi viszonyok (aktuális termőhelyi potenciál) mellett alakult ki. Ez az a vegetáció, amely jelenleg tanulmányozható, jellemezhető, kategorizálható. Megjegyzendő, hogy a cönológiai leírások, az asszociációk felállítása az elmúlt csaknem egy évszázadban az aktuális vegetáció alapján történt, annak jellemző, tehát kevésbé háborgatottnak gondolt állományai alapján. A természetesség fokának megállapítása során úgy járhatunk el, hogy az aktuális vegetációt hasonlítjuk össze a természetes vegetációval.

Természetes vegetáció

PETERKEN (1996) is a természetes vegetációt állapotok sorozatának tekinti. Természetes vegetáció alatt az ember által érintetlen vagy jelentéktelenül befolyásolt növényzetet értjük. A definícióban szerepel egy megengedés, a "jelentéktelenül befolyásolt", amelynek körvonalazása szerzőként különböző, s amelynek eltérő értelmezésére már utaltunk a 3.2.1. fejezetben.

Megjegyzendő, hogy korábbi munkákban a természetes vegetációt a klimax társulással azonosították, a vegetációdinamikai jelenségeket figyelmen kívül hagyták, s így a természetes vegetációt stacionáriusnak gondolták (SPRUGEL, 1991). Ezt a téves felfogást a későbbiekben még részletesen elemezzük.

A természetes vegetációnak három típusát különíthetjük el:

a. Eredeti (~ ősi) természetes vegetáció (ETV)

Az eredeti (~ ősi) természetes vegetációt Közép-Európában POTT (1997) az ember fellépte illetve tartós beavatkozása előtti történeti erdőképeknek, míg KORPEL' (1995) a posztglaciális első erdőtársulásainak tartja. Az eredeti (~ ősi) természetes vegetáció az ember által nem befolyásolt növényzetet jelöli, melynek fajösszetétele, struktúrája és dinamikája a természetben uralkodó folyamatok terméke.

Az eredeti természetes vegetáció itt Közép-Európában tulajdonképpen csak a vegetációt felépítő lehetséges fajok halmazát jelenti, magáról az erdőállapotról (pl. az abiotikus és biotikus bolygatások hatása az erdők szerkezetére és dinamikájára, a zoogén fellazulások mértéke a megaherbivórok és a hód aktivitása eredményeképpen) csak bizonytalan feltételezéseink lehetnek.

b. Rekonstruált természetes vegetáció (RTV)

A rekonstruált természetes vegetáció megalkotásakor az eredeti (~ ősi) vegetációt a vizsgálati időpontunkra vetítjük, s alatta azt a növényzetet értjük, amely az akkori földfelszínt fedné, ha az ember a történelmi időkben a természeti folyamatokba nem avatkozott volna be, azaz az a vegetációkép, amely az ember hatása nélkül az eredeti (~ ősi) vegetációból a vizsgálati időpontunkig fejlődött volna. Ez a rekonstrukció elsősorban vegetációtörténeti kutatásokkal (pl. pollenanalízis, makrofosszília-vizsgálatok) valósítható meg, mivel ma aligha maradt Közép-Európában olyan vegetációfolt, amelyet az ember hatásától függetlennek lehetne tekinteni, s így ma létező eredeti természetes vegetációfoltot nem lehet összehasonlítási alapnak venni. A rekonstruált természetes vegetációt akkor van értelme viszonyítási alapnak tekinteni, ha az antropogén befolyás hatását kell a vegetációra nézve történeti perspektívában (léptékben) bemutatni. Az aktuális vegetációval történő összehasonlítás, s a különbségek kimutatása utal az emberi befolyás mértékére. Itt azonban hangsúlyozni kell, hogy a

különbségben benne lehetnek a spontán létrejött irreverzibilis termőhelyi változások következményei, továbbá a nem antropogén klímaváltozások vagy a nagy természeti katasztrófák révén bekövetkezett flóraváltozások is. A természetesség-értékelés szempontjából azért nincs értelme az aktuális vegetációt a rekonstruált természetes vegetációhoz hasonlítani, mert az (azaz a történeti erdőkép) ma már nagyjából nem reprodukálható.

c. Potenciális természetes vegetáció (PTV)

A potenciális természetes vegetáció fogalmának megalkotója TÜXEN (1956). A rekonstruált természetes vegetációval ellentétben a potenciális természetes vegetáció az irreverzibilis ill. a tartósan reverzibilis antropogén termőhelyi változásokat magában foglalja, tehát ezeket a változásokat a termőhelyi potenciál részeként kell tekinteni. Így például a települések és utak környéke, lecsapolás vagy folyószabályozás következtében beálló vízháztartás-romlás, mesterséges talajelhordás, talajforgatás, a több generációs fenyőültetés következtében felgyorsult feltalaj-degradáció és nyershumusz-képződés miatt megváltozott termőhelyi viszonyokat figyelembe veszi. Ide sorolandó az imisszió is, bár ennek a termőhelyre gyakorolt hatását nagyjából még nem tudjuk becsülni.

TÜXEN (1956) definíciója értelmében a potenciális természetes vegetáció a jelenlegi termőhelyi feltételek mellett elméletileg konstruálható növényzet, amelyet az ember közvetlen hatásának mellőzésével adott területen "odaképzünk". A PTV-nek tehát nem feltétlenül kell megegyeznie egy korábbi, érintetlen állapottal.

A Tüxen-i meghatározást a későbbiekben több jogos kritika érte (pl. KOWARIK, 1987; JAHN, 1992; HÄRDITZ, 1995), ezért e kifogások ismertetése előtt nézzük meg, hogy a PTV-konceptióhoz milyen elméleti előfeltételek szolgáltak alapul (KOWARIK, 1987):

- A PTV megalkotásához a mai termőhelyi potenciál képezi az alapot.
- A vegetáció egyensúlyban van a termőhelyi feltételekkel.
- A termőhelyi potenciálba az irreverzibilis termőhelyi változások beleszámítanak, és az értékelésnél ténylegesen meglévőnek tekintik (pl. kanalizált vízfolyások, eutrófiázódott település-talajok, tözegtelenített lápok). A reverzibilis és irreverzibilis hatások elválasztása az elemzés pontosságától, a választott léptéktől is függ. Például egy szub-asszociáció külső behatás esetén rövid idő alatt irreverzibilisen megváltozhat, ha ugyanezt a területen nagyon durva léptékben, formáció szinten elemezzük, akkor itt semmilyen változást nem kell feltételezni.
- A PTV-konstrukciónál a közvetlen és a reverzibilis antropogén hatásokat elméleti úton kizárjuk. Tisztázatlan viszont a közvetetten, kívülről ható környezeti tényezők (pl. imissziók, klímaváltozás) szerepe.
- A PTV-nél egy spontán kialakuló fejlődési állapotról van szó, minden szekundér szukcessziós stádiumot gondolatban át kell ugorni. A PTV tehát nem az a társulás, amely a szukcesszió során a mai vegetációból létrejöhetne.
- A PTV-konstrukcióhoz egy egyértelműen megadott időpontot kell alapul venni, amelyet rendszerint a jelenre vonatkoztatnak (jelenlegi potenciális természetes vegetáció). A PTV-t a jövő valamely időpontjára is van értelme meghatározni (jövőbeli potenciális természetes vegetáció), de ekkor az irreverzibilis klímaváltozásokat és a hosszan ható imissziókat is figyelembe kell venni. Ez a prognózis éppen az erősen bolygatott termőhelyeken nehéz.

A PTV tehát egy feltételezett természetes állapotot jelöl és az aktuális termőhelyi potenciált tükrözi vissza (SCHMIDT, 1998). A biotikus potenciál teszi lehetővé, hogy adott kiindulási feltételek mellett milyen életközösség szerveződhessen ott. A biotikus potenciált azok a fajok alkotják, amelyek a vizsgálati területünkön intakt alakban vagy diaspora-készletben megvannak, illetve a szukcesszió lefolyása alatt tényleges esélyük van a bevándorlásra.

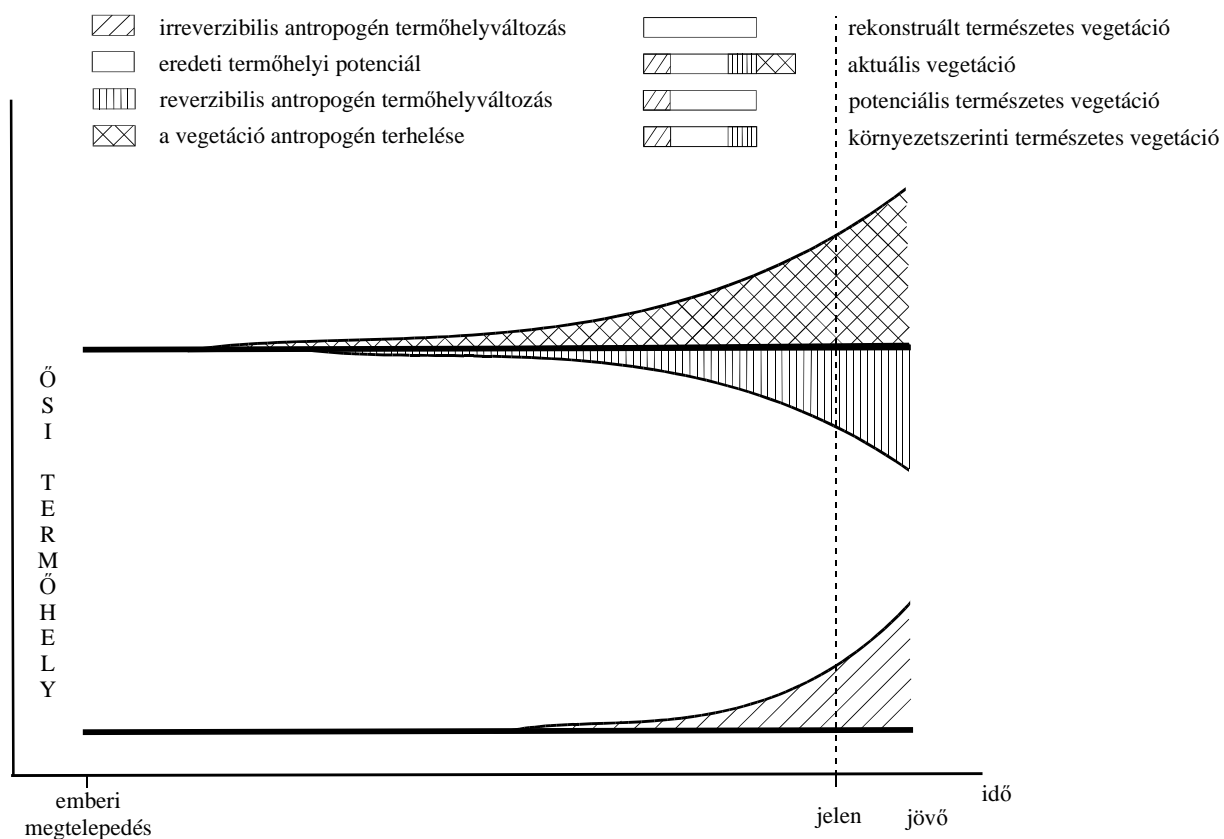
A Tüxen-féle PTV-konceptió legfőbb kritikája az, hogy kizárja az időfaktort, azaz a termőhely szukcesszionális változásait nem veszi figyelembe. A vegetációfelvételező a megalkotandó PTV-nél egy "legfejlettebb vegetációt" (KOWARIK, 1987) és többnyire egy "egyensúlyi állapotot" (HÄRDITLE, 1989) is maga elé képzel, ami sokszor nem úgy valósul meg, hogy a PTV-definíció szerinti konstruált vegetáció a jelenlegi termőhelyi feltételeknek megfeleljen. LEUSCHNER (1997) tapasztalata szerint általában a tápanyagokban vagy vízben szegény termőhelyeken a PTV-t rosszul adják meg, ajánlása szerint a PTV-t ott kell használni, ahol a szukcessziót tudatosan figyelmen kívül kell hagyni. Ezt szerinte tápanyagokban gazdag termőhelyeken lehet megtenni. Ha a szukcessziót nem lehet figyelmen kívül hagyni (pl. erdőtervezési, vagy tájrekultivációs feladatok esetén), mert maguk a tervezések egy hosszabb időtávot ölelnek át, s az ez idő alatt bekövetkező talajfejlődés kívánatos, akkor az ennek megfelelő hipotetikus vegetációt a potenciális termőhelynek megfelelő (termőhely szerinti) vegetációnak kell megrajzolni, s a PTV-hez hasonlóan térképezni. Ezt a potenciális termőhely szerinti vegetációt LEUSCHNER (1997) csak a szekunder szukcesszióként ajánlja figyelembe venni, mert az gyorsabb mint a primer szukcesszió. A potenciális természetes vegetáció és a potenciális termőhely szerinti vegetáció is állandónak gondolt klimatikus peremfeltételekből indul ki. A globális klímaváltozás miatt ezek gyorsan értelmüket veszthetik.

Ha a várható klímát vesszük figyelembe (magasabb átlaghőmérséklet, alacsonyabb csapadékösszeg), akkor a jövőbeli (klímának megfelelő, klíma szerinti) potenciális vegetációt kell prognosztizálni, amit a fafajok klímfüggésére kell építeni, melyet napjainkban is alig ismerünk még.

A termőhelyi potenciál változását (egy bizonyos időtávon belül) kizárta az addigi PTV-konceptió, ezzel a szukcesszió értelmezését is lehetetlenné tette, mivel az időtényezőt 0-ra (tkp. a jelenre) redukálta. Mindez a Tüxen-i definíció hirtelen (schlagartig) előállítható részéből következik.

Láttuk tehát, hogy a Tüxen-féle PTV-definíció (TÜXEN, 1956) a reverzibilis emberi hatást és az időközben megváltozó környezeti feltételeket elhanyagolja. Csehországi vegetáció-térképezési munkák során bebizonyosodott, hogy iparterületekre, imisszió sújtotta vidékekre nem használható a Tüxen-i PTV. Ezért NEUHÄUSL (1984) bevezette az antropogén környezetnek megfelelő természetes vegetáció (umweltgemäße natürliche Vegetation) fogalmát. Ez a környezetnek megfelelő természetes vegetáció akkor állna be, ha minden közvetlen illetve közvetett (pl. legeltetés, taposás) emberi beavatkozás megszűnne. Ez a vegetáció nem csak a termőhelyi tényezőkkel és az irreverzibilis antropogén termőhelyi feltételekkel képez egyensúlyt, hanem a hosszan tartó reverzibilis antropogén környezeti feltételekkel (pl. légszennyezés, szikesedés, talajszennyezés) is (6. ábra). NEUHÄUSL (1984) a környezet szerinti természetes vegetáció konstruálását illetve beállítását ugyanúgy hirtelen (schlagartig) képzei el, mint TÜXEN (1956) a potenciális természetes vegetációnál.

Fontos hangsúlyozni, hogy a mai rekonstruált természetes vegetáció, a mai potenciális természetes vegetáció és a mai környezet szerinti természetes vegetáció közötti különbség csak antropogén befolyásoltságú termőhelyen jut kifejezésre (lásd 6. ábra). Természetes állapotban vagy azt feltételezve mind a három típus \pm egyforma. A termőhely alatt nem csak a tényleges természetes tényezőket értjük, hanem minden irreverzibilis termőhelyi sajátosságot is, amely emberi tevékenységre vezethető vissza. A PTV-t hirtelen, ütőszzerűen beállónak tételezzük fel, ezért minden termőhelyi változás, amely a szukcesszió során fellépne, kizárásra kerül.



6. ábra – A vegetáció és a termőhely antropogén terheléséből levezethető vegetációmodellek (NEUHÄUSL, 1984)

KOWARIK (1987) TÜXEN után – annak hibáit kiküszöbölendő – újradefiniálta a PTV-t: "A mai PTV egy tisztán elméleti alapon előállítandó, a jelenlegi termőhelyi feltételeknek megfelelő és legfejlettebb vegetáció, melynek megalkotásánál a természetes kiindulási feltételek mellett a tartós antropogén termőhelyi változásokat is figyelembe kell venni. A vonatkoztatási területen belül a fennálló, illetve a jövőbeli közvetlen emberi beavatkozások (kaszálás, trágyázás, fahasználat stb.) hatása kizárandó, hacsak máris nem tartós termőhelyi változásokhoz vezettek, velük szemben a folytatódó antropogén terhelésen keresztül megvalósuló környezeti feltételek (pl. vízháztartás) változását, valamint a flóraváltozásokat figyelembe kell venni."

A KOWARIK-féle definíció napjainkban is megállja a helyét, legfeljebb csak a potenciális természetes vegetációnak adnak más nevet. Így SCHMIDT (1998) az aktuális biotóp természetes fejlődési potenciáljának megfelelő vegetációról beszél, SCHERZINGER (1996) az erdei termőhely természetes vegetációpotenciálját érti alatta.

3.2.9.3. A PTV-konstruálás problematikus aspektusai

A potenciális természetes vegetáció megalkotása – a statikus állapotszemlélet ellenére – nem egyszerű feladat, amely tényre több szerző is rámutatott már (pl. KOWARIK, 1987; LEUSCHNER, 1997; SCHMIDT, 1998; GRABHERR et al., 1998a). A PTV-konstrukciót nehezítő tényezőket, s a PTV-alkotásnál figyelembe veendő szempontokat az alábbiakban adom meg.

a. Az idődimenzió aspektusa

A mai PTV a legfejlettebb vegetáció állapotot jelenti, azaz a jelenlegi termőhelyi viszonyok mellett létrejövő záróállapotot. Erdők esetében a regenerációs cikluson belüli és a szukcesszió során bekövetkez(het)ő változásokat figyelmen kívül hagyja, ezzel az erdőfejlődés szempontjából döntő idődimenziót kizárja. Így a PTV-konstruálásakor a pionír és a köztes stádiumok azon fafajai, amelyek a záróstádiumban már nem versenyképesek, figyelmen kívül maradnak.

b. A termőhelyi változások aspektusa

A PTV-modell az aktuális termőhelyi adottságokon alapul, tehát a múltból eredő irreverzibilis változásokat elfogadja, és magában foglalja. Felmerülhet a kérdés, hogy a termőhelyi változásokat (pl. antropogén talajdegradáció, imissziós károsítások, lecsapolások, folyószabályozások) mi alapján becsüljük irreverzibilisnek vagy (hosszútávon illetve rövidtávon) reverzibilisnek? Ezen a téren ismereteink (még) elégtelenek, kijelentéseink (többnyire) bizonytalanok. Az alábbi kérdések is azt bizonyítják, hogy sokszor nehéz az irreverzibilis és reverzibilis változásokat élesen szétválasztani:

- Mi lesz azokkal a természetes mészkerülő tölgyesekkel, melyek termőhelye atmogén módon eutrófizálódik?
- Lombos erdők helyén ültetett lucos generációk következményeit (pl. nyershumuszfelhalmozódás, podzolosodás) hogyan kell értékelni?
- Mi történik, ha lecsapolt láp- és mocsárterületeken visszaállítjuk a korábbi talajvízszintet?

Azt sem hagyhatjuk figyelmen kívül, hogy minél jobban befolyásolt a vegetáció, annál fontosabbak az abiotikus termőhelyi paraméterek (geológia, talajtípus, vízháztartás) a PTV-meghatározáshoz. Ez különösen a másodlagos vegetációtípusok esetében indokolt. De az sem elhanyagolandó, hogy minél kevesebb termőhelyi jellemző áll rendelkezésünkre, s minél tágabb intervallumban értelmezzük őket, annál több PTV-t lehet egy területre konstruálni. Így újonnan létesült, urbán-ipari termőhelyeken a PTV-alkotás spektruma nagyobb, mivel itt a szukcesszió nehezen előjelezhető.

c. A flóraváltozás aspektusa

A PTV-konstruálásnál a meglévő termőhelyi tényezők ismeretén túl az is fontos, hogy milyen fajkészletet rendelünk hozzájuk. Kézenfekvőnek tűnik, hogy a természetes flórafejlődés következtében az adott területen meglévő őshonos fajok alkothadják ezt a fajkészletet. Azonban ez a fajkészlet nem mindig egyértelmű, aminek érzékeltetését néhány problematikus esettel támasztjuk alá:

- Ha egy faj (pl. a tiszafa) a korábbi tájhasználatok, erdőkiélések miatt nagy területekről kipusztult, akkor kérdéses, hogy a számára megfelelő termőhelyeken tekinthetjük-e a PTV alkotóelemének, avagy sem? Természetes úton ugyanis – a propagulum források elérhetetlensége, vagy a csekély mennyiségű propagulum miatt – elképzelhetetlen a rekolonizáció, a PTV definíció pedig kizárja az antropogén beavatkozásokat.
- Felmerülhet a kérdés, hogy ha egy faj a jégkorszak utáni visszatelepülés során eljutott egy bizonyos határig (tkp. az aktuális areahatárig), s idő hiányában a szomszédos tájak neki megfelelő termőhelyeit még nem érte el, akkor ott tekinthetők-e a PTV részének? Hazai példával élve, a virágos kőris a Bükk-hegységig, a cser a Hernád-vonaláig jutott el a természetes flóravándorlás során, s nagy valószínűséggel keletebbre is nyomultak

volna, ha a tájhasználat ebben nem akadályozza meg őket, s elegendő idő állt volna rendelkezésükre.

- Bizonyos adventív fajok (pl. amerikai kőris, zöld juhar, gyalogakác, bálványfa, kései meggy) oly mértékben vadultak el bizonyos területeken, hogy ottani tartós jelenlétüktől nem lehet eltekinteni. Kérdés, hogy ilyen esetben lehet-e, kell-e a PTV tagjainak ítélni őket?
- A túlszorított nagyvadállomány a PTV természetes újulatát megsemmisítheti, vagy szelektív módon befolyásolhatja. Kérdés, hogy az így szabályozott (irányított) természetes újulatot kell-e elfogadnunk, avagy sem? Az előző álláspont elfogadása a PTV definíciónak megfelelő, mivel a vadállomány-szabályozás csak antropogén módon oldható meg.

3.2.9.4. A különböző vegetációállapotok és a különböző vizsgálati időpontok vegetáció-állapotainak összevetése

A különböző vegetációállapotok összevetése esetén az időskálán végbemenő természetes változások és az antropogén (irreverzibilis és reverzibilis) változások adják a különbséget. Ezeket a 11. táblázat szemlélteti

	Eredeti természetes vegetáció	Rekonstruált természetes vegetáció	Potenciális természetes vegetáció	Aktuális vegetáció
Eredeti természetes vegetáció	×	T	T + I	T + I + R
Rekonstruált természetes vegetáció	T	×	I	I + R
Potenciális természetes vegetáció	T + I	I	×	R
Aktuális vegetáció	T + I + R	I + R	R	×

11. táblázat – A különböző vegetációállapotok összehasonlítása

Jelmagyarázat:

- T** = természetes változások a biotópban
- I** = antropogén irreverzibilis változások a biotópban
- R** = antropogén reverzibilis változások a biotópban

A természetesség megítélése szempontjából viszont az antropogén változások mértéke döntő. Ha két (vagy több) különböző időpont állapotát hasonlítom össze, akkor a változások irányára is fény derülhet, azaz a leromlás (degradálódás), javulás (regenerálódás) és a változatlan állapotban való maradás (stagnálás) mutatható ki. Esetünkben a jelenlegi vegetáció- és termőhelyi állapotot hasonlíthatom össze a múltbeli, vagy tervezés esetén a (várható) jövőbeli vegetáció- és termőhelyi állapottal. A különböző vegetációállapotok különböző időpontban

történő összehasonlítását a 12. és 13. táblázat mutatja. Ha a megadott különbségek pozitív értékűek, akkor regenerálódás, ha negatív értékűek, akkor degradálódás, ha 0 értékűek, akkor stagnálás figyelhető meg adott hely természetessége változásának megítélésében.

		Jelenlegi		
		rekonstruált természetes vegetáció	potenciális természetes vegetáció	aktuális vegetáció
Múltbeli	rekonstruált természetes vegetáció	×	- I	- (I + R)
	potenciális természetes vegetáció	mI	mI - I	mI - (I + R)
	aktuális vegetáció	mI + mR	(mI + mR) - I	(mI + mR) - (I + R)

12. táblázat – A jelenlegi és a múltbeli vegetációállapotok összehasonlítása

Jelmagyarázat:

- I** = antropogén irreverzibilis változások a jelenlegi biotópban
- R** = antropogén reverzibilis változások a jelenlegi biotópban
- mI** = antropogén irreverzibilis változások a múltbeli biotópban
- mR** = antropogén reverzibilis változások a múltbeli biotópban

		Jelenlegi		
		rekonstruált természetes vegetáció	potenciális természetes vegetáció	aktuális vegetáció
Jövőbeli	rekonstruált természetes vegetáció	×	I	I + R
	potenciális természetes vegetáció	- jI	- jI + I	- jI + (I + R)
	aktuális vegetáció	- (jI + jR)	- (jI + jR) + I	- (jI + jR) + (I + R)

13. táblázat – A jelenlegi és a jövőbeli vegetációállapotok összehasonlítása

Jelmagyarázat:

- I** = antropogén irreverzibilis változások a jelenlegi biotópban
- R** = antropogén reverzibilis változások a jelenlegi biotópban
- jI** = várható antropogén irreverzibilis változások a jövőbeli biotópban
- jR** = várható antropogén reverzibilis változások a jövőbeli biotópban

3.2.9.5. Az aktuális és a potenciális természetes vegetáció határhelyzeteinek elemzése

Az antropogén terhelés skáláján az aktuális vegetáció és a potenciális természetes vegetáció is különböző határhelyzeteket vehet fel (lásd 5. ábra). Az általános (nem határ-) helyzetet az jelenti, mikor az aktuális vegetáció, a potenciális természetes vegetáció és a rekonstruált természetes vegetáció nem egyezik meg ($AV \neq PTV \neq RTV$). Ebben a szituációban az adott biotópban antropogén irreverzibilis és reverzibilis hatások figyelhetők meg, melyek a termőhelyet és a növényzetet megváltoztatták. (Példa: Vízügyi rendezéssel megváltoztatott ártéri termőhely, ahol a természetes úton létrejött erdővegetációt erdőhasználat (vagy más antropogén terhelés) érintette / érinti.)

Az egyik határhelyzetet az jelenti, amikor a potenciális természetes vegetáció és a rekonstruált természetes vegetáció megegyezik, de az aktuális vegetáció ezektől különbözik ($AV \neq PTV = RTV$). Ekkor az adott biotópban nincsenek antropogén irreverzibilis termőhelyi változások, a növényzeten viszont antropogén hatások figyelhetők meg. (Példa: Vízügyi rendezéssel (és egyéb irreverzibilis antropogén hatással) nem módosított ártéri termőhely, ahol a természetes úton létrejött erdővegetációt erdőhasználat (vagy más antropogén terhelés) érintette / érinti.) A másik határhelyzetben az aktuális vegetáció és a potenciális természetes vegetáció megegyezik, de ezek a rekonstruált természetes vegetációtól különböznek ($AV = PTV \neq RTV$). Ebben a helyzetben az adott biotópban antropogén irreverzibilis termőhelyi változások vannak, a természetes úton kialakult növényzetet nem érintette viszont antropogén terhelés. (Példa: Vízügyi rendezéssel megváltoztatott ártéri termőhely, ahol a természetes úton létrejött és átalakult erdővegetációt erdőhasználat (vagy más antropogén terhelés) nem érintette / érinti.) A harmadik határhelyzetet az jelenti, amikor az aktuális vegetáció, a potenciális természetes vegetáció és a rekonstruált természetes vegetáció megegyezik, ami egyben azt is jelenti, hogy az eredeti természetes vegetációt tanulmányozhatjuk ($AV = PTV = RTV = ETV$). Ekkor az adott biotópban még semmilyen antropogén (irreverzibilis és/vagy reverzibilis) hatás nem volt. Ha a mára vonatkoztatjuk ezt a szituációt, akkor könnyű belátni, hogy ilyen hely Közép-Európában csak nagyon kevés van, erdők esetében Magyarországon pedig nincs is. (Példa: Vízügyi rendezéssel (és egyéb antropogén hatással) nem módosított ártéri termőhely, ahol a természetes úton létrejött erdővegetáció spontán fejlődik.)

3.2.9.6. Lehetséges viszonyítási alapok a természetesség megállapításához

A különböző vegetációtípusok (állományainak) természetességi állapotának meghatározásakor az aktuális vegetáció állapotot kell valamilyen referencia állapottal összevetnünk (ZERBE, 1998b). Az 5. ábra és az előző fejezetekben kifejtettek alapján az egyik lehetőség, hogy az aktuális vegetáció állapotot az eredeti természetes vegetáció állapotával vetjük össze. A különbséget a vegetációtörténeti léptékben lezajlott természetes vegetáció- (és vele összefüggésben klíma-, termőhely-) változások, valamint az antropogén (irreverzibilis és reverzibilis) változások adják. E különbség megadásával arra a kérdésre adhatunk választ, hogy adott helyen az ember megjelenése előtti időpont(ok) és az ember megjelenése utáni időpont(ok) vegetációállapota milyen mértékben változott az időben. Ennek az összehasonlításnak – állomány szinten – elsősorban az vet gátat, hogy az eredeti természetes vegetációt kutató módszereink (pl. pollenanalízis, makrofosszília-elemzés) ebben a léptékben rendkívül pontatlanok és megbízhatatlanok (HUNTLEY – WEBB, 1988), a tényleges kompozicionális és különösen a strukturális viszonyok, dinamika nem adhatók meg.

Az aktuális vegetáció állapotunkat összevethetjük a rekonstruált természetes vegetáció állapotával is. Ekkor – az időtényező kizárásával – megtudhatjuk, hogy az adott időpontban és adott helyen az antropogén hatások milyen mértékben változtatták meg vegetációállapotunkat. A rekonstruált természetes vegetációt az adott terület természetes (öshonos) fajkészletéből, az

emberi hatásokat kizáró termőhelyi rekonstrukcióból elméleti úton tudjuk kikövetkeztetni. Másképpen fogalmazva azt a vegetációállapotot írjuk le, ami az ember nélküli természeti tájban a vizsgálati időpontunkban fellépne. Ennek megalkotása valamivel könnyebb (elméleti jellege miatt is), mint az eredeti természetes vegetációé, bár esetenként a természetes fajkészlet megadása (a nem ismert kipusztulások és bizonyos fajoknál a nem ismert areahatár (részletek) miatt), valamint bizonyos szituációkban a termőhelyi rekonstrukció elvégzése nehezebb munkánkat.

Harmadik lehetőségként az aktuális vegetáció állapotot a potenciális természetes vegetáció állapotával vessük össze. Az időfaktort ismételen kizártuk, s így arra a kérdésre kaphatunk választ, hogy az ember nélkül, de korábban már az ember által esetlegesen megváltoztatott termőhelyeken a terület természetes fajkészletéből milyen életközösség szerveződhetne, s az mennyire különbözik a tényleges állapottól.

Ha a helyreállíthatóság oldaláról vizsgáljuk a három fenti összehasonlítást, akkor kimondhatjuk, hogy a régóta tartó és egyre jobban erősödő antropogén hatás miatt általában a rekonstruált természetes vegetáció, de különösen az eredeti természetes vegetáció nem elérhető. Csak a potenciális természetes vegetáció lehet a helyreállítás elérhető és értelmes célja, ezért esetünkben – az erdők állományszintű természetességének megállapításánál – az aktuális erdő(állomány) állapotunkat a potenciális erdő(állomány) állapottal vetjük össze, s az utóbbit tekintjük viszonyítási alapnak (KAISER, 1996).

3.2.9.7. A potenciális természetes erdőtársulás (PTE) megalkotása

A PTV-konceptió gyakorlatba való átültetése több problémával jár, ami egyrészt a korábbi, leszűkített értelmezésű definícióból adódik, másrészt az erdőökológiai és vegetációdinamikai ismeretek elégtelenségére vezethető vissza (ZERBE, 1997; LEUSCHNER, 1997). Néhány olyan szempontot sorolunk fel, amelyekre a korábbiakban a PTE-konstruálás során nem vagy csak kevésbé fordítottak figyelmet:

- A zárótársulások – melyek kvázi-stacionárius állapotban vannak – struktúrája és fajösszetétele bolygatásra megváltozik. (Szigorúan véve: a PTE-megalkotásánál a véletlen befolyását is figyelembe kellene venni.)
- Mind a PTV, mind a szukcesszió befolyásolt a meghonosodott fajok által.
- A táj fragmentálódása miatt sokszor a potenciális fajok diasporái nem állnak rendelkezésre. (Ez különösen igaz lehet a zoochor és ballochor fajok esetében.)
- Több mai zárótársulást inkább a szukcesszió közbülső stádiumának kell(ene) tekinteni. (Pl. a korábbi tájhasználatok vagy a tölgyek erőltetése miatt a bükk potenciális termőhelyeiről sok helyen eltűnt.)

Az osztrák hemeróbia-projekt keretében (GRABHERR et al., 1998a) a korábban vázolt PTV-konceptiót az alábbiakban változtatták meg:

- A fennálló definícióval ellentétben, amely abból indul ki, hogy Közép-Európa eredendően erdőborította terület, s a tájhasználat felhagyása esetén a nem-erdő területeken ismét erdő keletkezik, azt az álláspontot fogadták el, hogy a mai nem-erdő területek a jövőben is azok maradnak, s a határos erdőket ökológiailag (pl. mikroklíma, fajösszetétel) befolyásolják.
- Arra, hogy a potenciális természetes erdőtársulás csak zárótársulás lehet, semmi egyértelmű bizonyíték nincs. A hosszú életű szukcessziós stádiumokat potenciális vegetáció egységként kell elfogadni.
- Csekély jelentőséget tulajdonítanak az asszociációk szüntaxonómiai jellemzésének, döntőnek tartják viszont a mai erdőkép (fafaj-összetétel) összehasonlítását a mindenkori

termőhely potenciális fafaj-összetételével. (Tkp. lehet-van állapot (Soll-Ist Zustand) összevetése.)

- Az ökotonoknál (pl. erdő – nem-erdő átmeneti sávokban) az erdőtömb belsejéhez képest eltérő értékelést javasolnak állományszintenként megvalósítani.
- A vonatkozó területeknél a fafajok megtelepedési és dominancia potenciálját figyelembe kell venni. (Pl. potenciális magfák vannak vagy nincsenek.)
- A neofitákat és a termőhelyidegen fajokat nem tekintik a potenciális természetes faj-összetétel részének.
- A potenciális természetes erdőtársulás konstruálása során a fajok értékelésénél a természetes és az antropogén bolygatások között különbséget tesznek. A természetes zavarástűrő fajokat a PTE részének tekintik. (Pl. a vihar által kidöntött fa gyökértányérján megjelenő N-jelző fajok.)

A potenciális természetes erdőtársulás (PTE) megalkotásához számos kiinduló adatra van szükség, melyek együttes értékelése alapján lehet azt megalkotni. Ezek a szükséges információk az alábbiak:

- Az aktuális vegetáció ismerete.
- Természetes vagy természet szerű erdőtársulások maradványai. (Erdőben szegény vagy erősen átalakított területeken ezek megléte rendszerint kérdéses.)
- Jelzőértékű növényfajok elemzése. (Pl. másodlagos termőhelyek "erdő-reliktumai".)
- Helyettesítő társulások figyelembe vétele. (Ezek megállapításához a társulássorok ismerete fontos, ami nem minden esetben egyértelműen kikövetkeztethető, mert nem tudjuk, hogy előre- vagy hátramutató fejlődésről van-e szó.)
- Talajtípusok.
- Hidrológiai viszonyok.
- Geológiai szubsztrátum.
- Klimatikus tényezők (különösen a helyi klímáról rendelkezésre álló információk).
- Rendelkezésre álló térképanyag. (Pl. történeti ~, geológiai ~, földhasználati térképek, légi- és űrfelvételek) (KALKHOVEN – WERF, 1988).
- Információk az antropogén beavatkozásokról. (Pl. történeti adalékok a talajvízszint-csökkentésekről, lecsapolásokról, folyószabályozásokról, relief-változásokról, tartós imissziókról, talajkárosításokról.)

3.2.10. A természetesség meghatározásának dinamikus viszonyítási alapjai: erdődinamikai jelenségek, erdőciklusok

Az őserdők működése, felépítése már régóta foglalkoztatja a szakembereket (pl. GEHRHARDT, 1923; RUBNER, 1930; MARKGRAF – DENGLER, 1931; MAUVE, 1931; a Kárpát-medencei tanulmányokat lásd BARTHA – OROSI (2002) művében és az M1. mellékletben), de az erdődinamikai szemléletű megközelítés csak a közelmúltra vezethető vissza.

Az erdő összetételének, szerkezetének és működésének időbeli változását az erdő dinamikájának nevezhetjük, amit az erdődinamika kutat (SHUGART, 1984). A természetes erdő működésére vonatkozó kísérletek, megfigyelések és elméletek csak a XX. század második felétől kezdtek napvilágot látni, ahol alapvetően két kutatási irányzat figyelhető meg: egy angolszász (mely Nyugat-Európából és az Egyesült Államokból indult) és egy germán (Közép-Európára korlátozódva). Az előbbi irányzat képviselői hamarabb ismerték fel az erdődinamikai vizsgálatok szükségességét, így ott hamarabb születtek eredmények és szintézisek (pl. BORMANN – LIKENS, 1981; OLIVER – LARSEN, 1990; PARKER et al., 1985; SHUGART, 1984; WHITE – PICKETT, 1985; KOOP, 1989; PETERKEN, 1993, 1996). Közép-Európa megmaradt őserdő foltjaiban a kutatások ugyan megindultak már az 1950-es években (pl. FRÖHLICH,

1954; LEIBUNDGUT, 1959), de az erdődinamikai jelenségek, főleg a földdinamika megértéséhez – elsősorban HERMANN REMMERT tanulmányaira (REMMERT, 1985, 1987, 1988, 1991b, 1993) – még várni kellett. A közelmúltban a két, elsősorban a kis időléptékű változásokat kutató irányzat (patch dynamics ↔ Mosaik-Zyklus-Konzept) összevetésére is sor került (JAX, 1994; BÖHMER, 1997), s a természetvédelemben is megszületett a folyamatvédelem alapú természetmegőrzés alapgondolata (SCHERZINGER, 1990; REMMERT, 1991a; MEYER – SPELMANN, 1997). Ez a szemlélet az erdők védelménél, megőrzésénél is kezd meghonosodni (pl. THOMASIU, 1988; STURM, 1993; PERPEET, 2000). Az erdődinamikai jelenségek megértéséhez kiemelkedő jelentősége volt/van a bolygatások szerepének felismerésében (JAX, 1999; BENGTTSSON et al, 2000).

A bolygatás fogalmát többféleképpen definiálták, így PICKETT – WHITE (1985) szerint a bolygatás olyan relatíve diszkrét esemény, amely megzavarja az állományszerkezetet és/vagy megváltoztatja az erőforrásokhoz való hozzáférést vagy a fizikai környezetet. Más megközelítést alkalmaz KRAMER – VERKAAR (1998), szerintük a bolygatás olyan megváltozása egy rendszer-paraméternek, amely megváltozás kiterjedésében és sebességében többszöröse a paraméter tér- és időléptékén zajló egyéb folyamatoknak. A bolygatás típusait azok eredete, kiterjedése és erőssége alapján az alábbiaképpen osztályozhatjuk (SOMOGYI, 1998):

1. *Abiotikus bolygatások*

- a. *Abiotikus katasztrófák* (Pl. tüzek, szélviharok, jégviharok, földcsuszamlások, lavinák, száraz időszakok, hirtelen árvizek, özönvízszerű esőzések, vulkánkitörések, jelentős vízszint-ingadozások)
- b. *Egyéb abiotikus bolygatások* (Pl. hótörések, jégesők, jégkárok, fagykárok, parti eróziók, karsztfolyamatok, túl hosszú ideig tartó árvizek, dűnemozgások)

2. *Biotikus bolygatások*

- a. *Biotikus katasztrófák* (Pl. rovarkalamitások, gombatámadások)
- b. *Egyéb biotikus bolygatások* (Pl. nagyvad-károsítások, gyomok inváziója)

3. *Antropogén zavarások* (Pl. erdőégetések, erdőtelepítések, ápolások, fakitermelések, antropogén eróziók, mesterségesen felduzzasztott vadlétszám, legeltetések, erdei mellékhaszon-vételek, légszennyezések, talajszennyezések)

Térségünkben jellemzően inkább a lék méretű, vagy a kis méretű, néhány tized hektártól a néhány hektárig terjedő méretű bolygatások fordulnak elő, s nálunk gyakoribbak az abiotikus bolygatások, mint a biotikus bolygatások. Leggyakrabban a szél (MCINTOSH, 1961; FISCHER, 1999; FISCHER et al., 1990) és a hó, illetve más ezekhez hasonló meteorológiai jelenségek (jég, fagy) kiváltói a közép-európai erdőkben a bolygatásoknak. A bolygatás legszembetűnőbbben a faállomány összetételének és szerkezetének megváltozásával jár, de valamennyi erdő-alkotórészre és folyamatra kihatással lehet (RUNKLE, 1985).

Megjegyzendő, hogy korábban az ökológusok azokat az életközösségeket tekintették természetes ökoszisztémáknak, amelyek nagymértékű bolygatás nélküli időszakot követően alakultak ki. Napjainkban azonban felismerték, hogy a nagymértékű bolygatások valamelyik típusa a legtöbb területen jelen van, így a természetesség fogalmához hozzátartozónak kell ezeket tekinteni. Egyes ökoszisztémák egyensúlyi állapotban vannak, itt a foltszerű bolygatásokat a regeneráció ellensúlyozni képes, míg más területeken az egyensúlyi állapot elérése lehetetlen, mert

- a. az egyes bolygatások túl nagyok, ill. túl gyakoriak;
- b. a rövid ideig tartó bolygatás hatása hosszantartó;
- c. a klímaváltozás félbeszakítja az egyensúlyi állapot kialakulása felé vezető folyamatokat.

Azokon a területeken, amelyek nincsenek egyensúlyi állapotban, a természetes vegetáció definiálása nagyobb kihívás, mivel emberi hatás nélkül is folyamatosan változik a vegetáció (SPRUGEL, 1991).

A fenti irodalmakra (is) támaszkodva az alábbiakban megpróbálom röviden vázolni a közép-európai erdődinamikai jelenségeket, azok ciklusait és jellemző szakaszait.

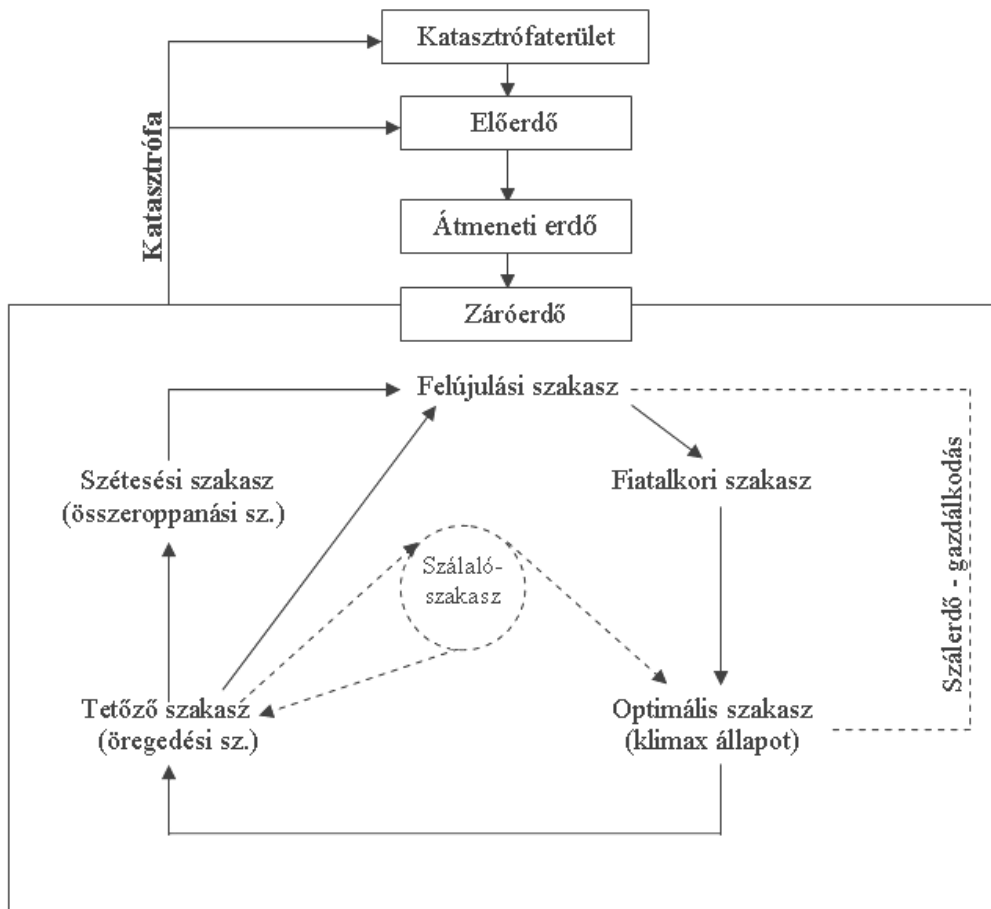
A közép-európai erdőkben lejátszódó erdődinamikai folyamatok és jelenségek eltérő tér- és időléptékűek, azaz skálafüggők (STANDOVÁR, 1996). A természetes erdőkben a változások kiváltói a különböző típusú, intenzitású, térbeli eloszlású, gyakoriságú, visszatérésű, területméretű bolygatások (WHITE, 1979, 1987). A skála egyik végpontját az egyszeri, katasztrófaszerű, nagy területekre kiterjedő bolygatások (pl. tűz, széldöntés, hótörés, árvíz, esetleges epidémiák) következtében fellépő szukcesszió jelenti. Ez a biotikus (vagy ökológiai) szukcesszió néhány tíz – néhány ezer év léptékben zajlik, ideális esetben (lényeges) makroklimatikus és evolúciós változások nélkül (WEST et al., 1981). Esetünkben a szekunder szukcessziós folyamatok érdekesek, tehát azon esetek, amikor a bolygatás előtt már volt erdőállomány, (erdő)talaj, mely propagulumforrás is egyben. A felvázolt szukcessziós modellben (7. ábra) a szukcessziós út a bolygatás utáni katasztrófaterülettől a záróstádiumig (klimax állapotig) tart (FEKETE, 1985), ahol a szukcesszió menete a kiinduláskor jelen lévő fajoktól függ (EGLER, 1954). E fajok a rájuk jellemző növekedési, szaporodási, versengési (azaz életmenet) tulajdonságaiknak megfelelő időben és megfelelő ideig lesznek részesei a szukcessziónak. A bolygatás után a katasztrófa területen az első megtelepedők a pionír fajok, bár maradhatnak olyan foltok, ahol a bolygatás előtti állapot képviselői (teljes vagy részleges fajkészlettel) vészélhetnek át. A pionír stádiumban érvényesülő facilitációs (segítő), inhibíciós (gátló) illetve tolerancia mechanizmusok (PICKETT et al., 1987) következtében válogatódnak a fajok, melyek átmeneti stádiumba juttatják a területet, ahol a még meglévő, de kisebb dominanciájú pionírok mellett már az rK- és K-stratégiájú fajok is szerepet vállalnak. (Propagulumuk az átvészelt, bolygatás előtti maradványfoltokból, a talaj magbank készletéből, valamint a környező – katasztrófával nem sújtott – területekből származhat.) Az átmeneti stádiumon keresztül a pionír fajok visszaszorulásával, az rK- és különösen a K-stratégista fajok dominánssá válásával jut el a szukcesszió a záróstádiumig, amely a környezetével kvázi egyensúlyban van, a lehető legösszetettebb, és a legnagyobb biomasszát produkálja.

A felvázolt szukcessziós út olyan időintervallumot feltételez, ahol a két (katasztrófaszerű) bolygatás között legalább annyi idő telik el, hogy a záróstádium teljes mértékben kifejlődhessen. Ma már, a természetes bolygatások részletesebb tanulmányozása után bebizonyosodott, hogy azok gyakorisága sokszor meghaladja a fenti időintervallumot, azaz az átmeneti, esetenként a pionír stádiumot sújtja újabb bolygatás. Így újabb ciklus kezdődhet úgy, hogy az előző ciklus kiteljesedhetett volna.

A skála másik végpontját a záróstádiumban lévő erdőállomány egyetlen, az uralkodó szintben lévő faegyedének elpusztulása utáni változások jelentik. Az így kialakuló lécek és a bennük felnövő állományrészek, mivel eltérő időben, különböző helyeken és nagyságban keletkeznek, mozaikos horizontális (és tagolt vertikális) struktúrát eredményeznek, ami egy természetes foltdinamikát (lékdinamika, patch dynamics, Mosaik-Zyklus-Konzept) feltételez, s így deszinkron módon futó regenerációs ciklusokat hoz létre.

A fenti tér- és időskálánk két végpontján leírt erdődinamikai jelenségek mellett az is előfordulhat, hogy nem csak a szukcessziós szeriesz záró-, hanem korábbi stádiumaiban lévő állományokban is lehetnek kisebb térléptékű (egy vagy néhány fa elpusztulásával járó) bolygatások. Így a nagyobb tér- és időléptékű változásokon belül kisebb tér- és időléptékű változások is jelentkezhetnek.

A foltdinamikát a közép-európai őserdő-maradványokat vizsgáló kutatók (Svájc: LEIBUNDGUT, 1978, 1982, 1993; Ausztria: MAYER 1989, ZUKRIGL, 1990; Románia: GIURGIU et al, 2001; (egykori) Jugoszlávia: PINTARIČ, 1959, 1978; FUKAREK, 1978; MLINSEK et al. 1980; MAYER et al., 1980; Csehország és Szlovákia: VYSKOT, 1981; PRŮŠA, 1985; KORPEL', 1995) erdőfejlődési fázisokkal – mint a változások állomásaival – írják le, ahol a fázisok ciklusokba rendezhetők (ún. kis erdőciklus). Az erdőfejlődési fázisok jellemzése röviden az alábbi:



7. ábra – A közép-európai természetes erdődinamika modellje (LEIBUNDGUT, 1982; MAYER, 1989; KORPEL', 1995 nyomán összeállítva)

Az *optimális szakasz*ban a vertikális színteztettség differenciáltsága csökken, a struktúra kevésbé változatos, az élőkészlet és a növedék magas, az állomány stabilitása nagy, mortalitása aránylag alacsony, a holtfa mennyisége kevés, zárt, idősebb, érett állománykép a jellemző, a felújulási folyamatok még nem kezdődtek meg. Egyes egyedek elhalásával kisebb-nagyobb lékek ugyan keletkeznek, ahol az újulat is megjelenik, de a lombkorona gyakori újrazáródásával túlélési esélyük csekély. (Megjegyzendő, hogy aktuális termőhelyi feltételek mellett a potenciális természetes vegetáció az erdőfejlődés optimális fázisának feleltethető meg, amit statikus nézőpontból a szukcesszió végpontjának (zárótársulásának) lehet tekinteni. A zárótársulás optimális fázisáról való ismeretünk alapvetően fitocönológiai szemléletű – tehát kompozicionális jellemzőkre összpontosító –, s közismert, hogy a klasszikus cönológia a hosszabb ideje gazdálkodás alatt álló erdők klimax állapotának típusait írja le, módszerének lényegéből fakadóan a típusok közötti átmenetek elhanyagolásával.) Az *öregedési (tetőző) szakasz*ban a záródás és a fakészlet csökkenőben van, de az idős állomány záródása általában még 50 % feletti, az állomány növekedési erélye lecsökken, a mortalitás még csekély, kevés a holtfa mennyisége, döntően méretes, vastag törzsek állnak. Az össze-roppanás megkezdődik, az idős fák elhalása következtében kisebb-nagyobb lékek keletkeznek, amelyekben a természetes újulatból fiatalos foltok alakulnak ki. A lékek lassan állandósulnak, bennük fekvő és lábön álló koronatorított törzsek a jellemzőek. Bizonyos lékekben a felső lombkoronaszintben koronazáródás is történhet, és ezért a korábban keletkezett fiatalos foltok elpusztulhatnak. Így mozaikosan jelentős záródáshiány jellemző. Az idős fák száma és az

élőfakészlet folyamatos csökkenése következtében az öregedési szakasz lassan átmegy az összeroppanási, vagy nagyobb bolygatások esetén gyorsabban a felújulási szakaszba. Az *összeroppanási (szétesési) szakaszban* az élőfakészlet tovább csökken, a mortalitás megnő, az abiotikus, esetleg biotikus hatások következtében összeroppan a faállomány, s (átmenetileg) fátlan foltok is kialakulhatnak. A lábon álló, idős fák uralta állományrész záródása általában kevesebb, mint 50 %, nagymennyiségű a kidőlt holtfa, az alsó szintben növekszik az életképes, foltokban megjelenő újulat mennyisége. Jelentős mennyiségben találhatóak öreg, odvas fák, törzstörött matuzsálemek. A *felújulási szakaszban* a felső lombkoronaszint kigyérült, alatta az idősebb fák pusztulása ütemében csoportosan változó korú fiatalos foltok erősödnek meg. A foltok nagyságától és a felettük lévő állomány dinamikájától (későbbi újrazáródás vagy további ritkulás) függően szálankénti és/vagy csoportos felújulás következik be. Az alsó szint faegyedei erőteljes növekedésnek indulnak, számuk jelentős. A talajfelszín nagymennyiségű holtfa borítja. A *fiatalkori (gyarapodási) szakaszban* a törzsszám a legnagyobb, a faegyedek java része a középső és alsó szintben található, a szelekciós mechanizmusok felerősödnek, a lábon álló fakészlet gyorsan nő, a fekvő holtfa mennyisége viszont csökken. A folyamatos szelekciós gyérülés során az állomány eléri az optimális szakaszhoz, a regenerációs ciklus ezzel zárul.

Változatos termőhelyeken a felújulási folyamat a faegyedek változó egészségi állapota és életkora következtében lelassul, és térben elkülönül úgy, hogy az egyes fejlődési szakaszok még állományrész szinten sem ismerhetők fel. Azok igen kis foltokban, egyszerre, mozaikosan egymás mellett vannak jelen. Ekkor alakul ki a *szálatószakasz*, amely egymagában is önálló ciklusnak tekinthető. Ez mindaddig fennmarad, amíg valamilyen külső bolygatás azt meg nem szünteti. Ebben a szakaszban egy-egy fejlődési folt területének átmérője nem haladja meg a famagasságot, a struktúra itt a legösszetettebb.

A szakaszok hossza a termőhelyi viszonyok, a vegetációtípus, a fafajok életmenet tulajdonságainak, a kisléptékű bolygatások gyakoriságának függvénye. A lékdinamikai kutatások alapján általánosságban elmondható, hogy a lék mérete és a regenerálódott állományrész eredetihez való hasonlósága között kapcsolat van, azaz minél kisebb a lék, annál nagyobb a hasonlóság az előző és a követő állományrész között. Fontos ismételt hangsúlyozni, hogy a nagy erdőciklus (szukcesszió) valamennyi stádiumában lehetnek kisebb léptékű természetes bolygatások, s a kis erdőciklus valamennyi fázisában felléphetnek nagyobb léptékű (katasztrófaszerű) bolygatások, így a két ciklus különböző pontokon – eltérő gyakorisággal – kapcsolódhat össze.

3.2.11. A természetesség mérése és a természetesség-műviség értelmezési tartományának skálázása

A természetesség vizsgálata azt mutatja meg, hogy a vizsgálati objektumunk milyen mértékben felel meg a termőhelyi potenciálnak megfelelő, önszabályozó mechanizmusok által meghatározott életközösségnek. PETERKEN (1996) a természetességet folytonos változónak javasolja tekinteni, gyakorlati szempontból célszerűen természetesnek nevezi azon erdőket (illetve azok bizonyos komponensét), melyek a természetességi skála felső végén találhatóak. Nem tartja szükségesnek azonban pontosan meghatározni a skála azon pontját, ahol a mesterséges végződik és a természetes kezdődik, jöllehet így adott erdő természetességének jellemzése viszonylagos. PETERKEN (1996) szemléletével egyetértve a természetességet a továbbiakban egy mesterséges, folytonos változóként fogjuk fel (0-100 %), amely nem közvetlenül mutatja az erdő érintetlenségét, hanem azt megpróbáljuk az erdő összetételbeli, szerkezeti és működési sajátosságaiból levezetni.

DUDLEY (1996) szerint a fajösszetételt általában könnyebb mérni, mint a folyamatokat és azok eredményeit. A természetesség mérésének módszerénél alapkövetelmény, hogy az az egyes ökoszisztémákra szabható legyen. Erdők esetében elemei a következők lehetnek: 1. fajösszetétel (fafajok, indikátor fajok és egyéb fajok). 2. fák koreloszlása, méretek, törzs-távolság változatai, holt faanyag jelenléte, 3. az erdő időbeli állandósága, 4. az erdő beilleszkedése a tájba, 5. természeti katasztrófákhoz (tűz, szélöntés, betegségek) való alkalmazkodás, 6. a talaj, geomorfológiai, hidrológiai viszonyok változása, 7. klíma változása, 8. olyan kezelési eljárások alkalmazása, mely a természetes ökológiai folyamatokat szimulálja. Nem minden paraméter számszerűsíthető, az értékelés tartalmaz majd néhány elemet, mely objektíven mérhető, míg mások csak a kezelési feladatok végrehajtásán keresztül ítéltethők meg.

A Környezet- és Természetvédelmi Lexikon (ANON., 2002) a természetesség meghatározását a következőképpen definiálja: „A növénytársulások különböző állományainak természetességét megállapíthatjuk a jellemző fajkombináció elemeinek jelenléte vagy hiánya, esetleg a védett növényfajok száma alapján. A természetesség abszolút formában nem fejezhető ki, de azonos társulások különböző állományainak, természetességének fokát, mértékét összehasonlíthatjuk és a különbséget relatív értékszámokkal számszerű formában, objektív módon kifejezhetjük. Ehhez nyújt segítséget több különböző mértékszámrendszer, az erdészek által kidolgozott természetességi indikátor fajcsoportok v. a SZMT-k. Ez utóbbi előnye, hogy nemcsak kiemelt fajok alapján, hanem teljes fajlista és a mennyiségi viszonyok figyelembe vételével kategorizál.”

A 3.2.11. fejezetben meghatároztuk a természetesség-műviség értelmezési tartományának két végpontját (1. természetes állapot illetve 2. művi állapot), mely két végpontról azonban meg kell jegyezni, hogy nehezen érhetők el, adott területen a természeti állapot valahol a két végpont között jellemezhető. E természeti állapot érzékeltetésére a két végpont közötti szakaszt számos szerző eltérő módon skálázta (M2. táblázat), melyekről a korábbiakban DIERSCHKE (1984) adott összefoglalást. Itt szükséges megjegyezni, hogy az első természetességi skálát magyar botanikus, Bernátsky Jenő készítette (BERNÁTSKY, 1904), aki az 1. hatásmentes eredeti formáció, 2. hatásnak kitett eredeti formáció, 3. átalakított formáció, 4. kultúrformáció kategóriákat állította fel. Ő is és az utána következő valamennyi természetességi skála készítője megegyezik abban, hogy a skálatartományt egyenlő szakaszokra osztották fel, torzított skálát senki sem alkalmazott. A skálák végpontjait is – a hemeróbia-beosztás kivételével (lásd ott) – azonos módon fogták fel, különbség csak a skálafokokozatok számában található, mely szerzőtől függően 3-8 között mozog. Meg kell még jegyezni azt is, hogy többen (pl. HORNSTEIN, 1950; SCHIRMER, 1999) tájleptékű értékeléshez készítették a természetességi skálájukat, állományszintű értékeléssel nem foglalkoztak.

Külön kell foglalkozni, azzal a – tévesnek minősíthető – felfogással, mely nem egy-egy életközösség állományai vagy egy-egy táj természetességének megállapítását tűzte ki célul, hanem az életközösségeket (tkp. növénytársulásokat) rendelte hozzá valamelyik természetességi fokozathoz. Kétségtelen, hogy vannak az ember által kevésbé, jobban és teljes mértékben befolyásolt társulások, de állományaik különböző természetességi állapotot képviselhetnek, esetenként a természetességi skála szinte valamennyi kategóriájába beleeshetnek. Példaként említhetjük MERTZ (2000) munkáját, aki Közép-Európa és az Alpok növényközösségei ökológiai értékének meghatározásánál a természetességet is bevonja jellemzőként. HORNSTEIN (1950) és REMMERT (1976) után alkalmazza a természetesség fokozatait és definícióit, melyekhez a típusokat is hozzárendeli. Így természetesnek (5) veszi a klimax-társulásokat, természetközelinek (4) az öreg erdőket és a középerdőket, feltételesen természetközelinek (3) a kultúrerdőket, cserjéseket, sarjerdőket, míg a többi fokozatba (2-0) nem kerültek erdők.

Megjegyzendő, hogy az eddigi skálázásokban a terminológia részben 1. természetességi fokozatokra (pl. WESTHOFF, 1951; HORNSTEIN, 1954; ELLENBERG, 1963; MIYAWAKI – FUJIWARA, 1975; SEIBERT, 1980; SCHLÜTER, 1984), részben 2. leromlottsági (reciprok

természetességi) fokozatokra (pl. JALAS, 1955: hemeróbia; SUKOPP, 1972: hemeróbia; LONG, 1974: artifikalizáció; FALINSKI, 1975: szinantropizáció; OLACZEK, 1982: antropopresszúra; GEHU – GEHU, 1979: artifikalizáció), részben 3. mindkettőt figyelembe vevő fokozatokra (pl. BERNÁTSKY, 1904; TÜXEN, 1956; NEUHÄUSL, 1975, 1980) vonatkozik.

Az előzőekben vázolt módszereket összehasonlítva az alábbi észrevételeket tehetjük meg:

- A null-pontot (viszonyítási alapot) nem, vagy nem egyértelműen, vagy ellentmondásosan, vagy implicit módon adták meg.
- Eltérő skálázásokat, skálatartományokat alkalmaztak.
- A skálatartományokhoz indikátorokat nem vagy alig rendeltek hozzá.
- Részben eredetiséget, részben természetességet vizsgáltak. [1. az eredetiséget alapul vevő módszerek (WESTHOFF, 1951; HORNSTEIN, 1950, 1954; ELLENBERG, 1963; FALINSKI, 1975, 1986, 1998; GEHU – GEHU, 1979; SEIBERT, 1980), 2. a természetességet alapul vevő módszerek (JALAS, 1955; SUKOPP, 1969, 1972; OLACZEK, 1982; MIYAWAKI – FUJIWARA, 1975; LONG, 1974; SCHLÜTER, 1984, 1985, 1992; KOWARIK, 1988; GRABHERR et al., 1996; SCHIRMER, 1992, 1999; STEINMEYER, 2003; BARTHA, 2003b), 3. az eredetiséget és a természetességet egyaránt alapul vevő módszerek (BERNÁTSKY, 1904; TÜXEN, 1956; NEUHÄUSL, 1975, 1980).]

A fentiektől eltérő osztályozást alkalmazott PETERKEN (1996) az angliai erdőkre (14. táblázat). Ő háromféle üzemmóddal (fáslegelő ill. fáskaszáló, szálerdő, sarjerdő) érintett területek természetességét osztályozta 8-8 fokozat szerint. A besorolás alapja elsősorban az, hogy mennyi idő telt el az utolsó antropogén beavatkozás óta. A rendszer jól tükrözi, hogy elsősorban nem az eredetiség, hanem az utolsó beavatkozás utáni természetes folyamatok által meghatározott természetesség kerül értékelésre. Ugyanakkor kategóriahatárai több esetben nem egyértelműek, átfedések vannak, s a különböző erdőtársulások, termőhelyek eltérő regenerációs képességét sem differenciálja a rendszer. Akkor is nehéz a besorolás, ha a kezelés intenzitása folyamatosan változott az adott területen.

<i>Fokozat</i>	<i>Fáslegelő és fáskaszáló</i>	<i>Szálerdő</i>	<i>Sarjerdő</i>
I.	érintetlen erdő	érintetlen erdő	érintetlen erdő
II.	majdnem érintetlen erdő	majdnem érintetlen erdő	majdnem érintetlen erdő
III.	magas záródású állomány, idős fákkal, 100-150 év telt el az utolsó legelés óta	magas záródású állomány, 100-150 éve nem kezelt	100-150 éve nem kezelt sarjerdő, átlagosan magas záródású állomány, lékekkel
IV.	mint a III., de 50-100 év telt el az utolsó legelés óta	50-100 éve nem kezelt szálerdő	50-100 éve nem kezelt sarjerdő, átlagosan magas záródású állomány
V.	magas záródás, idős fákkal, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó legelés óta, vagy a záródás kisebb, vagy egy legelés nélküli időszak után újra legeltették	idős szálerdő, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó kezelés óta	idős sarjerdő, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó kezelés óta
VI.	ma is intenzíven legeltetett terület	idős szálerdő, ma is kezelik	sarjerdő 0-50 év között, ma is kezelik
VII.	legelő elszórtan álló fákkal	idős, kezelt szálerdő főként őshonos fákkal	idős sarjerdő, főként őshonos fák ültetett egyedeinek sarjzattásával
VIII.	legelő fák nélkül	fiatal, kezelt szálerdő főként őshonos fákkal	fiatal sarjerdő, főként őshonos fák ültetett egyedeinek sarjzattásával

14. táblázat – Az angliai erdőkre alkalmazott természetességi skála (PETERKEN, 1996)

3.2.12. A természetesség meghatározásának értékelő módszerei

3.2.12.1. Értékelés a fajok viselkedése (texturális jellemzők) alapján

Az általános indikátor elv (JUHÁSZ-NAGY, 1984) képezi az alapját annak, hogy egy-egy életközösség jellemzésére a kompozicionális sajátosságokat, a fajok (taxonok) különböző viselkedését vegyük alapul. A fajokhoz rendelt relatív jelzőszámok, mutatók segítségével a természetesség abszolút formában nem fejezhető ki, de azonos társulások különböző állományai természetességének fokát, mértékét összehasonlíthatjuk és a különbséget számszerű formában is kifejezhetjük. (Megjegyzendő, hogy az aritmetikai vagy súlyozott átlagok helyett célravezetőbb és objektívabb az eloszlás-viszonyok, gyakoriságok összehasonlítása.)

Az IVERSEN (1936) majd ELLENBERG (1950, 1952, 1974), ELLENBERG et al. (1992) által bevezetett, hazánkban ZÓLYOMI (1964), ZÓLYOMI et al. (1964, 1967), KÁRPÁTI et al. (1968, 1978), SOÓ (1964, 1980), SIMON et al. (1992), BARTHA (1992, 1995b) és főképpen BORHIDI (1993, 1995) illetve BORHIDI et al. (2000, 2001) révén módosított, átdolgozott ökológiai jelzőszámok a társulások állományai ökológiai feltételeinek jellemzésére, az azokban beállt változások nyomon követésére alkalmazhatók. Segítségükkel az antropogén beavatkozások hatása (pl. klímaváltozás, víztelenítés, elárasztás, másodlagos szikesedés, eutrófizálódás, talaj-savanyodás) kimutatható, megismételt felvételek és kiértékelések esetén a degradálódás, stagnálás, regenerálódás bizonyítható. Az ökológiai jelzőszámok közül különösen a nitrogén-mutató segítségével lehet gyors (és olcsó) teszteleseket végezni.

FRANK et al. (1988) hemeróbia-mutatója a különböző degradáltságú termőhelyekhez rendeli az egyes növényfajokat, az egykori Német Demokratikus Köztársaság valamennyi edényes növényfaját azonosítják a hétfokozatú hemeróbia skála egy-egy tartományával (M3. táblázat). KÁRPÁTI et al. (1968) külön bolygatás (Bt-) és taposástűrés (Tt-) mutatókat dolgoztak ki, száz ruderális növényfajt rendeltek az öt- illetve hatfokozatú skálához (M4. táblázat).

SIMON (1988, 1991) a teljes hazai edényes flórára természetvédelmi érték mutatókat adott meg. A fajokat alapvetően két fő csoportba (1. Természetes állapotokra utaló fajok, 2. Degradációra utaló fajok) sorolta, azon belül 6 illetve 4 kategóriát állított fel (M5. táblázat). Rendszerében több rendező elv (pl. vegetációtörténeti jelentőség, jogszabályi szempontok, a társulásokban betöltött szerep) ötvöződik, így egy-egy faj akár 2-3 kategóriához is hozzá sorolható (lenne).

A Borhidi-féle (BORHIDI, 1991a, b, 1993, 1995) szociális magatartás típusok egyféle rendezőelv, Grime C-S-R stratégiai modellje alapján lett továbbfejlesztve, a három fő-csoportot (kompetitorok, stressz-tűrők, ruderálisok) 0, 2 illetve 7 alcsoportra osztotta tovább. A teljes hazai edényes flórára kidolgozott rendszer ritkasági értékszámokkal is kiegészül (M6. táblázat).

NÉMETH (é. n. cit. BARTHA, 1994) a honos növényfajok vörös listájának készítésekor a tíz szempont alapján kódolta a fajokat, s köztük a degradációtűrést is jelezte egy hatfokozatú, lineáris skálán (M7. táblázat). (A többi szempont esetében logaritmikus skálát alkalmazott!)

A vegetációtérképek alapján természetvédelmi jóság térképek készítésére ad javaslatot SEREGÉLYES – S. CSOMÓS (1994) (M8. táblázat). A fajkészlet összetétele alapján öt természetességi kategóriát állítottak fel, de az egyes szempontjaikhoz (gyomok, jellegtelen fajok, domináns fajok, színező elemek stb.) nem adnak definíciót, s a növényfajokat sem rendelik ezen csoporthoz, így módszerük erősen szubjektívnek minősíthető. (Bár bizonyos felhasználói köröknél elegendő az ilyen durva becslés is.)

Összefoglalásképpen kiemelendő, hogy a fenti értékelő módszerek kompozicionális kritériumokat vesznek alapul, melyek legfeljebb csak közvetetten utalnak a strukturális ill. működési jellemzőkre. Így – különösen erdők esetében – a természetesség meghatározására csak korlátozottan vehetők igénybe.

3.2.12.2. Értékelés a hemeróbia alapján

A növénytakaróban és termőhelyében az ember által okozott változások jelzésére dolgozta ki JALAS (1955) a hemeróbia (*hemeros* = művi, *bios* = élet) skálát, amit SUKOPP (1972) finomított tovább. „Hemeróbia alatt minden olyan hatás összességét értjük, amely az ökoszisztémákban az ember szándékos vagy nem szándékos beavatkozásának következménye. A mindenkori termőhelyre és élőlényekre gyakorolt hatásokból adódik az ökoszisztéma hemeróbia fokozata” (SUKOPP, 1969, 1972; BLUME – SUKOPP, 1976). THOMASIVS (1992) a hemeróbiát úgy definiálja, hogy az az aktuális és a potenciális természetes vegetáció eltérése mértéke. A hemeróbia fokozatokba való sorolást termőhelyi vizsgálatokkal, az életközösségek elemzésével, a behatások intenzitásának, időtartamának és tartományának analizálásával lehet elvégezni. Egy hatfokozatú skálát állítottak fel (ahemerob = nem kultúrbefolyásolt, oligohemerob = gyengén kultúrbefolyásolt, mesohemerob = mérsékelt kultúrbefolyásolt, euhemerob = erősen kultúrbefolyásolt, polyhemerob = nagyon erősen kultúrbefolyásolt, metahemerob = kizárólag kultúrbefolyásolt), amit később további alfokozatok felállításával finomítottak (α -, β -, γ - oligohemerob; α -, β - mesohemerob; α -, β - euhemerob) (SUKOPP, 1972; BLUME – SUKOPP, 1976).

A hemeróbia fokozatok értelmezésére SUKOPP (1972) adta a legteljesebb magyarázatot (M9. táblázat).

A hemeróbia mutatók használatának hátrányaira, nehézségeire GLAVAČ (1996) mutatott rá, melyek az alábbiak:

- A besorolás szubjektív, hiányoznak az exakt kritériumok, ami alapján egy-egy területet be lehet sorolni a hemeróbia fokozatokba.
- Egy-egy nagyobb terület többféle életközösség komplexe, melyek más és más hemeróbia fokozatot képviselhetnek, ezért nehéz az egységes jellemzés. (Ezt kiküszöbölendő a hemeróbia fokozatok arányait kell ilyenkor megállapítani.)
- Egy társuláson belül a különböző fejlődési fázisok más hemeróbia fokozatot mutathatnak.
- Ugyanazt az életközösséget az emberi befolyás mértékétől függően több hemeróbia fokozatba lehet besorolni.
- A természetvédelmi érték és a hemeróbia skála nem mutat szoros összefüggést. Általában az életközösségek természetvédelmi értéke növekvő hemeróbia fokozattal csökken. Ennek ellenére sok α - és β -euhemerob életközösség (pl. félszáraz gyepek, fenyérek) természetvédelmi szempontból kifejezetten értékesek.

A fentiek kiegészítése és összefoglalásaképpen megállapítható, hogy a hemeróbia fokozatokat élőhely-típusokra (növény-társulásokra) alkalmazták, s nem konkrét termőhelyek konkrét állományaira. Míg az élőhely-típusokhoz (növény-társulásokhoz) egyetlen hemeróbia fokozatot rendeltek (pl. bükkösök \rightarrow oligohemerob), addig egy-egy élőhelytípus állományainak hemerobitása széles skálán mozoghat (pl. bükk őserdő \rightarrow ahemerob, mesterségesen felújított bükk fiatalos \rightarrow α -mezohemerob). Kritériumok hiányában azonban az állományszintű hemeróbia-besorolás bizonytalan, így csak élőhely-típusokra (növény-társulásokra) lehet – tájékoztató módon – használni. (Az osztrák hemeróbia-projekt alapelve ettől eltér, lásd a 3.2.12.3.b fejezetet.)

3.2.12.3. Az erdők természetességének eddigi kutatása

a. Hazai módszerek és eredmények

Hazánkban az első próbálkozás erdeink természetességi fokának megállapítására BARTHA (1994) értékelése volt. Ő tájszinten, az erdőgazdasági tájakat alapul véve a tarvágás aránya és

az idegenhonos fafajok aránya alapján alkotta meg mutatóját, melyet mind az 50 erdőgazdasági tájunktól számszerűsítve is közreadott. Ezt a hemeróbia-meghatározás csoportjába illő módszert többen (pl. SZODFRIDT, 1995; JÉROME, 1995) – elsősorban érzelmi alapon – kritizálták, de tárgyilagos észrevételek is (pl. AGÓCS, 1995; KOLOSZÁR, 1995; PÁPAI, 1995) jellemezték az akkor kirobbant szakmai vitát. Ebben a vitában a továbblépés lehetősége is körvonalazódott (BARTHA, 1995c).

MÁTYÁS (1996) az emberi beavatkozás mértéke szerint az erdőállományokat 4 fő csoportba sorolta: 1. Természetes állapotú erdei ökoszisztémák (őserdők), 2. Természetszerű erdők: a. Természetközeli erdőállományok, b. Származékerdők, 3. Mesterséges (kultur- vagy ültetvény-szerű) erdők, melyeken belül megkülönböztette még a faültetvényeket. Kategóriáit az erdészeti beavatkozások mikéntje szerint állította fel, de a besoroláshoz egyértelmű kritériumokat és indikátorokat nem fogalmazott meg, példákön keresztül érzékelteti az egyes csoportok közötti különbséget.

A későbbiekben FRANK – BARTHA (1997) a soproni Dudlesz-erdő tömbjén, erdőrésztlet szinten, számos kritérium bevonásával végzett természetesség értékelést. Módszerük az osztrák hemeróbia-projekt módszerének továbbfejlesztése és hazai adaptálása volt (M10-11. táblázat), ami továbbfejlesztésre azért nem került, mert a hemeróbia-vizsgálat lényegéből fakadóan hiányzott az erdészeti gyakorlat számára oly fontos etalon erdőkép.

A magyarországi Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (KOVÁCS-LÁNG – TÖRÖK, 1997) a Németh – Seregélyes-féle (SEREGÉLYES – S. CSOMÓS, 1995) ötfokozatú degradáltsági skálát ajánlja az élőhelyek természetességének meghatározására, ahol feltüntetik a degradációt okozó tényezőket (32 db) és a degradációs jelenségeket (fajkészletet érint 29 db, szerkezetet érint 14 db) is.

Továbblépést jelentett BARTHA – SZMORAD – TÍMÁR (1998) próbálkozása, akik erdőrésztlet szintű értékelési módszert dolgoztak ki, s referenciaként (etalon erdőképként) a gazdaságilag (jól) kezelt vágásos erdőalakot választották 24 erdőtársulás-csoportba sorozva. Az értékelési szempontok is elsősorban a gyakorlati élethez közel állók, így figyelembe veszik az őshonos ↔ idegenföldi fafajok arányát, az elegyfák meglétét illetve hiányát, a termőhelynek megfelelő ↔ termőhelyidegen fafajok arányát, a korszerkezetet, a cserjeszint meglétét, összetételét, a termőhely állapotát. További jellemzők (pl. a faállomány záródásának horizontális mozaikossága, inhomogenitása; a cserjeszint borításának egyenletessége, fajainak térbeli eloszlása, mozaikossága; színteztettség; többkorúság és a korosztályok térbeli mozaikossága; idős (hagyás-) fák jelenléte, száma, eloszlása; holt (részben fekvő) fák jelenléte, száma, eloszlása, mérete) bevonását szükségesnek tartják, de kvantifikálásuk nehézségekbe ütközött, s ezek a gyakorlati alkalmazást is problémássá tehetik. A fenti szempontok alapján egy ötfokozatú (1. természetes, 2. természetközeli, 3. mérsékelten átalakított, 4. erősen átalakított, 5. mesterséges) skálát állítottak fel a természetesség meghatározására, amelybe a vizsgált állományok (erdőrésztletek) besorolhatók.

Hasonló elveken nyugszik, tulajdonképpen az előző módszer leegyszerűsítése, gyakorlatiasabbá tétele MADAS (1997) és SÓDOR – MADAS (1998) értékelő rendszere. MADAS (1997) egy 7 fokozatú természetességi skálára (1. ültetvény, 2. kultúrerdők, 3. származékerdők, 4. természetközeli középerdők, vegyeserdők és sarjerdők, 5. természetközeli erdők, 6. természet-szerű erdők, 7. természetes erdők) helyezik el a vizsgált állományokat. Módszerének előnye, s egyben a túlzott egyszerűsítés következtében hátránya is, hogy az erdészeti üzemtervek néhány rögzített adata alapján – tehát a terepi minősítést kiküszöbölve – lehet az erdőrésztletek besorolását elvégezni. SÓDOR – MADAS (1998) tanulmányában új elemként jelenik meg az erdő-termőhely és a nem erdő-termőhely, mely a minősítésnek valóban fontos alappillére és szempontja. MADAS (1997) 7 fokozatú skáláját is továbbfejlesztették, a szukcessziós stádiumokat külön kezelik, s segítségükkel alegységeket állítanak fel. Értékelési szempontjaik az eredet (mag ↔ sarj), a szukcessziós stádium, az idegenföldi és tájidegen fafajok aránya, a

szerkezet és monokultúra jelleg. Bonyolult skálarendszerüket a végén 5 fokozatra (1. természetes erdők, 2. természetközeli erdők, 3. származék erdők, 4. kultúr- és ültetvény-szerű erdők, 5. ültetvények /ültetvény-erdők/) egyszerűsítik.

Ki kell még térni MÁTYÁS (1998a) fentiekre reagálva készített módszerére. Ennek az a sajátossága, hogy nem alkalmaz referenciát (tehát hemeróbia-megközelítésű), értékelési szempontjai is kisszámúak, terepi felvételezést nem igényel. A faállomány-típuson belül a domináns fafajok őshonos / nem őshonos volta mellett a domináns fafajok és a klíma kapcsolatát elemzi. Valójában 3 természetességi fokozatot (1. természetes erdő, 2. természet-szerű erdő, 3. kultúrerdő) állít fel, a negyedik fokozat (ültetvény) törvényileg és teljesen más rendezőelvek alapján rögzített, nem illeszthető lineárisan az előző háromhoz.

SOLYMOS (1998a) átfogó tanulmányában megfogalmazta a hazai viszonyok között alkalmazandó természetességi kritériumokat is, melyek szerinte az alábbiak: „Erdeink természetközelségének elfogadását vagy elvetését alapvetően az adott erdőtársulás termőhelyállósága dönti el. Az adott termőhelynek megfelelő célállomány megválasztása jelenleg is kötelező. Ezért a nem termőhelyállók a rontott erdők és nem természetközeli csoportjába sorolandók. A további csoportosítás ezen belül az őshonos és a nem őshonos fafajok szerint történhetne, amely a természetes vagy a mesterséges felújítás alapján tovább részletezhető. Ezt követi az elegyesség, a többszintűség és a vegyeskorúság szerinti osztályozás.” Ezek alapján BONDOR – HALÁSZ (1998) készített az Országos Erdőállomány Adattár segítségével országos szintű (regionális) értékelést. Az adattár sajátosságai miatt nem erdőtársulásokat (erdőtársulás-csoportokat), hanem faállomány-típusokat vettek alapul. Ezen értékelés szerint bükkös klímában 91 %, gyertyános-tölgyes klímában 70 %, kocsánytalan tölgyes-cseres klímában 48 %, erdőssztyepp klímában 30 % a természetközeli erdők részaránya. Az ország erdőterületére vetítve szerintük a természetközeli erdők aránya 56 %, a kultúrerdőké 44 %. Megjegyzendő, hogy a természetközelség meghatározásánál a faállomány-típusok fő fafájának (fafajainak) közelebből nem definiált őshonosságát vették alapul. Ezt tovább finomították az erdőtalajon álló és a nem erdőtalajon álló állományok arányával, ami azt eredményezte, hogy a természetközeli erdők 70 %-a erdőtalajon, 30 %-a nem erdőtalajon áll. (A kultúrállományoknál ez az arány fordított.) Az elemzés jó példát szolgáltat a regionális szintű értékelésre, ugyanakkor a források felhasználhatóságának korlátjait is demonstrálja egyben.

Az erdők természetességi mutatójával kapcsolatban SZODFRIDT (1998) is megfogalmazta véleményét, melyből az alábbi észrevételek emelhetők ki:

1. A természetességi mutató alapján hátrányosan ítélték meg azok a kultúrerdők, amelyeken természetes erdő termőhelyi okok miatt nem fordulhat elő.
2. A mutató alkalmazása olyan fokú növényismeretet kíván, ami nem várható el (?) az erdőtervezőktől.

A fentiekre készült reakciót SZMORAD (1999) foglalta össze.

SOLYMOS (2000) művében hangoztatja, hogy a világ- és az európai törekvések az erdők természeteshez közel álló állapotának helyreállítására törekednek, s ezek fenntartása céljából természetközeli erdőgazdálkodást kell folytatni. Az erdőállományokra még nem állít fel természetességi fokozatokat, de megadja a természetközelség jellemzőit, melyek szerinte az alábbiak:

- Termőhelynek megfelelő fafajmegválasztás, őshonos fafajok elsőbbsége;
- Magról való természetes felújítási eljárások alkalmazása;
- Fajgazdag, elegyes, lehetőleg többszintű és vegyes korú faállományok létesítése és fenntartása;
- Az ökológiai stabilitás fenntartása;
- Az erdők biológiai, faji és genetikai sokféleségének megőrzése és lehetőség szerinti gazdagítása.

A fentiekkel ellentétben más alapra helyezi SOLYMOS (2001) természetközeliesség értékelő rendszerét, ő ugyanis nem tartja jónak a természetes erdőtársulás-csoportok, mint viszonyítási alapok alkalmazását, mivel ez szerinte nem alkalmazható az erdőtelepítésekre és legtöbb esetben ennek meghatározása nem is várható el (?) a gyakorlati szakembereinktől. Az utóbbi megállapítással nem vitatkoznék, de az előzővel igen. Erdő-termőhelyen ugyanis meg tudjuk állapítani a potenciális természetes erdőtársulást, annak ellenére, hogy ott korábban – az erdőtelepítést megelőzően – nem állt faállomány (lásd 3.2.2. fejezetet). Nem-erdő-termőhelyen – mint azt korábban már kifejtettem – nincs értelme erdő természetességről beszélni, itt, ha megvalósul is az erdőtelepítés, akkor ott a faállomány állapotát – s nem a természetességét – tudjuk csak minősíteni. SOLYMOS (2001) a természetközeliesség mértékének egy lehetséges meghatározására a faállomány-alkotó fajok őshonosságát, termőhely-állóságát, valamint a faállomány szerkezetét (elegység, kor stb.), az erdő várható jövőképét javasolja figyelembe venni. A természetközeli erdőt – melybe a nem őshonos fajokból álló, de a termőhelynek, ökológiai adottságoknak megfelelő állományokat is bele veszi – a rontott erdővel állítja ellentétbe, amely alatt a termőhelynek nem megfelelő (nem termőhelyálló) faj-összetételű (szerkezetű) állományokat érti. Természetközeli mutatói az alábbiak:

- 10 Természetközeli (a termőhelynek, ökológiai adottságoknak megfelelő) erdők
- 11 őshonos fajokból álló elegyes, többszintű, vegyeskorú természetközeli erdő
- 12 őshonos fajokból álló egykorú, felső szintben elegyes természetközeli erdő
- 13 őshonos fajokból álló vegyeskorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 14 őshonos fajokból álló egykorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 15 nem őshonos fajokból álló elegyes, többszintű, vegyeskorú természetközeli erdő
- 16 nem őshonos fajokból álló egykorú, felső szintben elegyes természetközeli erdő
- 17 nem őshonos fajokból álló vegyeskorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 18 nem őshonos fajokból álló egykorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 20 Rontott (termőhelynek nem megfelelő) erdők

A természetközeli, őshonos fajú erdők esetében harmadik kódszámként a nem őshonos fajok elegyarányát, míg a természetközeli, nem őshonos fajú erdők esetében az őshonos fajok elegyarányát javasolja feltüntetni. A rontott erdők esetében egy második kódszám pedig az átalakítás sürgősségét mutatná meg. Fenti rendszer előnye, hogy gyakorlatias, alkalmazása gyors, terepi felvételt és speciálisabb szaktudást nem igényel. Ugyanakkor vitatható, hogy a nem őshonos fajú állományok mennyire „természetközeli”, itt a 15-18. kategóriák szerintem újabb gyűjtőcsoport megnevezést igényelnek. Kétségtelen az is, hogy rendezőelvként nem csak természetességi kritériumok érvényesülnek a rendszerben, hanem gazdasági, gazdálkodási szempontok is, amit a rontott erdő csoport és az átalakításuk sürgősségi fokozata is igazol.

Meg kell még emlékezni AGÓCS (2002, ex litt.) az erdők szukcessziós lépcsői szerint megalkotott természetességi fokozatairól is. A szukcessziós folyamat lépcsőinek jellemzői szerint 10 fokozatot különböztet meg, ahol a természetes bolygatások és a művi beavatkozások egyaránt figyelembe vannak véve (M12. táblázat). Módszerének hátránya, hogy indikátorai kevésbé exaktak, amely a konkrét állományok besorolását nehezíti meg.

A Nemzeti Erdőstratégiára hivatkozva KOLOSZÁR (2004) túl differenciáltnak tartja a természetvédelem erdészeti koncepciójában megfogalmazott 4 természetességi kategóriát (1. természetes erdők, 2. természetyszerű erdők, 3. ültetvényszerű erdők, 4. faültetvények), mert az átmeneti esetekben nem tudja a határt meghúzni. Helyettük két kategória (1. természetyszerű erdők, 2. ültetvényszerű erdők) bevezetését tartja alkalmasnak, de definíciót, kritériumokat és indikátorokat nem rendelt hozzájuk. Ugyanebben az időben TÓTH (2004) az

erdő és a faültetvény körül kirobbant vitában az erdők biológiai és ökológiai állapota („természetességi mutatója”) alapján négy kategóriát különböztet meg: 1. természetes erdők, 2. természetyszerű erdők, 3. származékerdők, 4. mesterséges eredetű „kultúrerdők”. Kategóriáit definiálja, de a besorolást egyértelművé tévő mutatói elmaradnak.

BARTHA – SZMORAD – TÍMÁR (1998) értékelő rendszerének hiányosságait küszöbölte ki BARTHA (2003b) közép-európai viszonyokra ajánlott új rendszerében, melyben a *lombkorona-szint* (öshonosság ↔ idegenhonosság, termőhelynek való megfelelés ↔ termőhelyidegenség, elegyesség, záródás-jelleg, fafaj-eloszlás (mintázat), korszerkezet, szintezettség), *cserjeszint* (összetétel, borítás), *gyepszint* (összetétel, borítás), termőhely (humuszképződés, biológiai aktivitás, vízháztartás, erózió, talajsebzések, talajtömörödés, talajréteg-keveredés), *egyéb jellemzők* (idős fák, facsoportok jelenléte, holtfa mennyisége, újulat megléte) adja meg értékelő módszerét. A korábbi kompozicionális és strukturális jellemzők mellett külön hangsúlyt kapnak a funkcionális jellemzők is. A potenciális természetes vegetáció termőhely-függő, ezért a termőhelyben bekövetkezett reverzibilis és irreverzibilis változásokat figyelembe veszi a természetesség megállapításánál. A termőhely állapotától olyan fontos funkcionális sajátosságok függenek, mint a produktivitás vagy a szerves anyagok lebomlási sebessége. Szerinte ugyancsak itt kellene a vadkár mértékét is jelezni, azonban ennek közvetlen úton történő skálázása nehézségekbe ütközik, így közvetett módon az újulattal, a felújulóképességgel becsüli a vad hatását.

SOLYMOS (2004) legújabb tanulmányában megkülönbözteti a természetyszerűség és a természetközelség fogalmakat, előbbihez kapcsolja a természetyszerű erdő és a természetyszerű erdőgazdálkodás, míg utóbbihoz a természetközeli erdő és a természetközeli erdőgazdálkodás fogalmakat. A kettő közötti markáns különbség a vágásforduló hiányában ill. meglétében jelentkezik.

b. Az osztrák hemeróbia-projekt

Az erdők természetességének-leromlottságának megállapítására irányuló eddigi, kétségtelenül legnagyobb vállalkozás az ausztriai hemeróbia-projekt (GRABHERR, 1997; GRABHERR et al. 1995, 1996, 1997, 1998a,b; KOCH – KIRCHMER, 1997; KOCH et al., 1997; KOCH – GRABHERR, 1998), mely 1993-1997 között zajlott. Az UNESCO MAB-program keretében véghezvitt projekt Ausztria teljes erdőterületének (3,88 millió hektár) természetességi állapotát volt hivatott rögzíteni.

A projekt végrehajtása során ugyan a hemeróbia-konceptió képezte a tudományos alapot, mégis a potenciális természetes erdőtársulás szolgált Leitbild-ként. Ez az ellentmondás csak a projekt megnevezése és megvalósítása között áll fenn. A potenciális természetes erdőtársulás a null-állapotot (kell- / lehet-állapotot) jelöli a hemeróbia-skálájukon, ehhez történik az aktuális állapot viszonyítása.

Az erdőgazdasági tájak, a tengerszint feletti magasság fokozatai, az expozíció fokozatai, a klímátípusok alapján ún. sztrátum-térképet szerkesztettek, amelynek egységeit a fenti jellemzők azonos értékei alapján határozták meg. A sztrátum-egységek száma és területe alapján adták meg a mintaterületek számát, ami 4892 db.

A mintaterületek helye igazodik az erdők egészségügyi állapot felvételéhez használt rácsháló-pontjaihoz. Egy-egy mintaterület nagysága 200 x 200 méter, de bizonyos jellemzők (pl. holtfa) precízebb felvételéhez 25 x 25 méteres kvadrátokat és 9,77 méter sugarú köröket is kijelöltek.

A terepi felvételi adatokból 11 hemeróbia-kritériumot hoztak létre, melyeket súlyozottan kapcsoltak össze. A kritériumok az alábbiak voltak:

- a fafaj-összetétel természetközeliisége,
- a gyepszint természetközeliisége,
- a felújítás módja, a felújítás típusa,
- felújult foltok nagysága, szerkezete,
- erdő- és egyéb használatok típusa,
- fejlődési fázisok,
- korszerkezet,
- holtfa mennyisége és minősége,
- állományszerkezet,
- a lomb szint diverzitása,
- a gyepszint diverzitása.

Valamennyi fenti kritériumot az általuk módosított 9 fokozatú hemeróbia-skála szerint minősítették, s az így kapott értékek súlyozása, összekapcsolása után adódott a mintaterület hemeróbia-fokozata, melyek az alábbiak:

9	ahemerob
8	γ – oligohemerob
7	β – oligohemerob
6	α – oligohemerob
5	β – mezohemerob
4	α – mezohemerob
3	β – euhemerob
2	α – euhemerob
1	polyhemerob

A jobb értelmezhetőség kedvéért a fenti 9 fokozatú hemeróbia-skálát egy 5 fokozatú természetességi skálává konvertálták, melynek fokozatai közérthetőbbek:

<i>Természetességi fokozat</i>	<i>Hemeróbia-fokozat</i>
Természetes	9
Természetközeli	8, 7
Mérsékeltén átalakított	6, 5
Erősen átalakított	4, 3
Mesterséges	2, 1

Megjegyezendő még, hogy a súlyok megállapításában (M13. és M14. táblázat), valamint a minőségi jellemzők kvantifikálásában egy szakértői csoportra támaszkodtak, így igyekeztek a szubjektivitást mérsékelni, illetve kiküszöbölni.

Eredményeiket országos szinten, az erdőgazdasági tájak szerint, kiválasztott termőhelyi tényezők és erdőtársulás-csoportok szerint, illetve néhány fontosabb hemeróbia-kritérium (fafaj-összetétel természetközeliisége, a gyepszint természetközeliisége, holtfa) szerint értékelték és adták közre. A későbbiek szempontjából az is kiemelendő, hogy alkalmazott módszerüket külön értékelték.

c. A németországi „Waldbiotopkartierungs-Programm”

Németországban az erdők természetességének becslése az erdei élőhely-térképezési program része (VOLK – HAAS, 1990; WALDENSPUHL, 1991; ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE, 1996), amely az 1970-es évek közepén indult, s ahol a természetvédelmi szempontú értékelés – különböző eljárásokkal – az 1980-as évek közepe óta van dokumentálva. A térképezési programba később a történeti tájhasználatok értékelését is bevették. Kettős koncepciót érvényesítenek, az ún. integratív koncepció szerint a tájban védendő, megőrzendő „értékes” élőhelyeket különítették el, míg a szegregatív koncepció alapján az értékes élőhelyek megőrzésén túl erőforrás-megőrző és tartamos gazdálkodási módokat is meghatároznak. A munka során a tényleges térképezésen, az aktuális és mai potenciális élőhely-térkép elkészítésén túl az egyes élőhelyek természetességét, kompozicionális és szerkezeti sokféleségét, ritkaságát és veszélyeztetettségét is megállapítják. A program sajátossága viszont, hogy tartományonként eltérő módszereket alkalmaznak, aminek részbeni oka az eltérő termőhelyi sajátosságok, a korábbi és a jelenlegi erdőkezelések különbözősége is. A természetesség megítélésének – kevésbé eltérő – módszereit általánosságban mutatom be.

A termőhely és a vegetáció aktuális állapotát egy természetesnek feltételezett állapottal hasonlítják össze. A természetesség fő kritériumát három alkritériumra bontják:

1. a vegetáció-összetétel természetessége;
2. a termőhely-fejlődés természetessége;
3. a vegetációfejlődés természetessége.

Kiindulási alap a mai potenciális természetes vegetáció (potentiell natürliche Vegetation = PNV), a klimax stádium jellemzését – Bajorország kivételével (AMMER – UTSCHIK, 1984) – a többi szukcessziós stádium jellemzéséhez hasonlóan végezték. A termőhely-fejlődés természetességét két szempont szerint értékelték. Az egyik csoportba azokat a termőhelyeket sorozták, amelyek közvetlen és erős antropogén hatás miatt változtak meg (pl. megmunkált talajok, talajvíz-csökkenések, egykor elerdőtlenített területek). A második csoportba azokat a termőhelyeket kerültek, amelyek nem lettek elerdőtlenítve, vagy közvetlen antropogén befolyás alapvetően nem változtatta meg őket. (Ide azok az erdei termőhelyek tartoznak, amelyek legalább a 18. századtól bizonyíthatóan erdővel borítottak.) A történelmi termőhelyi változások mellett aktuális hatások is vannak (pl. légköri ülepedés), ezeket azonban figyelmen kívül hagyják.

Mivel a spontán keletkező és fejlődő vegetációval rendelkező területeknek fontos szerepe van a stabilitás megtartásában, az imissziókhöz való alkalmazkodásban, a természetes regenerációban, ezért fontos kritériumnak tartják a vegetációfejlődés természetességét is. Ennek becsléséhez azonban történeti tanulmányok szükségeltetnek. Rámutatnak, hogy a vegetáció-összetétel és a vegetációfejlődés természetességét egymástól elkülönítve kell kezelni. Ez főként az alábbi területekre vonatkozik:

- a. Azon állományok, amelyek természetesen újultak fel, vagy amelyekben spontán felújulás zajlik és hosszabb ideje már nincs erdőművelés bennük.
- b. Azon állományok, amelyek vetésből vagy ültetésből keletkeztek, és hosszabb ideje már nem kezelik őket.
- c. Azon állományok, amelyek jogi szabályozások miatt már nem kezelnek (pl. erdőrezervátumok).

Az állományszerkezeti jellemzők közül a színezettség, a szintek záródása, borítása, a mozaikosság, a fajok elegyedési formája, továbbá az élőhely faji sokfélesége és a különleges struktúrák (mikroélőhelyek) képezték a minősítés alapját.

A természetességet egy 5 fokozatú skálára vetítik, ezt ábrázolják a térképen, úgy, hogy néhány fontos jellemzőt (pl. holtfa jelenlét, erdőszegély, források, sziklakibúvások) külön is rávetítették a lapokra. Kiemelendő, hogy a mikroélőhelyeknek különös figyelmet szenteltek.

A program keretében több tapasztalatot szűrtek le, melyek a következők:

- A megkülönböztetett erdei élőhelyek elkülönítését a különböző erdőfejlődési fázisok megnehezítették, melyek természetességét eltérő módon ítélték meg a térképezők.
- A fluktuáció a természetes erdőkben sokkal nagyobb mérvű, mint a gazdasági erdőkben.
- A fiatal és az idős állományok közötti értékkülönbséget sokkal jobban mutatja a különböző visszaállíthatóságuk, mint a természetességük.
- Az ősi erdőket (historisch alte Wälder) és a történeti erdőhasználati módokkal érintett erdők megőrzésének fontosságát nem a természetességen keresztül kell megközelíteni.
- Az imissziók, meliorációk, trágyázások és a természeti katasztrófák gátlása ma sok fénykedvelő, nitrogénkerülő erdei faj túlélését veszélyeztetik. Élőhelyüket – melyeket sokszor a történeti erdőhasználatok hoztak létre és tartanak fenn – védeni kell.
- A természetesség fogalmát nem szabad túl szűken és statikusan szemlélni.

Mint már említettem, Németországban az erdők természetességének megállapítása tartományi szinten folyik, s ennek megfelelően eltérő módszereket alkalmaznak. Az alábbiakban röviden néhány tartomány módszerébe teszünk betekintést. Baden-Württemberg tartományban az alkalmazott minősítő rendszer (SCHIRMER, 1999) tájszintű értékelésre ad lehetőséget. Leitbild-ként a multifunkcionális kultúrtáj szolgál, cél volt továbbá az egyszerű és gyors módszer kidolgozása. Az egyetlen kritérium a faállomány összetétele, a természetes erdő faállományát vetik egybe az aktuális faállománnyal. További kritériumokat, mint például az állomány keletkezésének módját, korszerkezetét tudatosan mellőzték. Az állományokat egy 5 fokozatú skálába sorolták, s erdőgazdasági tájanként végezték a kiértékelést. A természetességi fokozatok definícióiból (M15. táblázat) látható, hogy a besorolás egyetlen rendező elve az őshonosság-idegenhonosság aránya, mely fogalmakat azonban – furcsa módon – nem definiálnak.

Brandenburgban a teljes erőterület élőhely-térképezése során állapították meg a természetességi fokokat (STEINMEYER, 2003). Rámutattak, hogy a korábban folytatott szelektív élőhely-térképezés, mely az értékes, védendő területek felmérését tűzte ki célul, nem alkalmas természetesség vizsgálatokra. Az aktuális fafaj-összetételt vetették össze erdőrészesként a természetes erdőtársulás fafaj-összetételével, ahol három fő kritériumot vizsgáltak:

- a természetes erdőtársulás fafajainak aránya,
- egyéb őshonos, de nem a természetes erdőtársulásokhoz tartozó fafajok aránya,
- a nem őshonos fafajok aránya.

Ez alapján 7 természetességi fokozatot állítottak fel (M16. táblázat). Ráirányították a figyelmet arra, hogy a természetesség megállapításához használt fafaj-összetétel nem elegendő indikátor más, kapcsolódó elemzések megvalósításához. A tartományi természetvédelmi törvény szerint a védendő természetes erdőtársulás maradványok kijelöléséhez további szempontokat (pl. az aktuális humuszforma és az egyensúlyi humuszforma viszonya, a gyepszint jellemzősége, a talajok termőerejének állapota, a faállomány-szerkezet változatossága, fejlődési fázisok reprezentáltsága, minimális területnagyság) is figyelembe kell venni. Valójában a fenti, kiegészítő jellemzők a természetesség elemzésének finomítását is szolgálják.

d. A svájci erdők természetességének vizsgálata

Svájcban az erdők természetességének vizsgálatára a 2. országos erdőleltár (BRASSEL – LISCHKE, 2001) keretében került sor. Az ország potenciális vegetációjának térképezésére külön projektet indítottak, a természetesség vizsgálata során a potenciális természetes viszonyokhoz hasonlították az aktuális állapotot. Ehhez három kritériumot vettek figyelembe:

a potenciális vegetációhoz való hasonlóságot, a fás növények fajdiverzitását és a szerkezeti diverzitást. A potenciális vegetációhoz való hasonlóság elemzésénél a fenyőfajok részarányát vették alapul, így állapították meg a súlyokat (15. táblázat).

Kód	Definíció	Tülevelű-arány	Súlyszám
1	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól nagyon távoli	> 75 % luc	1
2	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól távoli	> 75 % tülevelű, < 75 % luc	2
3	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól mérsékelten távoli	10/25 – 75 % tülevelű	3
4	Elegyes lombos erdő, a természetes állapothoz közeli	< 10/25 % tülevelű	4
5	Tülevelű erdőtársulások		4

15. táblázat – A potenciális vegetációhoz való hasonlóság megállapításának súlyszámai a svájci erdők természetességének vizsgálatánál (BRASSEL – LISCHKE, 2001)

A fás növények fajdiverzitásának meghatározásakor a lombkoronaszintben található, 12 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb faegyedeket vizsgálták a mintaterületeken. A súlyérték megállapítását a fajszám alapján a 16. táblázat mutatja.

Fafajok száma	Súlyérték
0 vagy 1 faj	1
2 faj	2
3 faj	3
4 faj	4
5 vagy több faj	5
Speciális fajok előfordulása ³	
nem	0
igen	2

16. táblázat – A fajdiverzitáshoz rendelt súlyértékek a svájci erdők természetességének vizsgálatánál (BRASSEL – LISCHKE, 2001)

Az állományok szerkezeti diverzitásának megállapítását több jellemző alapján végezték (zárójelben a súlyérték-tartomány): záródás (1-6), erdőfejlődési fázis (1-6), színezettség (1-5), 50 cm-es mellmagassági átmérőnél vastagabb fák területete (0-5), károsítás mértéke (0-4), erdő- és állományszegély (0-5, ill. 0-2), lékek nagysága, típusa (0-5), cserjeszint borítása (0-5), „bogyótermő” cserjék borítása (0-5), tuskók (0-2), álló és fekvő holtfák (0-3), gallyak (0-2) mennyisége. A szerkezeti diverzitás súlyértékei (3-tól 56-ig) alapján a következő csoportokat különítették el:

≤ 14	nagyon homogén
15-20	homogén
21-25	heterogén
≥ 26	nagyon heterogén

³ nyír, fűz, éger, őshonos nyár, őshonos tölgy, berkenyék, madárcseresznye, vadalma, vadkörte, erdeifenyő, szelídgesztenye

Az állományok természetességi mutatóját (biotóp értékét) az alábbi képlet alapján számolták:

$$\text{biotóp érték} = a \times \text{potenciális vegetációhoz való hasonlóság} + b \times \text{fás növényfajok diverzitása} + c \times \text{szerkezeti diverzitás}$$

ahol az a, b, c konstansokat szakértői csoport határozta meg.

e. Egyéb területeken végzett kutatások

UOTILA et al. (2002) Finnország keleti részének boreális erdőtársulásaiban végzett természetességi elemzéseket. Elsősorban arra voltak kíváncsiak, hogy a védett és a kezeletlen erdők milyen mértékben tekinthetők természetesnek, melyek azok az antropogén hatások, amelyek az erdőállományok szerkezetét módosítják. 79 termőhely-típust képviseltek a mintaterületeik, főleg a mezofil és a szubxerofil vízgazdálkodási fokozatból. A mintaterületek a teljes szukcessziós gradienst magukba foglalták, a természetesség elemzését csak a fafajok vizsgálata alapján végezték. Fafajonként mérték a mellmagassági átmérőt, magasságot, valamint felvették a fekvő és az álló holtfa mennyiségét, továbbá a tuskók számát is. Terepi adataikat történeti adatokkal – a korábbi belenyúlások idejével – egészítették ki. Természetességi mutatót nem kreáltak, szukcessziós stádiumonként, termőhelyenként, kezelési gyakoriságonként tettek összehasonlításokat. A védett területen lévő mezofil erdők érintetlenebbeknek tűntek mint a szubxerofil erdők, de a kezeletlenség miatt általánosságban alacsonyabb fatérfogatot találtak, mint amit a XX. század elején regisztráltak. Módszerük a sokkal változatosabb összetételű és szerkezetű Közép-európai lombos erdőkre nem alkalmazható.

3.3. A természetesség kritériumai

A tartamos (fenntartható) erdőgazdálkodás alapelvei közül (pl. CIFOR, 1999; WINTER et al., 2004a) az első princípium mindenütt a biológiai sokféleség és a természetesség megőrzése. E princípiumot kritériumok segítségével részletezhetjük, melyek átfogó ökológiai elvek és követelmények nélkül, hogy közvetlen mérést vagy becslést alkalmaznánk azok igazolására. A kritériumok értékelésére indikátorokat alkalmazunk, melyek – esetünkben – az erdei ökoszisztéma változói vagy komponensei, s az indikátorok segítségével kinyerhető információk és adatok integrációja révén a kritérium állapotát leírhatjuk. Az értékelések speciális standardok alkalmazásával eredményesek. A standardok valójában ordinális értékelő skálák, amelyek kiválasztott referenciaértékeken alapulnak. Az értékelések során a legkisebb adategységünk a paraméter, amelyet különböző módon és különböző adatforrásokból nyerhetünk (WINTER et al., 2004b).

A fenti hierarchiát és sémát követve alakítottuk ki értékelő rendszerünket, melynek kritériumai és indikátorai megadásánál támaszkodtunk a korábbi, alapozó jellegű kutatásokra is. Így felhasználtuk az Észak-Amerika erdeire kidolgozott kritériumokat és indikátorokat (PRABHU et al., 1999; CIFOR, 1999; WOODLEY et al., 1999), valamint az ezekből levezetett, németországi erdőkre megállapított kritériumokat és indikátorokat (SPELMANN et al., 2002; WINTER et al., 2004a,b) (M17. táblázat). Külön kiemelandő az Európában futó BEAR-projekt, mely az erdők biodiverzitásának megőrzéséhez és növeléséhez pán-európai indikátorokat dolgozott ki (LARSSON et al., 2001).

A természetesség fogalmának tisztázása, a természetes erdő statikus és dinamikus elemeinek meghatározása után megfogalmazhatjuk a hazai erdők természetességével szemben támasztott követelményeinket. Ennek során tekintettel kell lennünk a természetes erdő kompozicionális, strukturális, funkcionális sajátosságaira, s az ott zajló folyamatokra. A természetesség definíciója értelmében a folyamatok és funkciók természetessége gyakran fontosabb, mint a szigorú értelemben vett szerkezet és különösen a fajösszetétel természetessége. Így

kézenfekvőnek tűnik, hogy indikátorainkat is az előző két területről válasszuk meg, de ennek módszertani, értelmezési problémái vannak, amelyekre a korábbi fejezetekben mutattunk rá. A kritériumok meghatározásánál tekintettel voltunk az életközösségek természetvédelmi értékelésének általános kritériumaira is (USHER, 1994).

A természetesség kritériumait abból a hipotetikus természetes erdőképből vezetjük le, amit a hazai erdőtársulások esetében referenciának tekinthetünk. E nélkül feltett kérdésünk: „Milyen a magyarországi erdők természetessége?”, nem megválaszolható. A természetes erdőkép („őserdőkép”) nehéz meghatározhatósága ellenére tisztázni kell, hogy mi a vizsgálat szempontrendszere, vagyis milyen sajátosságok milyen állapotai növelik a természetességet.

A természetességet növelő illetve csökkentő biológiai sajátosságokat az határozza meg, hogy az erdő képe mennyire hasonlít az adott termőhelyen általunk feltételezett (dinamikus) természetes erdőképhez. E természetes erdőképről azt feltételezzük, hogy emberi hatásoktól mentesen, a természetes erdődinamikai folyamatok során a termőhelyi és a biotikus potenciálnak megfelelően alakul(t) ki. Mivel vizsgálataink alapegységei erdőrészek, a természetes erdőkép állomány szintű sajátosságaihoz viszonyítunk, és a táji léptékű vonatkozásaitól eltekintünk. A természetesség kritériumait az erdő összetételi és szerkezeti sajátosságai alapján adjuk meg.

A faállomány faji összetételének sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- uralkodók benne az adott termőhelyre jellemző zárótársulás fafajai (de ezek hiánya nem feltétlenül csökkenti a természetességet);
- az állományban megjelennek az elegyfajok, amik a természetes bolygatásokhoz, illetve a termőhelyi mozaikossághoz kötődnek (az elegyfajok optimális aránya termőhelyenként, erdőtársulásonként, erdőfejlődési fázisonként és szukcesszionális stádiumonként változó, esetenként uralkodók is lehetnek, pl. pionír fajok lékekben);
- hiányoznak az idegenhonos fajok;
- hiányoznak a nemesített fajták;
- hiányoznak az őshonos, de termőhelyidegen fajok.

A faállomány szerkezeti sajátosságai

Feltételezhető, hogy szinte az összes hazai erdőtársulásban a faállomány folyamatos borítása melletti lékdinamika uralkodik, a homogén korszerkezetet kialakító tűz, széldöntés stb. által meghatározott természetes erdőtársulások nálunk igen ritkák. Természetesen a bolygatások mértéke és léptéke, valamint ebből adódóan a faállomány szerkezete erdőtársulásonként eltérő lehet. Ennek ellenére általánosan megfogalmazható, hogy a természetességet növeli, ha

- a lombkoronaszint nem teljesen zárt, abban kisebb-nagyobb lékek jelennek meg;
- az élő fák vegyes kor- és méreteloszlást mutatnak;
- az élő fák között jelen vannak az állomány koránál jóval idősebb faegyedek, facsoportok;
- az élő fák között jelen vannak több száz éves famatuzsálemek;
- az élő fák alakja változatos, az állományban nagykoronájú, ferde, villás törzsű stb. fák is jelen vannak az egyenes törzsű, sudár fák mellett;
- az élő fák között vannak száradó és odvas fák;
- a holt faanyagban megtalálhatók álló holtfák, facsonkok;
- az álló holtfák között vannak vastag facsonkok, kiszáradt fák (felső lombkoronaszint egykori idős egyedei), az alászorult vékonyabb faegyedek mellett;

- az erdő talaján fekvő holt faanyag található;
- a fekvő holt faanyagban nem csak letört ágak, gallyak, hanem vastagabb törzsek is megjelennek;
- a holt faanyagban a korhadás minden stádiuma egy időben megtalálható;
- a faegyedeknél a vad rágásának, hántásának, dörzsölésének drasztikus hatása nem érzékelhető.

A cserjeszint faji összetételének sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- jelen vannak az adott erdőtársulásra jellemző cserjefajok, melyek közt nincs aránytalan eltolódás valamely faj javára;
- az idegenhonos, illetve termőhelyidegen cserjefajok hiányoznak.

A cserjeszint szerkezeti sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- a cserjék között több kor- és méretosztály jelenik meg;
- a cserjeszint borítása a biotikus és abiotikus feltételeknek megfelelően térben heterogén (pl. lékekben, fellazult foltokban borításuk megnő);
- a cserjeszintben nem figyelhető meg a vad rágásának drasztikus nyoma.

A gyepszint (beleértve a mohaszintet is) faji összetételének sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- a gyepszintben legnagyobb borítással az adott potenciális természetes erdőtársulásra jellemző uralkodó fajok jelennek meg;
- jelen vannak az adott erdőtársulás természetes megfelelőjére jellemző kísérő fajok;
- jelen vannak a természetes faállomány-szerkezeti elemekhez (pl. korhadéklakók) és speciális mikroélelőhelyekhez (pl. sziklakibúvás, gyökértányér, vízmosás, mélyedés) kötődő specialista fajok;
- alacsony az emberi eredetű bolygatás következtében megjelent, illetve ahhoz alkalmazkodott fajok aránya;
- hiányoznak az idegenhonos fajok;
- az invázióra képes fajok tömegessége kicsi.

A gyepszint (beleértve a mohaszintet is) szerkezeti sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- a domináns fajok nem csak nagy homogén foltokban, hanem változatos mintázatban fordulnak elő;
- a fajok tömegviszonyai egyenletesek, jelentős a közepesen gyakori fajok aránya;
- a gyepszintben nem figyelhető meg a vad rágásának drasztikus (a gyepszint fajait stresszelő) nyoma.

Az újulat összetételének sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- az állományban található újulat;
- az újulatban az állományalkotó (uralkodó) és elegyfajok egyaránt megtalálhatók;
- az újulatban az idegenhonos fajok hiányoznak.

Az újulat szerkezeti sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- az újulatban több korosztály is képviselteti magát;
- az újulat térben foltosan jelenik meg;
- az újulat egyedein nem jelennek meg a vad rágásának nyomai (csúcsrüggyrágott példányok stb.).

A termőhely sajátosságai

A természetességet növeli, ha

- az erózió mérsékelt, a természetes viszonyoknak (a domborzati viszonyoknak, a természetes vegetáció zártságának) megfelelő, emberi hatások azt nem erősítik;
- az aktuális humuszforma a természetes vegetációénak megfelelő;
- a talaj tömörítését, a talajrétegek keveredését előidéző mesterséges hatások nem érvényesülnek;
- a talajfelszín épségét csak természetes hatások (pl. a megfelelő létszámú vadállomány, gyökértányérok) sértik;
- a talajvíz-háztartást jelentős (a vegetációt befolyásoló) mértékben nem változtatták meg;
- megfigyelhetők az adott erdőtársulásra jellemző természetes mikroélelőhelyek (sziklakibúváások, vízmosások, források, lefolyástalan mélyedések, stb.)

3.4. A természetesség indikátorai

Mint az előző fejezetben látható volt, a természetességi állapotot biológiai kritériumok szerint értelmezzük. A természetesség követelményének – mint arra korábban már utaltam – a természeti folyamatok szabad érvényesülését és az e folyamatok által kialakított jellemzők meglétét tekintjük. Elvi és gyakorlati akadályok miatt a természetesség csak indikátorok segítségével becsülhető. A természetesség indikátorainak nevezhetünk minden olyan jellemzőt, amelynek rendszeres mérésével a természetesség bizonyos elemeinek időbeli változásairól kapunk képet. Az indikátorok kiválasztásánál fontos, hogy a természetesség azon elemeinek állapotát jelezze, amelyek az adott tevékenység (pl. erdőgazdálkodás, természetvédelem) célkitűzései szempontjából fontosak (STANDOVÁR – PRIMACK, 2001). A gyakorlatban is széles körben alkalmazható indikátoroknak az alábbi tulajdonságokkal kell rendelkeznie (FERRIS – HUMPHREY, 1999):

- legyenek könnyen regisztrálhatók, adott esetben még nem specialista számára is;
- legyenek a megfigyelő személyétől függetlenül jól ismételtően (megfelelő pontossággal) észlelhetők;
- legyenek olcsók, alkalmazásukkal reális költségként megbízható adatokhoz lehessen jutni;
- legyenek ökológiai szempontból értelmesek, könnyen interpretálható adatokat szolgáltatassanak.

Az indikátorokat három fő csoportba sorozhatjuk (NOSS, 1990):

- kompozicionális (összetélt)
- strukturális (szerkezeti)
- funkcionális (működési)

indikátorokat különíthetünk el.

A kompozicionális indikátorok közül a ritka, specialista indikátorfajok (pl. esernyőfajok – *umbrella species*) tűnnek a legalkalmasabbaknak. Azonban ezen fajok viselkedését nagyon jól kell ismerni, ezen túl pedig a populációs trendjeik és az indikálandó élőlény-csoport strukturális vagy funkcionális sajátosságai közötti összefüggéseket is. Ezen indikátorfajok esetében a léptékprobléma is fennáll, ugyanis az állományszintű természetesség vizsgálatoknál a kevésbé mobilis, kis területigényű (általában alacsonyabbrendű, s ezért specialistát igénylő) élőlények jöhetnek számításba, míg táj szintű vizsgálatoknál a mobilis, nagy területigényű (többnyire magasabbrendű) fajok kerülhetnek kiválasztásra (PETERKEN, 1974). Így a lebontási folyamat végén lévő xylofág gombák fogyasztói (vagy még inkább azok parazitái), mint a tápláléklánc különleges tagjai, jó indikátorai lehetnek az erdők természetességének. Azonban be kell látni, hogy vizsgálatuk számos korlátja miatt egy reprezentatív (pl. egész országra kiterjedő) erdőtermészetesség-vizsgálatnál ezek az indikátorok nem jöhetnek számításba.

Esetünkben az alábbi követelményeket fogalmazhatjuk meg az indikátorokkal kapcsolatban:

- az indikátorok állomány szinten (is) legyenek érzékenyek;
- a gyakorlatban reálisan legyenek alkalmazhatók;
- a funkcionális indikátorok nagy részét (pl. produktivitás, szervesanyag lebomlási sebessége) nem praktikus a gyakorlati életben alkalmazni;
- a szerkezeti indikátorok a gyakorlati életben reálisan alkalmazhatók, s a kompozicionális indikátorok közül is vannak ilyenek;
- a zár(ódot)t erdőhöz kötődő, ritka, védett fajok jelenléte például állomány szinten nehezen alkalmazható indikátornak, mert részben specialistát igényelnek, részben nem biztos, hogy a felméréskor a területen tartózkodnak, vagy rejtett életszakaszuk miatt nem detektálhatóak.

Fenti okok miatt elsősorban a gyakorta előforduló (\pm könnyen felismerhető) indikátorfajokat alkalmazzuk a természetesség vizsgálatára, melyek állományszinten is értékelhető információt szolgáltatnak (pl. tápanyag-felhalmozódásról, nitrogéntöbbletről). A kompozicionális indikátorok mellett, a könnyebb tanulmányozhatóság miatt a strukturális indikátorokra támaszkodunk majd elsősorban, de bizonyos, jól értékelhető funkcionális indikátorokat is beveszünk értékelésünkbe.

A Második Miniszteri Konferencia az Európai Erdők Védelmére, Helsinki (1993) keretében a H2 határozat az európai erdők biológiai sokfélesége megőrzésének általános irányelveivel foglalkozik. Ennek keretében az 1994-ben elfogadott biodiverzitás indikátorok a biodiverzitás számos elemére és fontos térléptékekre érzéketlennek bizonyultak. Mivel például állomány szinten ezek az indikátorok nem használhatók, ezért az „Indicator for Monitoring and Evaluation of Forest Biodiversity” program keretében állomány-, táj- és ország-léptékű értékelést célzó kutatás folyt (STANDOVÁR, 2000). E kutatási program által javasolt kritériumokat és indikátorokat állomány szinten a 17. táblázat mutatja.

Kritériumok	Indikátorok
<i>A termőhelynek megfelelő erdőszerkezet és fajösszetétel fenntartása / kialakítása</i>	Fafaj-összetétel (termőhelynek megfelelő őshonos domináns és kísérő fajok jelenléte)
	A különböző fajok, kor- és méretosztályok jelenléte és térbeli mintázata
	Idegenhonos és/vagy nem a termőhelynek megfelelő fajok jelenléte
	Megfelelő méretű és korhadási állapotú holt faanyag folyamatos jelenléte
	Az aljnövényzet fajkészlete (jellegzetes őshonos, illetve idegenhonos fajok jelenléte)
	Állomány kontinuitás
	Záródott állományviszonyokat igénylő veszélyeztetett, ritka fajok jelenléte
<i>Megfelelő talajviszonyok fenntartása</i>	Talajtömörödés, erózió
	Talaj vízgazdálkodása
	Talajsavanyodás
	Avarszint jellemzői
<i>Megfelelő ökoszisztéma folyamatok fenntartása / kialakítása</i>	Kémiai anyagok (műtrágyák, mész, biocidok) alkalmazása
	Természetes bolygatás érvényesülése
	Tápanyag-ellátottság

17. táblázat – Az „Indicator for Monitoring and Evaluation of Forest Biodiversity” program kritériumai és indikátorai (STANDOVÁR, 2000)

MROSEK (2001) egy ontarioi üzemtervezési egységben folytatott vizsgálatot a többcélú erdőgazdálkodás természetvédelmi szempontú elemzésére és értékelésére. Indikátorok sorozatát vizsgálta, melyeket úgy állított föl, hogy azok a természetes folyamatok védelmének elméletén alapuljanak. A tanulmányozott terület az indikátorok jó ill. igen jó hasznosíthatóságát mutatta.

A megfogalmazott kritériumok és a fenti tapasztalatok alapján a magyarországi erdők természetességének vizsgálatához indikátorainkat öt csoportba soroztuk:

- Kompozicionális indikátorok
- Strukturális indikátorok
- Termőhelyi indikátorok
- Holtfa indikátorok
- Vadhatás indikátorok

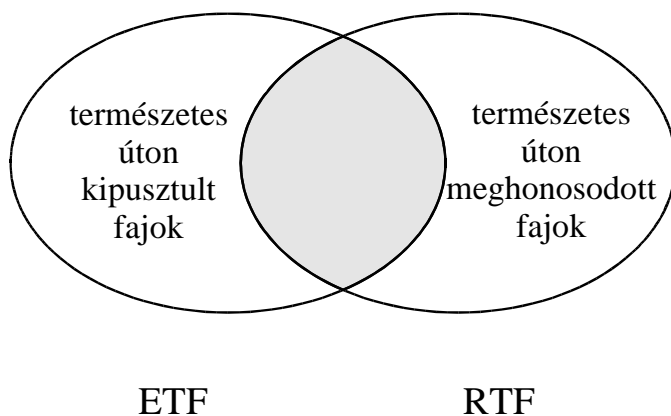
Valójában a holtfa jellemzők elsősorban a strukturális indikátorok csoportjába tartoznak, bár bizonyos elbomlottságnál maga a holtfa már a termőhelyi jellemzők részének tekintendő. A természetesség megítélése szempontjából a holtfának kiemelkedő jelentősége van, ezért, s részben az előbb érzékeltetett kettős besorolásért került külön indikátorcsoportba. A termőhelyi sajátosságokat a korábbi természetesség vizsgálatok (pl. GRABHERR et al, 1996; SCHIRMER, 1999; BRASSEL – LISCHKE, 2001; STEINMEYER, 2003) figyelmen kívül hagyták, holott – mint azt a 3.2.2. fejezetben láttuk – a termőhely eredetiségének, átalakíthatóságának döntő szerepe van az erdő fajkészlete, szerkezete és működése kialakításában ill. fenntartásában. Sajátos funkcionális indikátorként kerültek elkülönítésre a vadhatás jellemzők, melyek az erdő működési lehetőségeit hivatottak érzékeltetni.

3.4.1. Kompozicionális jellemzők

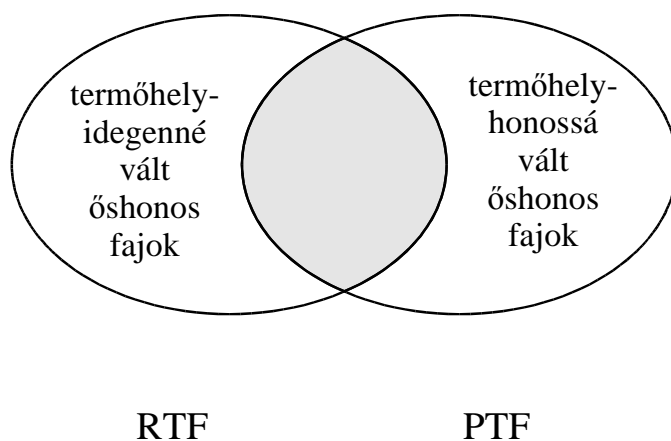
Egy erdőterület fajkészletének (flóra, fauna és fungia) létrejötte hosszú fejlődési folyamat eredménye. Az ökológiai (termőhelyi) feltételek és az ezek felosztásáért folyó versengés mellett a természetes fajkészletet befolyásolja még többek között a szaporítóképlet-potenciál, a termés- ill. magterjesztési mód, a spóra- és magbank, a domináns fafaj-összetétel, a tájszerkezet, az allelopatikus hatások, az erdőszerkezeti elemek (pl. holtfa, záródás), a terület lokális története, a természetes bolygatások gyakorisága, intenzitása, kiterjedése, a véletlen események. A fentiek miatt ugyanazon a termőhelyen egymás után nagyon különböző fajkészletű erdőtársulások jöhetnek létre, ezért egy adott időponthoz a teljes fajkészlet – egymástól akár nagyon különböző – szegmense tartozik. A fajkészlet összetételének alakulása különösen a felújulási fázisban módosulhat jelentősen, ahol a megaherbivórok szelekciós nyomása és a szélsőséges események (pl. áradás, kései fagy) megnyilvánulása lehet számottevő (MEYER, 1999a). Az előzőekből következik, hogy a vegetáció termőhelytipikus fajkészletét az egymás után következő fejlődési fázisok és szukcessziós stádiumok együtteséből lehet kikövetkeztetni. Ezért nem helyes az a vegetációértékelési szemlélet, amely csak a zárótársulást (és annak optimális fázisát) veszi alapul, hanem a természetes flórapotenciál teljes palettáját figyelembe kell venni (SMALTSCHINSKI, 1998).

A klasszikus cönológia megállapítása, miszerint „hasonló termőhelyeken hasonló fajkombinációt találunk” (BORHIDI, 1999) a természetes erdők esetében csak akkor igaz, ha megfelelő időléptéket (legalább egy ciklust) választunk. Ki kell még térni a térléptekre is: minél nagyobb területet vizsgálunk (állomány → táj), annál állandóbbnak vehető a fajkészlet. Egy-egy cönológiai tabellával csak egy-egy szukcessziós stádiumot, vagy egy-egy fejlődési (legtöbbször az optimális) fázist szokás jellemezni, ezért azok a fajkészletről csak részleges képet adnak. Valamennyi stádium és fázis cönológiai tabelláinak egyesítése adhat csak számot a teljes fajkészletről, ahol viszont a tömegességi viszonyok (pl. A-D érték, elegyarány) rendkívül széles skálán mozoghatnak.

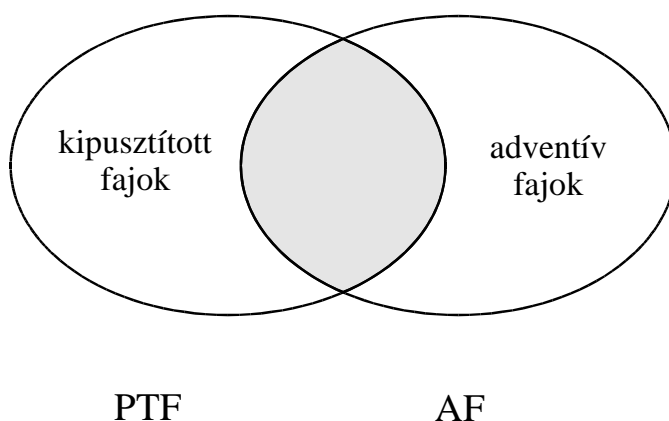
Egy erdős tájra nézve a fajkészlet több típusát különíthetjük el analóg módon a vegetáció-állapotokkal. Az eredeti természetes fajkészlet (ETF) az antropogén beavatkozások előtti időszakra vonatkoztatható csak, amely a természetes úton változó termőhelyi potenciálhoz rendelhető. A rekonstruált természetes fajkészlet (RTF) már az antropogén beavatkozások időszakában értelmezendő, de továbbra is a természetes úton változó termőhelyi potenciálhoz rendelendő, ahol a természetes úton végbemenő fajkipusztulásokat és fajmeghonosodásokat figyelembe kell venni, azokkal módosítani kell az eredeti természetes fajkészletet. A potenciális természetes fajkészlet (PTF) a már az antropogén hatások által megváltoztatott termőhelyekhez rendelendő a táj őshonos, termőhelynek megfelelő fajából. Az aktuális fajkészlet (AF) az antropogén hatások által megváltoztatott termőhelyek ember által közvetett vagy közvetlen úton módosított fajkészletét jelenti. A különböző fajkészletek egymáshoz való viszonyát a 8. ábra és a 18. táblázat szemlélteti.



a. Viszonyítási alap: rekonstruált termőhely



b. Viszonyítási alap: aktuális termőhely



c. Viszonyítási alap: aktuális termőhely

8. ábra – A fajkészletek típusai és kapcsolataik egymással egy adott területen
(Jelmagyarázat: **ETF** – eredeti természetes fajkészlet, **RTF** – rekonstruált természetes fajkészlet, **PTF** – potenciális természetes fajkészlet, **AF** – aktuális fajkészlet)

Állapot	Jellemzés
ETF = RTF	A természetes fajkészlet nem változott meg (kipusztulás ill. meghonosodás révén), a két vizsgálati időpont között a flóraváltozás tekintetében kevés idő telhetett el.
ETF ≠ RTF	A természetes fajkészlet teljes mértékben megváltozott (az eredeti termőhely fajai kipusztultak, a rekonstruált termőhelyhez új őshonos fajok rendelkezhetők), a két vizsgálati időpont között a flóraváltozás tekintetében jelentős idő telhetett el.
RTF = PTF	Termőhelyi változás nincs, a rekonstruált termőhely és az aktuális termőhely megegyezik, így fajok nem válhatnak termőhelyidegenné vagy termőhelyhonossá, ezért a fajkészlet azonos.
RTF ≠ PTF	Lényeges termőhelyi változás miatt a fajkészlet teljes mértékben különbözik, a rekonstruált termőhely egyetlen faja sem lehet már jelen, az aktuális termőhelyhez új őshonos fajok rendelkezhetők.
PTF = AF	Antropogén eredetű kipusztulás ill. adventív fajok meghonosodása nem áll fenn.
PTF ≠ AF	Valamennyi, az aktuális termőhelynek megfelelő őshonos faj antropogén okok miatt kipusztult, helyüket adventív fajok vették át.

18. táblázat – A fajkészlet különböző típusainak egymáshoz való viszonya

A kompozicionális indikátoroknál a természetesség vizsgálata esetében a legfontosabb kérdés a fajok őshonossága, idegenhonossága, termőhelyhonossága ill. termőhelyidegensége. Mivel ez a problémakör számtalan esetben és helyen került már szóba, s egymástól eltérő értelmezések és szemléletek láttak napvilágot, ezért alaposabb elemzést teszek.

Az őshonosság, idegenhonosság, termőhelyhonosság és termőhelyidegenség kérdésköre

Az erdők természetességének megítélése során kivétel nélkül (pl. SCHERZINGER, 1996; GRABHERR et al., 1998b; SCHIRMER, 1999; REIF, 1999/2000) kritériumként fogalmazták meg, hogy őshonos taxonok alkossák a fajkészletet. Természetvédelmi szempontból is többen hangsúlyozták (pl. KAISER – PURPS, 1991; KOWARIK – SUKOPP, 1986; KOWARIK, 1989, 1995b; KRÓL, 2002; ROSE, 1979), hogy a természetszerű erdők megőrzése csak az őshonos fafajok megtartásával valósítható meg. Érdekes módon az őshonóságot nem definiálták, néhányan (pl. KNOERZER, 1998) az őshonóság inverze, az idegenhonosság felől közelítettek. Egyedül SCHMIDT – WILHELM (1995) próbálkozik a dendroflóra tekintetében meghatározással. Értelmezésükben őshonosnak vagy indigénnek az alábbiakat tekinthetjük:

- „azon fajok, melyek a későglaciális óta átvészelték (pl. a tundrák cserje és törpecserje termetű fűz- és nyírfajai, magcsákó, alpesi medveszőlő) és
- azon fajok, melyek a posztglaciális különböző stádiumaiban déli vagy keleti refúgiumaikból az egykor eljegesedett vagy fátlan növényformációkkal elfoglalt területekre az ember aktív tevékenysége nélkül bevándoroltak.”

Fenti meghatározás csak a fás növények őshonosságának meghatározására és csak németországi viszonyokra alkalmazható. Mivel ez a fogalom hazánkban is sok félreértésre ad alkalmat, s többen szubjektív módon kezelik, ezért BARTHA (2001, 2002a,b) munkái alapján kárpát-medencei viszonyokra részletezzük az őshonosság kritériumait.

Az őshonosság (autochtonitás) biogeográfiai-vegetációtörténeti kategória, megítélése tér-idő dimenzióban lehetséges. Az őshonosság bizonyítása közvetlen és sokféle közvetett bizonyítékkal történhet. Általában annál könnyebb az őshonóságot bizonyítani vagy elvetni, minél nagyobb vizsgált területről van szó.

Időkorlátnak azt fogadjuk el, hogy a faj (taxon) az adott természetföldrajzi területen a Bükk I. kor vége óta természetesen előfordul vagy előfordult. Mint ismeretes, az utolsó eljegesedés óta felmelegedések és lehülések, csapadékosabb és szárazabb időszakok váltogatták egymást, amely következtében a fajok előrenyomultak vagy visszahúzódtak, esetleg el is tűntek. A Bükk I. kor vége – tehát mintegy 2800 év – óta természetföldrajzi régióinkban a makroklima jellemzői közel állandóak, új fa- vagy cserjefaj a környező régiókból nem tört be a Kárpát-medencébe, a korábban természetes úton megtelepedett fás növények terjeszkedési-visszahúzóási dinamikáját meggátolják az antropogén beavatkozások (főleg az erdő-, mező- és vízgazdálkodás), ezért az őshonos dendroflóránk – a kipusztulásokat leszámítva – nem változott a fenti időpont óta.

Példa: A cirbolyafenyő (*Pinus cembra*) és a törpefenyő (*Pinus mugo*) a jégkorszak idején természetes úton – azaz őshonosan – előfordult hazánk mai területén. A felmelegedés következtében állományaik visszahúzódtak, majd kipusztultak, s a Bükk I. kor végén már nem éltek itt. Így ma már nem tekinthetők őshonosnak.

Területi korlátnak azt fogadjuk el, hogy a faj (taxon) természetes elterjedési területe (areája) részben vagy egészben fedje az adott területet. Ez utóbbi lehet természetföldrajzi egység (pl. Kárpát-medence) vagy politikai-közigazgatási egység (pl. Magyarország). Ha a természetes elterjedési terület csak részben fedi az adott területet, akkor a taxon areahatára átmegy azon, s csak a fedvényen van értelme őshonosságról beszélni. Ha teljesen fedi azt, akkor az adott területen mindenütt őshonosnak tekintendő. Az előző esetben az adott területen (legtöbbször Magyarországon) belül konkrétan meg kell adni azokat a természetföldrajzi egységeket, ahol az őshonosságot értelmezzük.

Példa 1: Általánosságban nézve az ezüst hárs (*Tilia tomentosa*) Magyarországra nézve őshonos fafajnak tekinthető. Ha finomabb felbontásban vizsgáljuk ezt a kérdést, akkor csak a Dél-Dunántúlon, a Nyírségen és a Beregi-sík szigethegyein van természetesen előfordulása, tehát ha az ország többi részén felbukkan, akkor ott nem őshonosnak (idegenhonosnak) értékelendő.

Példa 2: Bizonyos fajok természetes terjedésük során csak hazánk bizonyos tájegységéig jutottak el (pl. a cser (*Quercus cerris*) az Északi-középhegységben a Hernád vonaláig, a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) a Bükk-hegységig). Az utóbbi évszázadok tájkielése és -használata nagy valószínűséggel meggátolta és a jövőben is meggátolja terjeszkedésüket, így a fenti határoktól keletre természetes úton – őshonosan – már nem fognak felbukkanni, annak ellenére, hogy a külső zavarásoktól mentes természetes növénytakaróban ez egy valószínűsíthető folyamat lenne.

Az idő- és területi korláton kívül figyelembe kell még venni a *termőhelyi (társulási) korlátot* is, ami abban is különbözik az előző kettőtől, hogy amíg azok a fajra (taxonra) vonatkoztak, addig ez utóbbi a faj (taxon) állományaira értelmezendő. Adott területen belül – melyet teljes mértékben fed a természetes elterjedési terület – csak akkor van értelme őshonosságról beszélni, ha a faj állománya a neki megfelelő termőhelyen (társulásban) található (*termőhelyhonos*). Amennyiben ezek – nyilván antropogén hatás következtében – nem a nekik megfelelő termőhelyen (társulásban) találhatók, úgy *termőhelyidegen (társulásidegen)* állományokról van szó.

Példa: A bükkösök termőhelyén korábban sokféle létesítettek cseres állományokat. A cser az adott területen (pl. természetföldrajzi kistájban) lehet ugyan őshonos, de a bükkösök termőhelyén természetes módon nem tenyészik, így ezek az állományok termőhely(társulás)idegenek.

A *taxonkorlátot* azért kell figyelembe vennünk, mert több fajnak önálló elterjedési területtel rendelkező alfaja van, melyik közül nem biztos, hogy mindegyik természetesen előfordul az adott területen. Az alfaj (subspecies) őshonosságát a fajkéhoz hasonlóan kell megítélni és kezelni.

Példa: A kocsányos tölgy (*Quercus robur*) hazánk területén őshonosnak minősítendő faj. Ugyanakkor a szlávón tölgy alfaja (*Q. r. subsp. slavonica*) – melyet hazánkban is ültetnek – csak a Dráva és Száva között található meg természetes úton, őshonosan. A szlávón tölgy alfaj ezért hazánk mai területén nem őshonos (idegenhonos).

Fenti okfejtés alapján az őshonosság definíciója az alábbi:

Őshonosak azok a fajok (taxonok), amelyek az utolsó klímaváltozás (Bükk I. kor vége, i.e. 800) óta a Kárpát-medence természetföldrajzi régiójában, illetve annak egy adott tájegységében természetesen – nem behurcolás vagy betelepítés révén – előfordultak vagy előfordulnak, s a rájuk jellemző termőhelyeken (társulásokban) található meg.

A definíció alapján meghatározhatjuk a nem őshonosság (idegenhonosság) kritériumait is:

Nem őshonos (idegenhonos = allochton) az a taxon, amely

- korábban ugyan élt az adott területen, de a Bükk I. kor végéig (i.e. 800-ig) természetes módon kipusztult onnan;
- más természetföldrajzi régióból az adott területre (ahol természetes módon nem fordul elő) tudatosan behozott, betelepített vagy nem tudatosan behozott, behurcolt (adventív);
- őshonos faj olyan szelektált klónjaiból áll, melyek nem elégítik ki a szintetikus populáció kritériumait.

Az első két csoportba tartozó taxonokat idegenhonosoknak, idegenföldieknek nevezzük.

A harmadik kritériumot általában nem szokták figyelembe venni, ezért néhány példán keresztül világítjuk meg.

Példa 1: A fehér nyár (*Populus alba*) Olaszországban szelektált fajtája a 'Villafranca' (= 'I-58/57'). Ez a monoklón fajta – melyet hazánkban is ültetnek – sehol sem tekinthető őshonosnak, annak ellenére, hogy maga az alapfaj nálunk az.

Példa 2: A fehér fűz (*Salix alba*) Alsó-Duna-ártéren szelektált fajtái ('Bédai egyenes', 'Csertai', 'Pörbölyi') egy- vagy kétklónú fajták. Bár hazánk területéről kerültek ki, a szelekció miatt semmi esetre sem tekinthetők őshonos taxonoknak.

Eltérően kell viszont megítélni a magtermesztő ültetvényekben, magtermelő állományokban megtermelt szaporítóanyagot, illetve a klónkeverékeket. Az előbbi két esetben – az anyafák ill. az állományok kiválasztása ellenére – a generatív szaporodás, a szabad rekombináció adott. A klónkeverékek akkor fogadhatók el az őshonosság szempontjából, ha azok kellő számú, az adott természetföldrajzi régióból szelektált klónból állnak. Legnehezebb a kellő számot definiálni, mivel az ilyen irányú genetikai vizsgálatok még nem nyújtottak elegendő információt. Elsősorban feltételezés alapján az a klónkeverék fogadható el őshonosnak, amely legalább 20, az adott régióban szelektált klónból áll. Hazánkban a fekete nyár és a fehér fűz esetében képzelhető el a klónkeverék alkalmazása olyan területeken, ahol az őshonosság kritériumát figyelembe kell venni.

Beszélhetünk még *társulásalkotási korlátról* is abban az esetben, ha az ún. állományalkotó fafaj (taxon) a természetes elterjedési terület peremén (az area periférián) vagy termőhelyi tartományának határán (határtermőhelyeken) nem szálanként, kisebb csoportokban, hanem telepített (\pm elegyetlen) állományokban található. Ezeket *tájidegen állományoknak* minősíthetjük.

Példa 1: A lucfenyő (*Picea abies*) őshonossága Nyugat-Dunántúl (Soproni-hg., Kőszegi-hg., Vend-vidék) hűvösebb patak völgyeiben feltételezhető, tehát az area periferia egy szakasza itt fut végig. Ez a megjelenés azonban csak szálankénti, kis csoportokban előfordulhat, s itt már nem képzelhető el az állományalkotó szerep. Az ide ültetett lucfenyvesek – a lucfenyő feltételezett őshonossága ellenére – tájidegen állományoknak minősülnek.

Példa 2: Dombvidéki és középhegységi bükköseinkben a kocsánytalan tölgy elegyfaaként rendszerint – őshonosan – előfordul. A bükkösöket, a bükk rossz felújulóképessége és fájának nehéz megmunkálhatósága miatt, korábban több helyen a jobban újuló és jobban hasznosítható kocsánytalan tölgyel váltották fel, azaz termőhelyi tartományának határán állományokat létesítettek ebből a fajból. Ezek az állományok szintén tájidegennek minősülnek.

Nem elhanyagolandó szempont a *származási korlát* sem. A definíció szerint származásnak tekinthető az a populáció, amely genetikailag kielégítően egységes, és amelytől (szignifikánsan) eltérő genetikai tulajdonságú más populációk különíthetők el. Mivel fajokról részletes genetikai adatok általában nem állnak rendelkezésre, így a származási körzetek (tkp. szaporítóanyag-termesztési és -felhasználási körzetek) kijelölése – a gyakorlati szempontokat is figyelembe véve – populációgenetikai, chorológiai és ökológiai alapon történik. A hazai, erdőgazdasági szempontból fontos fajoknál általában 3-6 származási körzetet különítettek el (MÁTYÁS, 2002). Fokozott kíváncsi lehet, hogy a szaporításra kerülő fajok szaporítóanyagait a származási körzeten belül használják fel, s az ne jusson el más származási körzetbe, azaz ott *idegen származást* ne alkalmazzanak.

Példa: A kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) esetében 4 származási körzetet (Északi-khg., Dunántúli-khg., Nyugat-Dunántúl, Dél-Dunántúl) különítettek el. Ma is gyakran előfordul, hogy például a Dél-Dunántúlon megtermelt makkot az Északi-középhegységben használják fel erdősítésre, ami oda idegen származás bevitelét jelenti.

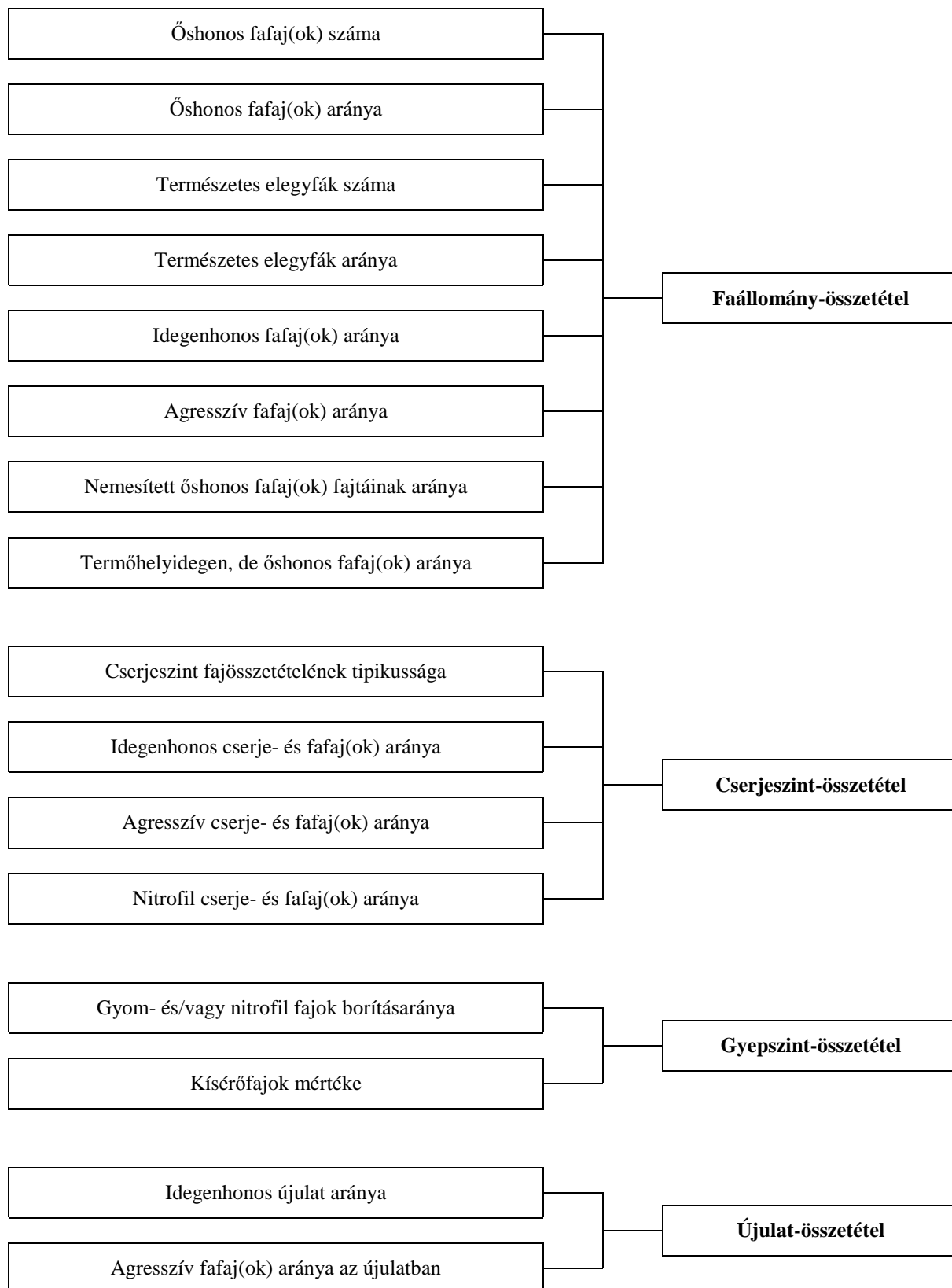
Hazánkban MÁTYÁS (2002) foglalkozott még az őshonosság kérdésével, ő genetikai megközelítést alkalmazott: „Őshonosnak az a természetközeli állapotban előforduló populáció-kollektívum tekinthető, amely az adott körzetben elegendően nagyszámú generációban újult fel ahhoz, hogy alkalmazkodottnak legyen tekinthető. ... Genetikai értelemben őshonosságról nem beszélhetünk már, ha a faállomány őshonos populációkból szelektált klónokat tartalmaz, kivéve a szintetikus populáció esetét, amikor a genotípusok együttese szabadon párosodó kollektívumot, azaz genetikai értelemben vett populációt alkot. Ideálisan a szintetikus populációban foglalt genotípusok száma el kellene érje a legkisebb életképes populáció beltenyésztési jellemzők alapján számított egyedszámát.” Ez a definíció nem tér ki konkrét időtartamra, így adott területen használata nehézségekbe ütközik. A szintetikus populációkról írottak viszont kiegészítik és egyértelműsítik a magtermesztő ültetvényekben, magtermelő állományokban megtermelt szaporítóanyag illetve a klónkeverékek alkalmazását őshonossági szempontból. Ezt az álláspontot erősíti meg egy későbbi tanulmányuk (MÁTYÁS et al., 2005) is.

Az őshonosság kérdéskörében végül fel kell vetni azt a problémát, hogy ha a globális felmelegedés következtében valóban rövid idő alatt megváltozik a Kárpát-medence makroklimája, akkor újra kell fogalmazni, hogy mit, mióta és hol tartunk őshonosnak (KÜSTER, 1996; LINDER, 1999).

Jelen vizsgálatnál az őshonosság, idegenhonosság, termőhelyhonosság, termőhelyidegenség kérdéskörének faj (taxon) szintű eldöntésénél BARTHA et al. (2000) munkáját vettük alapul. Egy adott termőhelyen az őshonos és termőhelyhonos fajokat természetes (úton előforduló) fajoknak nevezzük.

A fásszárú fajokon túl a lágyszárú fajok indikációját nehezebb megítélni. Bár számos tanulmány foglalkozik a gyepszint összetételével (pl. BARKHAM, 1992; PETERKEN, 1974; SCHMIDT, 1991a; PALUCH, 2002), több tényezőtől való függésük miatt nehéz a természetes erdő gyepszint-összetételét rekonstruálni. Ezért itt kevesebb indikátort adtunk meg, melyek viszont – az eddigi vizsgálatok és tapasztalatok alapján – szoros kapcsolatban vannak a gyepszint természetességével.

A vizsgálatunkba vont kompozicionális indikátorokat a 9. ábra mutatja.



9. ábra – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok I-IV. (Kompozicionális jellemzők)

3.4.2. Strukturális jellemzők

A szerkezetet nagyon különbözőképpen lehet értelmezni (SPELMANN, 1995). HAUPLER (1982) szerint egy rendszer szerkezete alatt elemeinek elrendeződési és kapcsolódási módját értjük. DIERSCHKE (1994) fölhívja a figyelmet, hogy a szerkezetet általában statikusan szemléljük, melynek a dinamikus, többnyire ritmikus változások is tárgyát képezik. Így definíciója szerint a szerkezet egy állomány különböző elemekből való felépülését jelenti, amelyet az elemek térbeli (és ritmikus időbeli) rendeződése és viszonya határoz meg. GADOW (1999) az erdőszerkezet alatt a fák jellemzőinek eloszlását érti egy állományon belül, amit változók segítségével lehet leírni. A természetes erdőkben föllendült kutatások alapján lehet a szerkezeti sokféleséget körvonalazni. Erre jó példa HERLES (2000 a, b) tanulmánya, ahol 9 szerkezeti jellemzőt (törzsátmérő, törzsmagasság, koronaviszony, holtfa-arány, holtfa-lebomlottság, holtfa-átmérő, holtfa-magasság, újulat-magasság) definiál, állapítja meg értéktartományukat, sorolja őket osztályokba, tárja fel egymáshoz való viszonyukat.

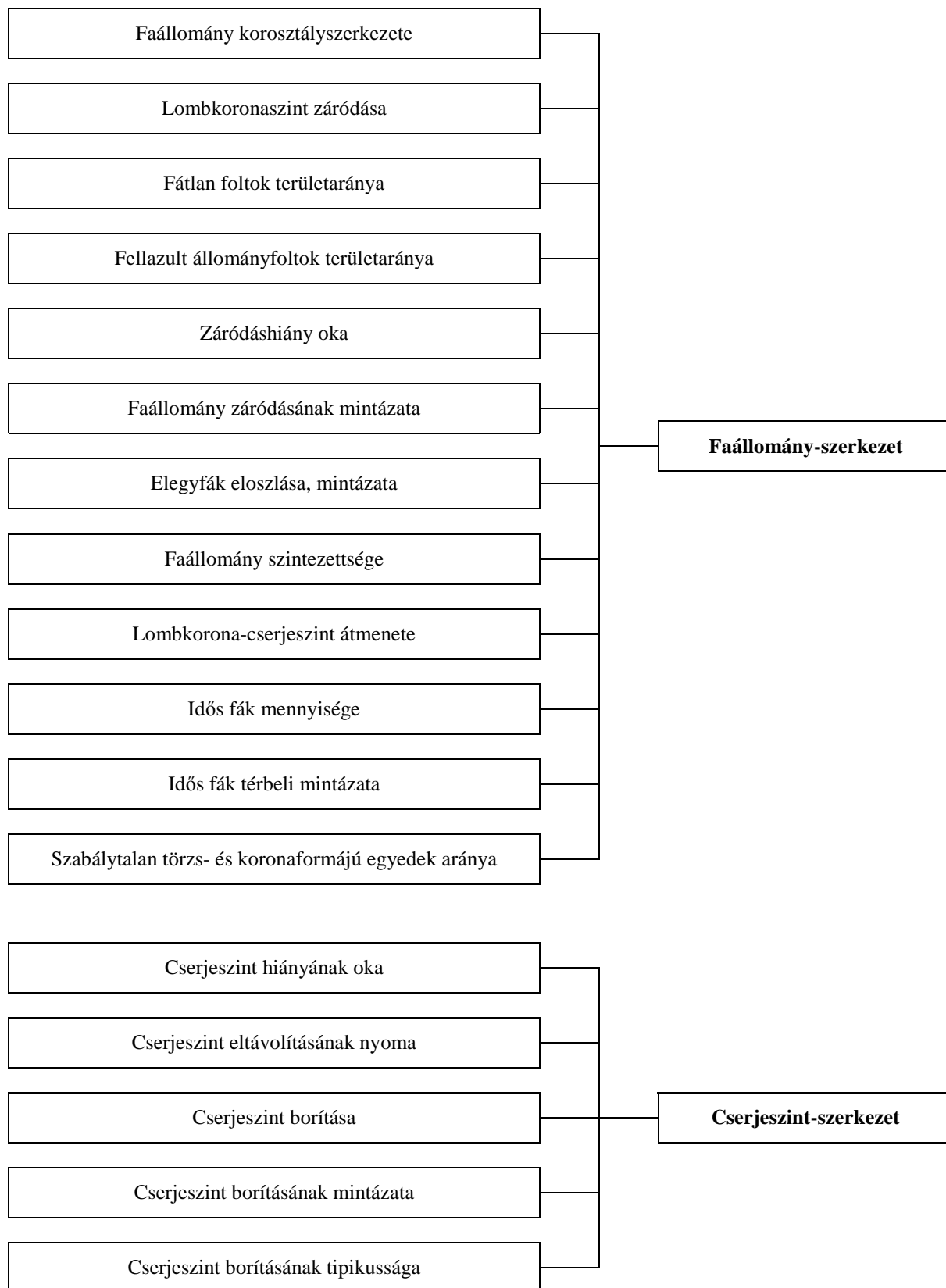
Erdők esetében az állományszerkezeti változatosság létrehozásában fontos szereppel bír

- a fajok termete;
- a fajok árnyalása és árnytűrő képessége;
- a fajok zárt állományban jellemző habitusa (koronaforma, koronaméret, architektúráis felépítés);
- a fajok életstratégiája;
- a termőhelyek változatossága.

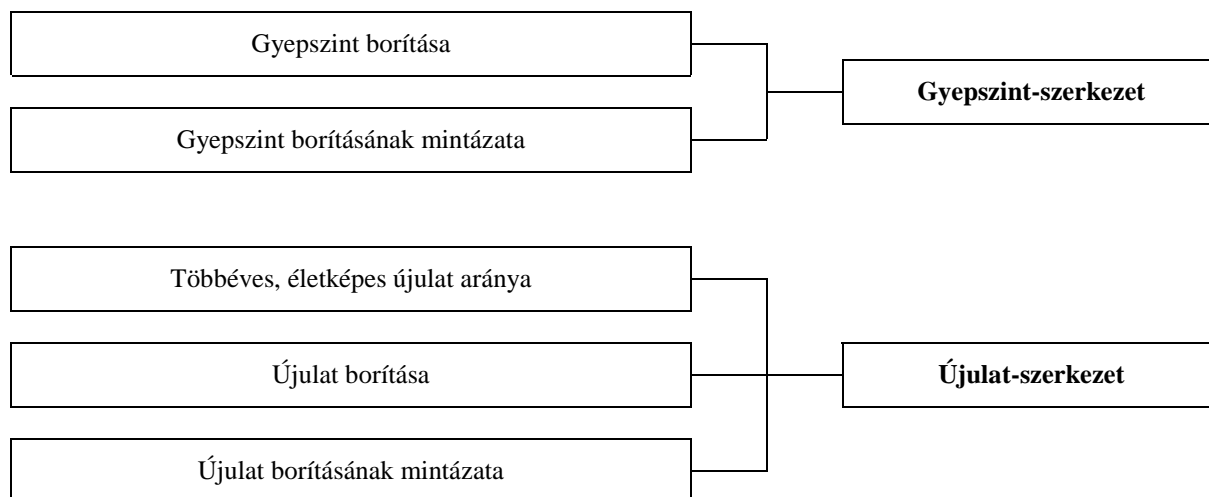
A faállományt geometriai jellemzőkkel (élő faegyedre, holtfára, egy adott terület faállományára vonatkozóan), biológiai jellemzőkkel (pl. faj, kor, kéreg mennyisége és minősége, odúk és gyökértányérok száma) és erdészeti jellemzőkkel (pl. eredet, koronavetület) lehet leírni. A holtfát is a faállomány-szerkezethez szokás venni mindaddig, amíg elbomlottsági állapota miatt nem a talaj részeként kell tekinteni. Mivel a holtfa a természetes erdőben sajátos szereppel bír, ezért e vizsgálat keretében – mint arra már utaltunk – külön kritériumcsoportba soroljuk. (Megjegyzendő, hogy a jelenlegi erdőgazdálkodás során a faállomány-szerkezet leegyszerűsítése, homogenizálása tekinthető előnyösnek, s ezt az állapotot lehet könnyen átlagokkal jellemezni.)

NEUMANN – STARLINGER (2001) az erdők intenzív és folyamatos monitorozását célzó programból (Pan-European Programme for Intensive and Continuous Monitoring of Forest Ecosystems) származó adatokat felhasználva próbáltak kapcsolatot kimutatni az állomány-szerkezeti jellemzők és a fajdiverzitás között. A különböző jellemzők korreláció-analízise azt mutatta, hogy nagyon kevés és gyenge kapcsolat van a különböző vegetációs szintek fajdiverzitása között, illetve az állomány szerkezeti diverzitása és a növények fajdiverzitása között. Ugyanakkor kapcsolatot lehetett kimutatni az állományszerkezet jellemzői között. A fajösszetétel természetessége és a számított diverzitás között nem volt korreláció.

A szerkezeti jellemzőket – ha gazdasági erdőkben is, de – régóta kutatják az erdészek, de az erdőrezervátumok létesítésével is előtérbe kerültek ezek a kérdések (KÖLBEL, 1999; LEWANDOWSKI – POMMERENING, 1997; MEYER – POGODA, 2001; SZWAGRZYK – CZERWCZAK, 1993). Így az indikátorok megválasztása ezen meglévő ismeretek alapján történt, amelynél tekintettel voltunk a természetes erdőkben lezajló folyamatokra (KOOP, 1982; PELZ et al., 2001; RÖHRING, 1991). A hazai erdők természetességének vizsgálatánál alkalmazott strukturális indikátorokat a 10. ábra szemlélteti.



10. ábra – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok V-VIII. (Strukturális jellemzők) I.



10. ábra (folytatás) – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok V-VIII. (Strukturális jellemzők) II.

3.4.3. Termőhelyi jellemzők

A vegetáció eredetiségének-termesztességének értelmezése, vizsgálata sokkal nagyobb figyelmet kapott eddig, mint a termőhely eredetiségének-termesztességének kutatása. Alapelveként kell elfogadnunk, hogy a (szárazföldi) vegetáció szoros kölcsönhatásrendszerben van a termőhelyével (JAHN – HÜBNER, 1996), így az (erdő)vegetáció természetességének elemzésekor tekintettel kell lennünk a termőhelyre is (HAUFFE et al., 1998). A termőhely eredetisége vagy átalakítottsága kihat az erdők összetételére, szerkezetére és működésére is, az átalakítottság mértéke szerint különböztettük meg a primér-szekundér-tercier erdőket (KOWARIK, 1995a) (lásd 3.2.2. fejezet). A primér természetes erdők (ősi erdők, ancient woodland, historisch-alte Wälder) szerepének felismerése a termőhelyek megőrzésében egyre nagyobb jelentőségűvé válik (BALL – STEVENS, 1981). Maga a hemeróbia-konceptiót eredetileg a vegetációra dolgozták ki, de a későbbiekben a hemeróbia-fokokhoz talaj-jellemzőket is rendeltek (BLUME – SUKOPP, 1976; STASCH et al., 1991) (19. táblázat). Ennek a talajhemerobitási-skálának használhatósága épp olyan korlátokba ütközik, mint a vegetáció-hemerobitási skálája, ugyanis konkrét érték-tartományok nincsenek az indikátorok-hoz rendelve. Ezért állomány szintű természetesség elemzéseknél ez a skála nem alkalmazható, csak nagyobb élőhely-(vegetáció-)típusokhoz lehet őket hozzárendelni. Figyelemre méltó viszont, hogy BLUME – SUKOPP (1976) a hemeróbia-fokokhoz való besoroláshoz olyan talajjellemzőket (is) választott, amelyek a tájhasználat során \pm gyorsan és jelentősebb mértékben változnak, s így alkalmasak az indikátor-szerep betöltésére. Ezek a jellemzők: humusztartalom, pH-érték, tápanyag-tartalom, nehézfém-tartalom, amit a későbbiekben NEIDHARDT – BISCHOPINCK (1994) a mikrobiális biomaszával és pórus-térfogattal egészített ki. Megjegyzendő, hogy a hemeróbia-fokok konvertálásával STASCH et al. (1991) a talajok állapotára természetességi fokokat (1. nagyon magas, 2. magas, 3. közepes, 4. csekély természetességű) alkotott, de ezek használhatóságáról ugyanaz mondható el, mint a hemeróbia-fokok esetében.

Valójában a korábban vázolt vegetációállapotokban (lásd 3.2.9.2. fejezet) implicit módon benne van a termőhely és annak megváltozása is. A vegetációállapotok analógiáján beszélhetünk eredeti (~ősi) termőhelyről, rekonstruált termőhelyről és aktuális termőhelyről. Nincs értelme viszont – a vegetációállapottal ellentétben – potenciális termőhelyről beszélni

Hemeróbia-fokozat	Talajképző folyamatok megváltoztatása	Talajállapot-változások	Indikátorok
<i>ahemerob</i>	nincs	nincs	nincs
<i>oligohemerob</i>	alomlebomlás, savasodás vagy lúgosodás	a tápanyag-kínálat csekély mértékű megváltozása	humuszforma; a talajoldatban megemelkedett mennyiségű Cl- és SO ₄ -ionok
<i>mesohemerob</i>	lebomlás és humifikáció, részben podzolosodás és pszeudoglejesedés	a tápanyag-, víz- vagy oxigénkínálat kismértékű megváltozása	disztróf és eutróf humuszforma
<i>α-euhermerob</i>	lebomlás, humifikáció és talajszerkezet-képződés erősödése; savasodás, podzolosodás, glejesedés csökkenése; sekélyen ható bolygatás és erózió	tápanyag-túlkínálat a megváltozott talajkémhatás-viszonyok miatt; megváltozott víz- és oxigénkínálat; a feltalaj átgökerezettségének kismértékű megváltozása	hiányzó A ₀ -szint; megnövekedett pH
<i>β-euhermerob</i>	lebomlás, humifikáció és talajszerkezet-képződés erősödése; savasodás, podzolosodás, glejesedés csökkenése; mélyen ható bolygatás, erózió, áthalmozódás; hidromorfizálódás, humusz-felhalmozódás, szerkezetszétesés	a csökkenő redoxpotenciál miatt erős tápanyag-túlkínálat (és tápanyag-kivonódás); az altalaj erőteljes átgökerezettsége; megemelkedett víz- és oxigénkínálat	humuszos homogén feltalaj (> 30-80 cm) létrejötte (kultúrtaaj-képződés); megnövekedett pH; rozsdafoltok; báziseltelítettség-(Na-) emelkedés; szántási réteg kialakulása
<i>polyhermerob</i>	a törmelék és a szemét ± fosszilizálódása; az alomlebomlás és a biológiai aktivitás erős csökkenése	minden talajjellemző megváltozása; csökkent átgökerezettség és átlevégződés	antropogén törmelék- és szeméttérítés; hiányzó A ₀ - és A ₁ -szint
<i>metahemerob</i>	a biogén folyamatok (lebomlás, humuszosodás) erőteljes visszaszorulása	káros anyagok dominanciája; hiányzó gyökérszint	hiányzó A ₀ - és A ₁ -szint; erősen lecsökkent vagy hiányzó széndioxid-megkötő képesség

19. táblázat – A hemeróbia koncepció érvényesítése talajok esetén (BLUME – SUKOPP, 1976 valamint STASCH et al., 1991 nyomán)

(ami nem azonos a termőhelyi potenciállal). Ugyanis a potenciális természetes vegetációt az aktuális termőhelyre vonatkoztatjuk, amelyben benne van a termőhely antropogén megváltoztatása is (REHFUESS, 2000). Ugyanúgy a potenciális természetes fajkészlet esetében is az aktuális termőhely volt a(z értelmes) viszonyítási alap (3.4.1. fejezet).

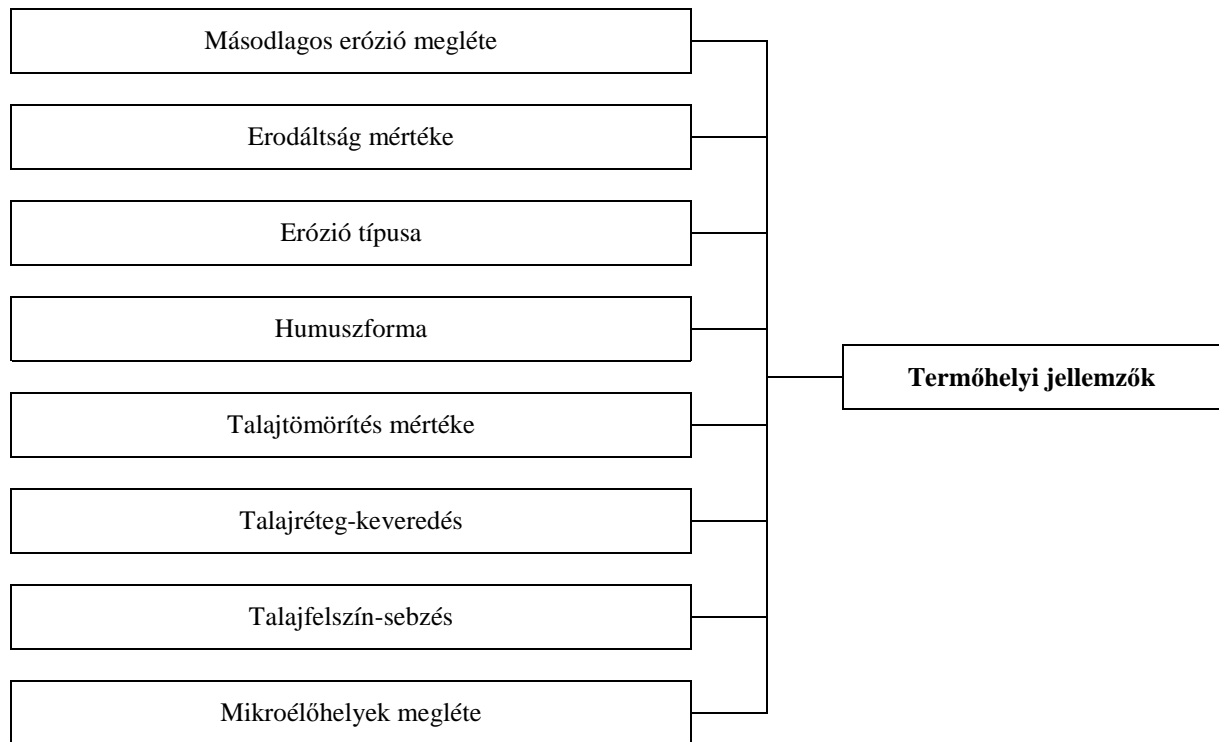
Különbséget kell tennünk a termőhelyek között a szerint is, hogy természetes úton kialakulhat(ott)-e rajta erdő vagy cserjés formáció, azaz erdő-termőhelyről beszélünk-e, vagy természetes úton nem jöhet(ett) létre erdő vagy cserjés formáció (hanem valamilyen gyeptársulás vagy vizes életközösség), s így ebben az esetben nem-erdő-termőhelyről van szó. Ez számunkra (Pannon-medencei viszonylatban) azért fontos, mert – mint a 3.1.1. fejezetben láthattuk – hazánk rekonstruált természetes vegetációjában a nem-erdő-formáció (gyep-területek és vizes élőhelyek) területaránya 14,5 %-ot tesz ki, s az antropogén beavatkozások miatt ez az érték napjainkig nőtt. Ugyanakkor erdő természetességről csak erdő-termőhelyen van értelme beszélni, (mert ott érvényesülhetnek a természeti folyamatok), nem-erdő-termőhelyen – mivel nem állhat ott természetes erdő vagy cserjés – nincs értelme. Viszont napjainkban nem-erdő-termőhelyeken is találunk faállományokat (pl. sziklagyep helyére telepített feketefenyveseket, természetes homoki gyep helyén ültetett akácosokat), amelyeket nem lehet az erdőtermészetességi vizsgálatba bevonni (SZODFRIDT, 1998), itt csak a faállományok állapotáról van értelme beszélni, s nem lehet „természetességüket” értékelni.

(Valójában ezen gyeppek természetességét lehet értékelni, ahol az ott lévő kultúrerdők a természetes állapottól eltávolították azokat.) Megjegyezendő, hogy az erdész szakma az erdő-termőhelyet sokkal szűkebben értelmezi [főként csak a (közethatású és barna) erdőtalajokra szűkíti le], holott főként a fellazult horizontális struktúrájú erdőtüársulások (pl. bokorerdők, homoki tölgyesek p. p., sziki tölgyesek, lösztölgyesek p. p., bokorfüzesek, puhafás ligeterdők p. p., láperdők p. p.) elsősorban nem erdőtalajokon voltak megtalálhatók, s a megmaradt állományaik sem ezeken a termőhelyeken állnak.

Mivel a potenciális természetes erdőtüársulás meghatározásakor az aktuális termőhelyi feltételeket (termőhelyi potenciált) is figyelembe vesszük (BÜCKING – MÜHLHÄUSSER, 1996), vizsgálatunkba csak olyan, a termőhelyet érintő antropogén hatásokat alkalmazunk indikátorként és elemzünk, amelyek az adott termőhelyen álló erdőállomány állapotát (fajkészletét, szerkezetét és működését) rövid idő alatt befolyásolják.

Ehhez a kritériumhoz soroltuk a mikroélőhelyeket is, amelyek sokfélék lehetnek (pl. gyökértányér (SCHULZ – AMMER, 1997), sziklakibúvás, sziklafal, sziklagörgeteg, kőfolyás, alomösszesodródás (WILKE et al., 1993; HILDEBRAND, 1983), forrás, vizenyős mélyedések, vízállások, vízmosások, partleszakadás, suvadás (SCHULZ, 1999), nagy hangyabolyok, nagy kidőlt fák (AMMER – SCHUBERT, 1999; RICEK, 1968).

A termőhely indikátorait a 11. ábra mutatja be.



11. ábra – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok IX. (Termőhelyi jellemzők)

3.4.4. Holtfa jellemzők

A holtfa a teljes fa vagy a farészek biotikus vagy abiotikus pusztulása, amelynek kiváltó oka az életkor, koronatörés, kéregsebzés, viharkár, tűz, hótörés, rovarkalamítás, gombakárosítás, fahasználatok és egyéb antropogén tevékenység lehet. A holtfa az alábbi sematikus folyamat eredményeképpen jön létre (ALBRECHT, 1991):

<i>Folyamat</i>	<i>Gyarapodás</i>	→	<i>Pusztulás</i>	→	<i>Lebontás</i>
Termék	Dendromassza		Holtfa		Bomló holtfa, fahumusz

A természetes erdő és a kezelt erdő közötti legfeltűnőbb különbséget a holtfa mennyisége és különösen annak sokfélesége adja. A fahasználat és az erdővédelmi intézkedések miatt Közép-Európa erdeiben a holtfa évszázadokon keresztül hiányzott (SCHIEGG, 1998). A holtfa – mint gyűjtőfogalom – alatt különböző méretű, mennyiségű, eredetű, fafajú, térbeli eloszlású, elhelyezkedésű, korhadtságú, megjelenésű (álló/fekvő) elhalt farészeket lehet összefoglalni, amelyek funkciója rendkívül sokrétű. A holtfa mennyisége mellett döntő fontosságú a különböző lebomlási stádiumú holtfa-típusok időbeli és térbeli egymásutánisága / egymásmellettsége. A holtfa jellemzésére négy fontos jellemző adódik: 1. (fa)faj, 2. (fa)dimenziók. 3. lebontási környezet, 4. lebomlás foka (MCCOMB – LINDENMAYER, 1999). A természetes erdőkben a holtfa különböző típusai fordulnak elő, melyek az alábbiak:

- élő fák elhalt részei (pl. elhalt ágak, ágcsontok, ággöcsök, elhalt törzsrészek, bekorhadt gyökfő, tükörfolt)
- lábön(tövön)száradt fák
- törzscsontok
- élő vagy elhalt fák odvai, üregei, leváló kéreg alatti rései
- földön fekvő törzsek, vastag ágak
- földön fekvő vékony ágak, gallyak, vesszők.

A fenti holtfa típusok a kezelt erdőkben is megjelenhetnek, ahol még a korhadó tuskó is jellemző típus, szemben a természetes erdőkkel, ahol ez nem fordulhat elő. Megjelenés alapján álló és fekvő holtfát különíthetünk el, ahol az álló holtfa rendszerint bizonyos magasságig napsütött, periodikusan kiszárad, míg a fekvő holtfa általában erősen árnyalt, egyenletes és magas víztartalmú, gyorsabban korhadó (száraz ↔ nedves korhadás). A holtfa lebomlását különböző korhadási stádiumokkal lehet jellemezni (AMMER, 1991):

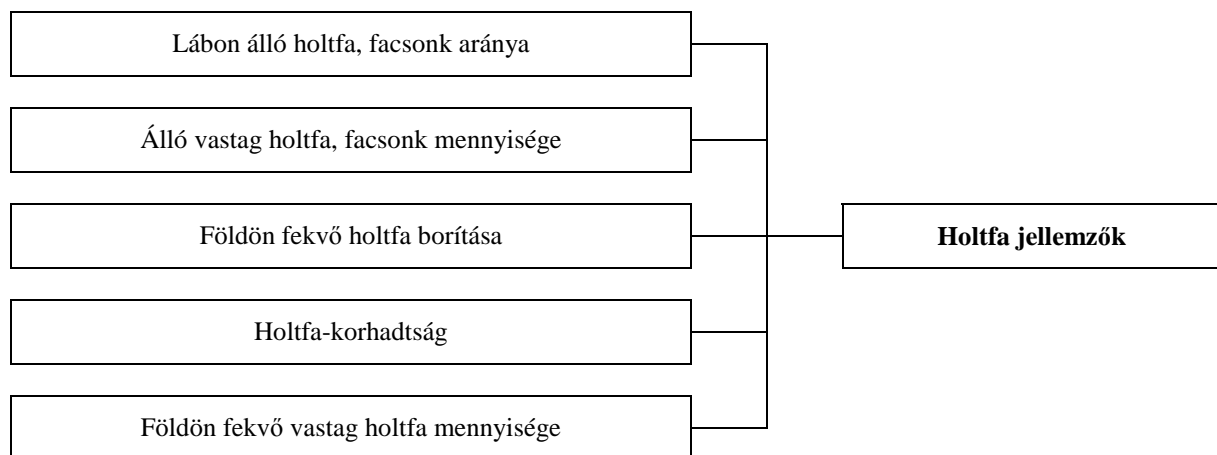
- 0 – Az élő fa(rész) pusztulása megkezdődött.
- 1 – *Frissen pusztult*: 1-2 éve elpusztult fa(rész), kisebb száraz ágakkal ill. a fenyőféléknél száraz tükkel, korhadás még nem mutatkozik.
- 2 – *Kezdődő korhadás*: a kéreg laza, elvállott vagy lehullott, a faanyag még „fejszekemény”, a bélkorhadás kisebb az átmérő 1/3-ánál.
- 3 – *Előrehaladott korhadás*: a szíjács puha, a geszt még részben „fejszekemény”, a bélkorhadás nagyobb az átmérő 1/3-ánál.
- 4 – *Erős korhadás (elmállás)*: az egész faanyag puha, morzsalékony, a törzs formáját veszíti, a lemálló részek talajjá alakulása megkezdődött.

A különböző fafajok holtfája különböző konzisztenciát és tartósságot mutat, a lebomlás sebessége változó: a füzeknél és a nyáráknál néhány év (általában < 5 év), míg a jegenyé-, vörös- és cirbolyafenyőnél több évtized (általában > 70 év). A többi fafaj lebomlási sebessége ezen intervallumon belül mozog.

A holtfa (ill. nekromassa) mennyisége és részaránya a természetes erdőkben is – elsősorban a termőhely produktivitásának megfelelően – különböző: legnagyobb például a ligeterdőkben, legkevesebb a bokorerdőkben. A holtfa részaránya erdőfelelésenként, erdőfejlődési fázisonként változik, a közép-európai lombos erdőkben 5-70 % között, melynek 50-80 %-a a fekvő holtfa (OTTO, 1994). Az álló és a holtfa aránya elsősorban a bolygatások és az erdőfejlődési fázisok függvénye. A fejlődési fázisok közül holtfában leggazdagabb az összeroppanási és szétesési szakasz, amit sorrendben a száraló, a felújulási és a gyarapodási szakasz követ, majd a sort a holtfában legszegényebb optimális szakasz zárja (SCHERZINGER, 1996).

A természetes erdőkben a holtfát szerkezeti elemként, az ökoszisztéma anyag-körfolyamatának részeként, élőhelyként is lehet szemlélni (MEYER et al., 2003). Jelentős számú szaproxylobionta faj (pl. gerincesek, rovarok, mohák, zuzmók, gombák) kötődik a holtfához, amely a dekomponáló fajoknak szubsztrátumot, illetve fészkelő, táplálkozó, áttelelő helyet jelent (ECKLOFF – ZIEGLER, 1991; HAASE et al., 1998). Ezen túl még ki kell emelni, hogy több fafaj magonca részben vagy majdnem kizáróan holtfán jelenik meg, ott újul (RAUH – SCHMITT, 1991). A gazdasági erdőkből a fahasználat során a holt faanyag kerül ki leg hamarabb az erdőből, a száradéktermelés kizárólag a holtfa eltávolítását célozza meg (KORPEL', 1997). A természetességi érték növelésénél a holtfa-arány maximálása – amitől sok gazdálkodó erdész fél – nem lehet általános cél, sokkal inkább mérvadónak tűnik a természetes erdőkben található legkevesebb mennyiségű holtfa-készlet elérése (5-15 m³/ha) (MEYER, 1999b).

A vizsgálatunknál figyelembe vett holtfa-jellemzőket a 12. ábra szemlélteti.



12. ábra – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok X. (Holtfa jellemzők)

3.4.5. Vadhatás jellemzők

Annak ellenére, hogy nem ismerjük a Közép-európai természetes erdőségek megaherbivórainak és predátorainak létszámát, arányát (BEUTLER, 1996, 1997), az erdő-vad „egyensúly” megállapítása napjainkban is égető kérdés (OHEIMB, 2003). Az erdők vad általi terhelhetőségének mértékét azért is nehéz meghatározni, mert az erdőciklusok különböző fázisai és stádiumai más és más állomány nagyságot viselnek el. GOSSOW (1987) megállapításával, miszerint az ő- és természetes erdőmaradványok – mint biotóp szigetek – sem célzott vadászattal, sem teljes vadászatkizárással nem lesznek természetesebbek, vitatkozni kell. El kell fogadnunk, hogy a (honos) nagyvad az erdő természetes része, de a természetesség szempontjából mennyisége a döntő. Mivel a természetes erdő a megaherbivór – predátor interakció és eltartóképessége következtében folyamatosan meg tudott újulni, ezért a mai

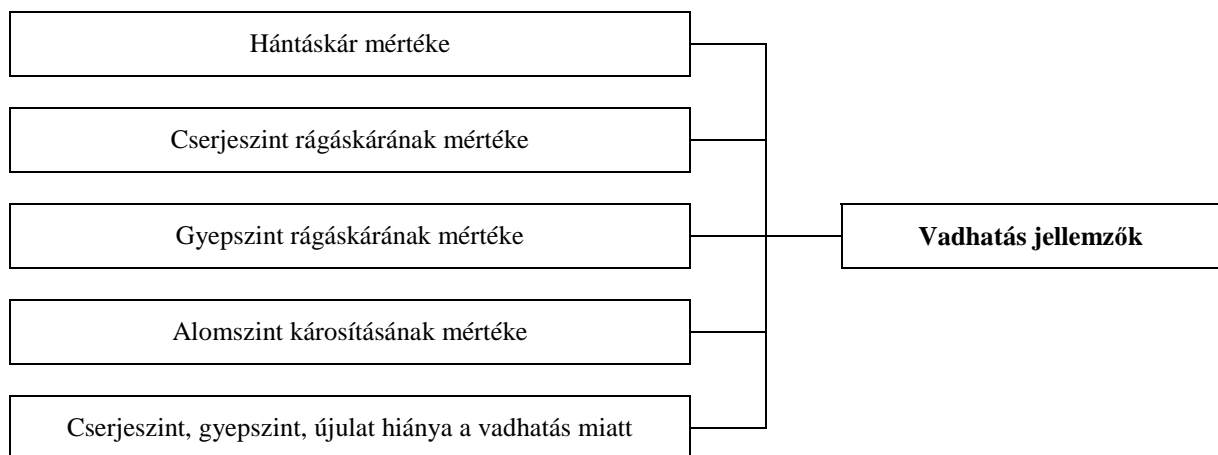
(főként predátor nélküli) erdőkben azt a nagyvadlétszámot fogadjuk el természetesnek, amely a mai körülmények között zajló természetes erdőmegújulási folyamatokat nem gátolják (REIMOSER – SUCHANT, 1992).

A nagyvadállomány erdőre gyakorolt (negatív) hatását az alábbiakban lehet összefoglalni:

- A fás növények szaporítóképleteit (termés, mag) megeszik, mellyel a felújulást (felújítást) megnehezítik vagy lehetetlenné teszik.
- A fás növények újulatát lerágják, mellyel ugyancsak a felújulást (felújítást) veszélyeztetik.
- A vegetációs időben a fás növények hajtásait, vegetációs időn kívül a vesszőit, rügeit lerágják, mellyel növekedésüket hátráltatják, egészségi állapotukat rontják.
- Táplálkozás céljából a kérget lehántják, agancstisztítás idején pedig ledörzsölik, mellyel vagy elpusztítják a fás növényeket vagy kondíciójukat, egészségi állapotukat rontják.
- Táplálékpreferenciájuk révén a természetes fajösszetételt eltolják.
- A gyepszint nem mérgező (s más védelmi berendezéssel el nem látott) növényfajait megeszik, visszaszorítják őket, miközben a nem bántott növényfajok elszaporodhatnak.
- Túrásukkal és kaparásukkal felszínre hozzák és megeszik az áttelelő növényi részeket (hagymákat, gumókat, gyöktörzseket), ezen növényfajok egyedszámát csökkentik, míg a bolygatott talajon zavarástűrő növényfajok szaporodhatnak el.
- Taposásukkal – főleg lejtős területen – nagymértékű eróziót válthatnak ki, a feltalaj épségét veszélyeztetik, talajtömörödést okozhatnak.
- Trágyaszórásukkal bizonyos helyekre koncentráltan juttatják ki a tápanyag-maradványokat, ahol például a nitrofil fajok verődhetnek fel.

Fentiekkel kapcsolatban ismételten hangsúlyozni kell, hogy a fenti jelenségek és következményeik csak akkor értelmezhetők „vadkárként”, ha a vadállomány mennyisége (túlszaporítása) veszélyezteti az erdő elemeinek épségét, működését (MITCHELL – KIRBY, 1990).

Vizsgálatunknál figyelembe vett vadhatás jellemzőket a 13. ábra mutatja be.



13. ábra – A magyarországi erdők természetességének meghatározásánál figyelembe vett indikátorok XI. (Vadhatás jellemzők)

4. A mintaterületek kijelölése, terepi felvételezés

Vizsgálatunk az állományok természetességének megállapítására szorítkozik, így adódik, hogy az erdőgazdálkodás során létrejött erdőrészek legyenek a mintaterületeink. Az ország faállománnyal borított területén mintegy 345 ezer erdőreszlet található, nagyságuk – többnyire a „véletlennek” köszönhetően – általában 0,1 ha és 50 ha között ingadozik. (Országos Erdőállomány Adattár, 2002). Az érvényben lévő Erdőtervezési Útmutató (ANON., 2001) az erdőrészek kijelölésekor – több szempont alapján – a 3-10 ha-os tartományt tartja követendőnek, ezért a mintaterületek kiválasztásakor mi is ebbe az intervallumba eső erdőrészek közül válogattunk. (Előzetes tapasztalataink és feltételezéseink alapján a nagyon kis területű erdőrészekben a fragmentációs hatások miatt a természetesség foka eleve alacsonyabb. A területnagyság és a természetesség kapcsolatának elemzésére külön minta-területeket jelöltünk ki.)

BÖLÖNI (2001) az Országos Erdőállomány Adattárból az erdőreszlet lapok attribútumai alapján 3 csoportot állított fel: 1. természetszerű állományok, 2. átmeneti állományok, 3. kultúrállományok. Mivel valószínűsíthető, hogy az első csoportban lévő állományok természetessége mozog a legszélesebb, s az utolsó csoport állományainak természetessége a legszűkebb skálán, ezért differenciált mintavételezést végeztünk. Az osztrák projekt és saját tapasztalataink alapján súlyozott mintavételt folytattunk. A súlyértékeket szakértői megkérdezés alapján állapítottuk meg. Az országos adatok (BÖLÖNI, 2001) és a súlyértékek alapján a mintaterületek megoszlását a 20. táblázat mutatja.

Mivel azonban e három fő típusnak ismert az országos (és erdőgazdasági tájcsoportonkénti, tájankénti) területi részesedése, ezzel korrigálva vizsgálati eredményeink a teljes alapsokaságra (Magyarország erdőrészeire) nézve reprezentatívnak tekinthetők. A súlyszámok megállapítása becslés alapján történt, amely a fő típusokon belüli típusok számán, területi eloszlásán alapszik elsősorban.

Típus	Országos terület <i>ha</i>	Erdőrészek száma <i>db</i>	Súlyérték	Mintaterületek száma <i>db</i>
Természetszerű állományok	657.782	103.671	6	1950
Átmeneti állományok	333.884	70.856	4	660
Kultúrállományok	787.051	170.479	1	390
Összesen	1.778.717	345.006		3000

20. táblázat – A mintaterületek száma és megoszlása

A természetszerű állományok esetében arra is ügyelnünk kellett, hogy a mintavételezés az ország jelenlegi erdőtársulás-csoportjainak megoszlását is tükrözze. Ehhez BARTHA – ESZTÓ (2001) és BÖLÖNI (2001) aktuális adatai nyújtottak megbízható alapot (21. táblázat). Az Országos Erdőállomány Adattárban viszont nem lehet minden erdőreszletről eldönteni – az erdőreszlet lapok attribútumai alapján –, hogy mely erdőtársulás-csoportba tartoznak. Viszonylag könnyen azonosíthatók a bükkösök, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek, homoki tölgyesek, puhafás és keményfás ligeterdők, nehezebben a mészkedvelő erdők (molyhos tölgyesek), szikladomborzatú erdők, patak menti ligeterdők, láperdők. Nem azonosíthatók viszont a mészkerülő erdők, ezek típusai a bükkösök, gyertyános-tölgyesek illetve az átmeneti állományok csoportjaiba kerültek.

Az Országos Erdőállomány Adattár alapján 1950 természetszerű erdőreszletet – melyeknél a potenciális természetes erdőtársulás megegyezik az aktuális erdőtársulással – egyértelműen ki tudtunk jelölni, a további 660 átmeneti típusba tartozó erdőreszlet esetében – melyeknél az

Erdőtársulás-csoport	Aktuális terület ha	Terület-arány %	Erdőrészletek száma db	Mintaterületek száma db
Bükkösök	139.899	21.3	17.966	375
Gyertyános-tölgyesek	210.126	31.9	28.183	558
Cseres-tölgyesek	166.462	25.3	24.660	448
Mészkedvelő tölgyesek	38.133	5.8	5.127	146
Szikladomborzatú erdők	540	0.1	90	24
Patak menti ligeterdők	36.899	5.6	13.331	144
Puhafás ligeterdők	12.959	2.0	3.753	79
Keményfás ligeterdők	18.910	2.9	3.893	105
Láperdők	3.348	0.5	545	18
Homoki tölgyesek	9.522	1.5	2.657	52
Borókás-nyárasok	792	0.1	50	12
Egyéb	4.332	0.7	689	-
Összesen	657.782	100.0	103.671	1950

21. táblázat – Az erdőtársulás-csoportok aktuális részaránya, területe és a kijelölt mintaterületek száma (BARTHA - ESZTŐ, 2001 és BÖLÖNI, 2001 adatai alapján)

aktuális erdőtársulás eltér a potenciális természetes erdőtársulástól, de még nem kultúrerdő típusba tartozik – véletlenszerűen válogattunk az adatbázisból. Így a természetszerű és átmeneti típusú erdőrészletek száma 2610, melyekhez jön a külön elvek alapján válogatott kultúrerdő típusú erdőrészletek száma, mely 390. A terepi felvételek és az adatok feldolgozása során valamennyi erdőrészletről eldönthető volt, hogy melyik potenciális erdőtársulásba tartoznak, az ezek szerinti mintaterület megoszlásokat a 22. táblázat mutatja.

PTE típus	Minta-területek száma (db)	PTE típus	Minta-területek száma (db)
<i>Klímazonális erdők</i>		<i>Erdőssztyepp erdők</i>	
Bükkösök	381	Homoki tölgyesek	117
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	280	Lösz-tölgyesek	13
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	665	Sziki tölgyesek	8
Cseres-kocsányos tölgyesek	87	Borókás-nyárasok	10
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	392	<i>Ligeterdők</i>	
<i>Mészkerülő erdők</i>		Bokorfüzesek	10
Mészkerülő bükkösök	24	Puhafás ligeterdők	85
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	13	Keményfás ligeterdők	169
Mészkerülő tölgyesek	8	Patak menti ligeterdők	50
<i>Mészkedvelő erdők</i>		<i>Láperdők</i>	
Mészkedvelő tölgyesek	126	Égerlápok	84
Bokorerdők	34	Fűz- és nyírlápok	10
<i>Szikladomborzatú erdők</i>		Összesen	2610
Sziklaerdők	18		
Szurdokerdők	11		
Törmeléklejtő-erdők	14		

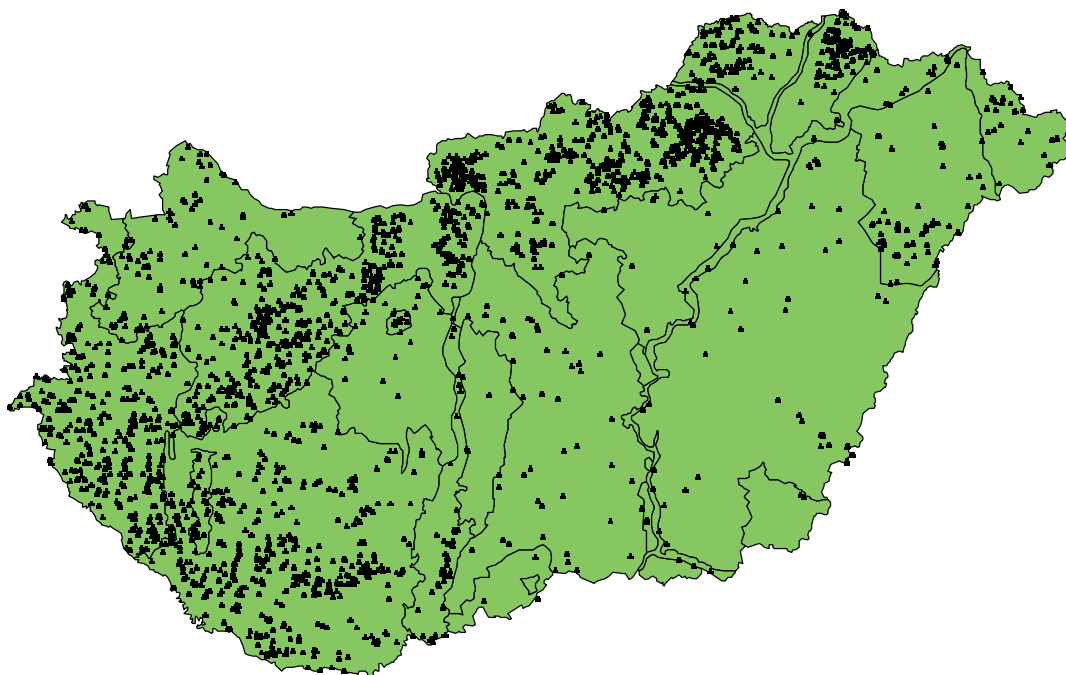
22. táblázat – A mintaterületek megoszlása a potenciális természetes erdőtársulások (PTE) szerint

A kultúrállományokat egyértelműen tudtuk azonosítani az Országos Erdőállomány Adattár erdőrészlet lapjai segítségével. A 390 mintaterületet az állománytípusok országos részesedése és a heterogenitásukat figyelembe vevő szorzó alapján osztottuk fel (23. táblázat). A mintaterületeket nem jelöltük ki előre, hanem azokat a terepi felvételezők a terepmunka során választották ki. A korosztályok reprezentáltsága érdekében megkülönböztettük a fiatal (tisztítóvágás korról bezárólag), középkorú (gyerítés korú), idős (véghasználat előtti) állományokat. A felvételezőknek az országos mintázat és gyakoriságok alapján erdőgazdasági tájanként megadtuk, hogy milyen típusokból mennyi fiatal, középkorú ill. öreg állományt kell felvételezni (Függelék 4.). Külön ki kell még térni arra is, hogy a kultúr-állományok esetében csak az erdő-termőhelyen állókat jelöltük ki és elemeztük, mivel – a 3.2.2. fejezetben részletezettek alapján – csak itt van értelme erdőtermészetességről beszélni. A kultúr-állományokból kijelölt mintaterületek számát már csak azért sem lehet – a szűkebb skálán mozgó természetességük mellett – az országos részarányukhoz viszonyítani, s az alapján kijelölni, mert jó részük nem erdő-termőhelyen áll, így mintavételezésünk ezekre nem vonatkozhatott.

Kultúrállomány típusa	Országos területarány %	Kultúrállomány részarány %	Szorzó	Mintaterületek száma db
Akácosok	21,2	43,6	0,75	126
Nemesnyárasok	7,8	16,0	1,00	62
Kultúrfenyvesek	15,1	31,1	1,40	165
Egyéb	4,5	9,3	1,00	37
Összesen	48,6	100,0		390

23. táblázat – A kultúrállományok mintaterületeinek megoszlása

A rétegzett véletlenszerű mintavétel alapján vizsgálatba vont erdőrészletek területi elhelyezkedését a 14. ábra mutatja.



14. ábra – A vizsgálatba vont természetszerű és átmeneti típusú erdőrészletek területi elhelyezkedése

Külön mintavételi területeket kellett kijelölnünk a természetesség és az állományok területe, a természetesség és az állományok kora (fejlődési fázisa) illetve a természetesség és a kezelések típusa közötti kapcsolatok elemzésére. Az összehasonlíthatóság érdekében fontos, hogy azonos erdőgazdasági tájon belül, közel hasonló termőhelyi feltételek mellett, ugyanolyan állománytípusokkal körbevéve legyenek fellelhetők az erdőrészek. A természetesség és a kezelések típusa közötti kapcsolat elemzésére hazánkban egy olyan erdőtömb adódott, ahol valamennyi jelenleg is alkalmazott kezelési mód (fokozatos felújítógátás ernyős bontással, fokozatos felújítógátás csoportos bontással, fokozatos felújítógátás vonalas bontással, fokozatos felújítógátás szegélyes bontással) tanulmányozható. Ez a Magas-Bakony erdőgazdasági táj Csehbánya községhatárában található (2-8 tag) (24. táblázat), mely az 1936. évi IUFRO IX. kongresszusán lett először a szakközönség elé tárva (ROTH, 1936; MAJER, 1976). Itt az állományok egymás mellett, azonos korosztályban, azonos állománytípussal (bükkösök) képviseltetik magukat. A mintaterületek nagysága egységesen 200 x 200 m, azaz 4 ha, valamennyi bontási módot 5-5 mintaterület reprezentál.

Erdőrészlet jele	Mintaterületek sorszáma	Bontás módja
Csehbánya 2 A, 3 A	1-2; 3-5	csoportos
Csehbánya 4 B, 4 C	6-8; 9-10	szegélyes
Csehbánya 5 A, 5 B, 6 A	11-12; 13-14; 15	vonalas
Csehbánya 7 B, 8 B	16-17; 18-20	ernyős

24. táblázat – A természetesség és a kezelések típusa (bontás módja) közötti kapcsolat vizsgálatához elemzésbe vont erdőrészek

A különböző felújítási és üzemmódokkal (tarvágás, tarvágásos felújítógátás, fokozatos felújítógátás, szálalógátás, szálalás) érintett erdőrészek természetességi vizsgálatára azért nem kerülhetett sor, mert egy területen belül, azonos feltételek mellett nem található ilyen állományok, de ennek gátat vetett a szálalógátás és a szálalás csekélymértékű alkalmazása is. A természetesség és az állományok (erdőrészek) területének kapcsolatát szintén a Magas-Bakony erdőgazdasági tájon belül végeztük, ahol 80 erdőrészt felvételeztünk. Valamennyi állomány bükkös, ernyős bontással újították fel őket, koruk 95-105 év, használat az elmúlt tíz évben nem érintette őket. A természetesség és a fejlődési fokozatok (csemetés, fiatalos, sűrűség, vékony rudas, rudas, szálas, lábas) viszonyának elemzésére úgyszintén a Magas-Bakony erdőgazdasági tájon (Csehbánya), valamint összehasonlításképpen a Nyírség erdőgazdasági tájon belül (Ófehértó) jelöltünk ki bükkös illetve homoki tölgyes állományokat, melyek területe 5-7 ha közötti, s a bükkösök esetében valamennyit ernyős bontással, a homoki tölgyesek esetében tarvágás után mesterségesen újították fel. Fejlődési fokozatonként 5-5 erdőrészt került felvételezésre.

A terepi felvételezés a 2003. év vegetációs időszakában zajlott, kiegészítő felvételeket 2004. vegetációs időszakában végeztünk. A terepi felvételezők erdőmérnök és biológus végzettségű szakemberek ill. egyetemi hallgatók voltak. Egy-egy terepi felvételező egy vagy több erdőgazdasági tájba eső mintaterületek felvételezését kapta feladatul, az erdőgazdasági tájak mintaterületeinek megosztására – a heterogenitást elkerülendő – nem került sor. Az egységesítés érdekében a terepi felvételezők 2002-ben elméleti és gyakorlati képzésben vettek részt, amit kiegészített a részletes projektleírás. A terepen felveendő adatokat felvételi jegyzőkönyvben rögzítettük, ehhez részletes kitöltési útmutató tartozott. A jegyzőkönyvek ellenőrzése után – amit a szakértői kör hajtott végre – a jegyzőkönyveket javításra, kiegészítésre visszautaltuk a terepi felvételezőnek. (Lásd Függelék 1-4.)

5. Az adatok feldolgozása és értékelése

5.1. Az adatok feldolgozásának elvi alapja: a Delphi-módszer

Az erdőállományok természetességének felmérése során a terepen felvett jellemzőket a Delphi-módszer segítségével dolgoztuk fel. Régóta nagy előszeretettel alkalmazzák az írásbeli szakértői megkérdezésen alapuló eljárások klasszikusát, a Delphi-eljárást. (Megjegyzendő, hogy a korábban bemutatott osztrák hemeróbia-projekt is ezt használta.) A Delphi-módszer (SEEGER, 1979; KINDLER, 1980) olyan szakértők által végzett tevékenység, ahol a csoport tagjai egymástól elkülönülten végzik munkájukat, s ezért hosszú az átfutási idő. Ez az eljárás különösen hatékony, mert kizárólag szakember résztvevői vannak. A Delphi-eljárás a csoportos döntéshozatal és előrejelzés kvalitatív módszere. A csoport tagjainak nem kell egy helyen tartózkodniuk, így akár nagyobb számú résztvevő bevonása is lehetséges. A módszer célja több szakértő közötti konszenzus megszerzése. Alkalmazása során mindegyik szakértőt intenzív kikérdezésnek vetnek alá, annak érdekében, hogy az összes szükséges információt megszerezzék.

A módszer lépései:

1. Az elérni kívánt cél (a megoldandó probléma) meghatározása, azaz világosan meg kell adni, miről kívánunk szakértői véleményt alkotni.
2. A résztvevő szakemberek (csak szakértők) kiválasztása, melynek alapelvei:
 - legyenek érdekeltek a témában,
 - legyen birtokukban elegendő információ,
 - legyenek hajlandók időt szánni a Delphi-felmérésre,
 - legyenek érdekeltek a felmérés eredményében.
3. A szakértőktől részletes írásbeli válasz (megoldási javaslat) kérése. Ez az első munkaanyag felvázolja a problémát és a kiindulási pontokat.
4. Értékelő csoport összeállítása a szakértői vélemények értékelésére. Az első munkaanyag válaszainak elemzésekor minden résztvevő számára érthetően és tömören kell megfogalmazni a fő pontokat.
5. Az értékelő csoport munkája alapján újabb forduló a szakértők körében. A második munkaanyag az elsőre adott válaszok összegezéséből alakul ki. A kérdések célja:
 - az egyetértések és véleménykülönbségek tisztázása,
 - lehetőség arra, hogy tisztázzuk a nem világos véleményeket,
 - a prioritások megállapítása.
6. Újabb értékelés és újabb véleménykérés a probléma szakértői egyetértéssel történő megoldásáig. Ha a kép nem teljesen világos, egy harmadik munkaanyag összegezheti az egész folyamatot. Ez már tényleg csak az eldönthetetlenül vitás kérdések tisztázását szolgálja.

A klasszikus Delphi-eljárás alkalmazása akkor fejeződik be, amikor az egymást követő fordulókban közel változatlan a vélemények átlagos eltérése. Ekkor nem szükséges a további megkérdezés, mert a szakértők kitartanak véleményük mellett, a csoportban tehát jól elkülönültek a véleményük mellett kitartók és a véleményüket megváltoztatók. A klasszikus Delphi-eljárásban az értékelés és összefoglaló ezekre a szilárdan megjelent csoportvéleményekre épül, és az azoktól eltérőeket úgy értékeli, mint amelyek mások, mint az átlagvélemény. Nem tekintik ezeket igazi, minőségileg más alternatíváknak, csupán eltérő vélekedéseknek, ezért szisztematikus elemzésük is elmarad. Az átmenet időszakában azonban különös figyelmet kell fordítani azokra a véleményekre, amelyek ugyan jelentősen eltérnek az átlagvéleménytől, de amelyek a visszacsatolások, a többmenetes megkérdezések során rendre nem változnak meg. Nemcsak azért fordítanak ezekre megkülönböztetett figyelmet, mert

lehetséges, hogy ezek – a csoportvéleményhez viszonyítva – jobban megközelítik a valóságot, hanem azért is, mert a csoportvéleménytől eltérő vélemények a jövőnek további lehetséges alternatíváit (variánsait) adhatják, amelyek kialakulása a jelenből éppoly valószínű lehet, mint a csoportvéleményé.

5.2. A terepi adatok feldolgozása

A felvételi jegyzőkönyvek (terepi adatok) feldolgozás előtt ellenőrzésen estek keresztül, hibaszűrő algoritmusok segítségével bizonyos terepi jellemzőket manuálisan, másokat számítógép segítségével ellenőriztünk (Függelék 5.). Az erdőállományok (erdőrészetek) természetességi állapota számításának alapja a terepi adatok számszerűsítése. A terepi (jegyzőkönyvi) jellemzőinket – mint indikátorokat – változóként kezeltük, míg az ezekkel jellemzett kritériumok változócsoportokat képeztek. A számítások folyamatábráját a 15. ábra szemlélteti.



15. ábra – Az erdőállományok természetességi értékszámai számításának folyamatábrája

A számszerűsítésnek – a természetességi értékek számításának – három hierarchikus szintjét különíthetjük el:

1. szint: Egy változón (terepen felvett jellemzőn) belül a változóhoz rendelt kategóriák egymáshoz viszonyított értékének (reakciónormájának) megállapítása (Delphi-megkérdezés⁴ alapján). (Azaz határozzuk meg, hogy egy adott kérdés különböző válaszai természetesség szempontjából milyen relációban vannak egymással.) A változók értékeinek tartománya pozitív, 0-100 közötti, ahol a 0 a természetestől legtávolabbi, míg a 100 a természeteshez legközelebbi állapotot jelöli.. Amennyiben a jellemző értékadását a potenciális természetes erdőtürsulás (PTE) vagy más körülmény befolyásolja, úgy az figyelembevételre kerül. (Azaz állapítsuk meg, hogy a fenti reláció hogyan függ a PTE-től, ill. más kérdés válaszától, majd ezen elvek alapján rendeljünk konkrét értékszámokat a kérdés válaszaihoz, figyelembe véve a PTE, illetve más kérdés függését.) Azon PTE-k esetében, ahol az adott változó nem értelmezhető a természetesség szempontjából, ott nem történt értékadás. (Ezek a számításoknál 0 értéket vesznek majd fel, de emiatt a PTE-k elméleti minimum és maximum értékei különbözőek lesznek.) (Az 1. szint változóihoz rendelt értékeket a Függelék 6. tartalmazza.)

2. szint: Az értékszámokkal ellátott változókhoz súlyokat rendelünk (Delphi-megkérdezés alapján), amelyekkel kiszámolhatjuk a változócsoporthoz természetességi értékét. A képletekben négy változó (az agresszív idegenhonos fajok jelenléte a lombkoronaszintben, a záródásihiány oka, a vadhatás miatt hiányzó szintek, az erózió típusa) szorzóként szerepel (súlyukat növelendő), míg a többiek additív módon képezik az összefüggéseket. Az egyes változócsoporthoz kapott természetességi értékeket – a további számítások és összehasonlítás miatt – normálni kell, melyhez PTE-nként meg kell határozni az elméleti maximum és minimum értékeket. (Nem a számtani maximum és minimum értékeket keressük, mert lehet, hogy a természetben ilyen esetek nem valószínűsíthetők.) A normálás képlete az alábbi:

$$T_{\text{normált}} = \frac{T - T_{\text{min}}}{T_{\text{max}} - T_{\text{min}}}$$

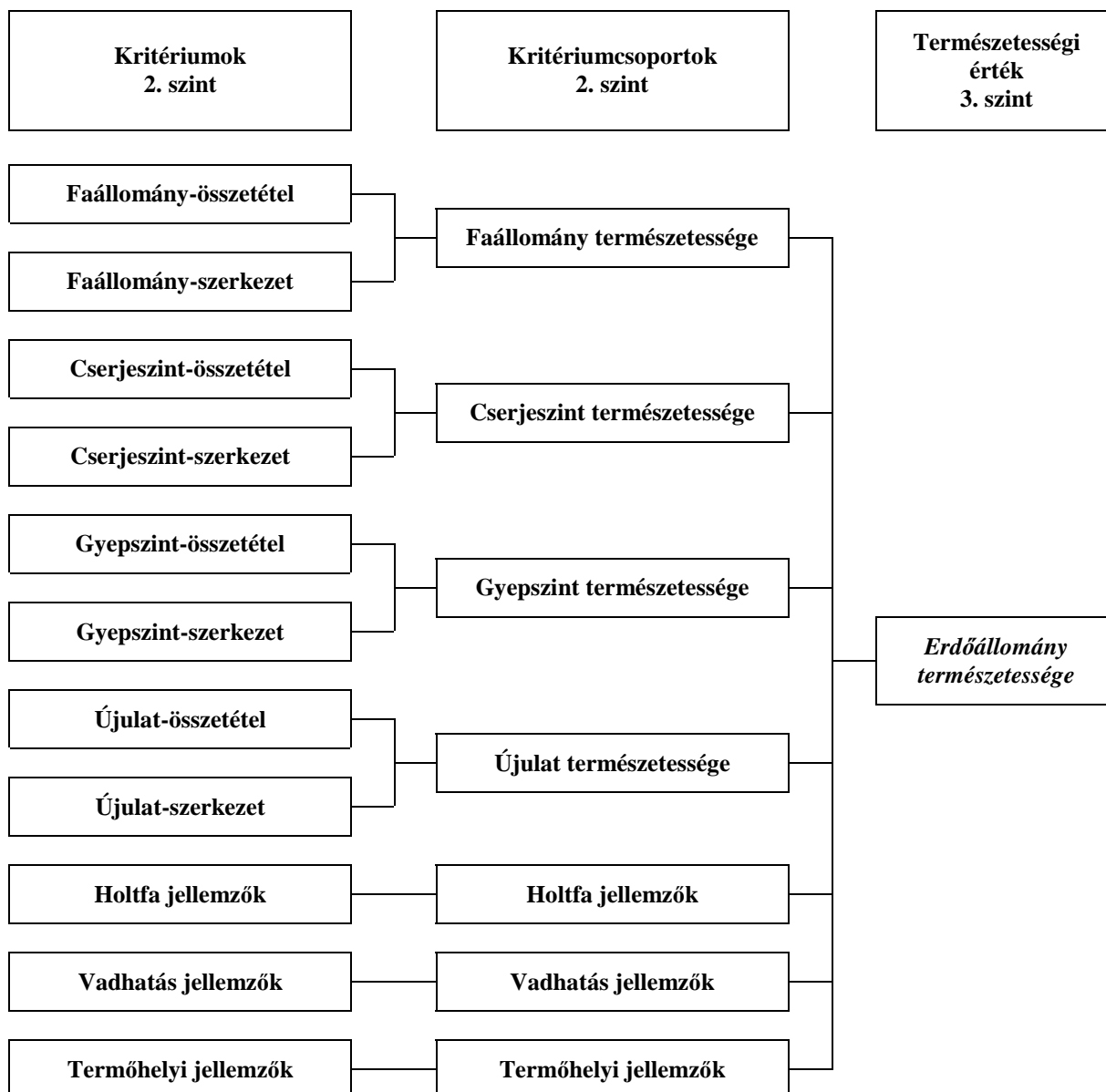
ahol

- T = az erdőrészlet számolt természetességi pontértéke
- T_{max} = a PTE-n belül elérhető legnagyobb természetességi pontérték
- T_{min} = a PTE-n belül elérhető legkisebb természetességi pontérték

Ezután megalkotjuk azt az algoritmust, amely alapján a változócsoporthoz természetességi értékét megállapíthatjuk. (A 2. szint változóinak súlyozását a Függelék 7., a konkrét súlyértékeket a Függelék 8. tartalmazza.)

3. szint: A változócsoporthoz egymáshoz viszonyított súlyát meghatározzuk (Delphi-megkérdezés alapján), egy újabb algoritmus segítségével az erdőállomány természetességi értékét – PTE-k szerint – kiszámoljuk. A természetesség szempontjából PTE-függetlennek tartjuk az újulat, holtfa, vadhatás, termőhelyi jellemzők csoportját, így itt a 3. szinten PTE-nként azonos súlyok szerepelnek. (Továbbá meghatározzuk a Faállomány, a Cserjeszint, a Gyepszint és az Újulat természetességét is. (16. ábra)) (A 3. szint változócsoporthoz súlyozását a Függelék 9., a konkrét súlyértékeket a Függelék 10. tartalmazza.)

⁴ A megkérdezésbe vont szakértők az erdészek részéről: BARTHA DÉNES, BODONCZI LÁSZLÓ, BÖLÖNI JÁNOS, SZMORAD FERENC, TÍMÁR GÁBOR, az ökológusok részéről: ASZALÓS RÉKA, KENDERES KATA, ÓDOR PÉTER, STANDOVÁR TIBOR.



16. ábra – A kritériumok (változócsoportok) kapcsolódása, s az erdőállományok természetességi mutatója számításának dendrogramja

5.3. A magyarországi erdőállományok természetességi állapotának meghatározásánál figyelembe vett szempontok

Az elméleti fejezetekben taglaltak alapján a mintaterületek kijelölése során ill. az értékelés menetében az alábbi szempontokat vettük figyelembe:

- Csak a jelenlegi (aktuális) erdőterületet (faállománnyal borított területet és pusztavágást) vonjuk vizsgálatba, a kiirtott erdők helyét (más művelési ágba tartozó területeket) nem elemizzük.
- Csak az erdő-termőhelyeken álló állományokat értékeljük, a nem-erdő-termőhelyeken állókat nem.
- Csak az erdőállomány szintű (léptékű) természetességet vizsgáljuk, a táj és regionális léptékűt nem. A felvételi objektumok fa(erdő)állományok, melyek a gazdálkodásba vonás következtében az erdőrészekkel helyettesíthetők.

- Vizsgálatunk alapja az, hogy az állomány (erdőrészlet) léptékben készült felvételek alapján a természetesség mértékét egy elvi legjobb állapottól vett távolsággal próbáljuk jellemezni. (Minél kisebb ez a távolság, annál természetesebbnek tartjuk az erdő-állományt.)
- Az elvi legjobb állapotot – vizsgálatunk célkitűzéseiből adódóan – úgy állapítjuk meg, hogy az attól való eltérés az ember közvetlen (pl. erdőgazdálkodás) és közvetett (pl. vadlétszám) természetátalakító tevékenységének mértékét jellemezze.
- Az elvi legjobb állapotot „őserdő-referencia” híján a potenciális természetes erdő-társulásban (PTE) határozzuk meg. Mivel bizonyos PTE-k összetétele, szerkezete és dinamikája nagyon hasonló, ezért ezeket csoportokba vonjuk (M18. táblázat), s ezek képezik az összehasonlítás alapját.
- A PTE-konceptióval a záróerdő optimális fázisát tekintjük viszonyítási alapnak. E képet – az összetételi (kompozicionális) jellemzők hangsúlyozása miatt – túl statikusnak tekintjük, s olyan szerkezeti (strukturális) jellemzőket is figyelembe veszünk, amelyek eddigi vizsgálataink és tapasztalataink szerint a természetes erdődinamika érvényesülésének indikátoraiként foghatók fel. A működési (funkcionális) jellemzők közül értékelésünkbe a termőhely átalakulásán felül a vadhatást vonjuk be.
- A természetes erdődinamika egyéb fázisait és stádiumait ill. azok jellemzőit – amennyiben azok mégis fellépnek – nem zárjuk ki az értékelésből.
- A természetes bolygatásokat a fenti erdőkép részének tekintjük, az antropogén zavarásokat viszont nem.
- Az adventív és a termőhelyidegen fajokat nem vesszük bele a potenciális természetes fajkészletbe, az ember által kipusztított fajokat viszont igen.
- Bizonyos erdő-társulásokat (sziki tölgyesek, borókás-nyárasok, délnyugat-dunántúli fenyő-elegyes lombos erdők), melyek antropogén hatásra alakultak ki (paraklimaxok) és ± állandósultak, potenciális természetes erdő-társulásként fogjuk fel.
- Az értékelés során felhasználtuk a mintaterületekre vonatkozó üzemtervi háttéradatokat is.

6. Eredmények és értékelésük

A Termerd-projekt keretében végrehajtott felvételezés adatbázisát három szinten van értelme értékelni:

1. szint – indikátorok
2. szint – kritériumok és kritérium-csoportok
3. szint – erdőállományok (összesített természetességi érték)

A kritérium-csoportokat kétféle módon képeztük a kritériumokból: 1. Faállomány természetessége, Cserjeszint természetessége, Gyepszint természetessége, Újulat természetessége ill. 2. Összetélteli jellemzők természetessége, Szerkezeti jellemzők természetessége, Funkcionális jellemzők természetessége.

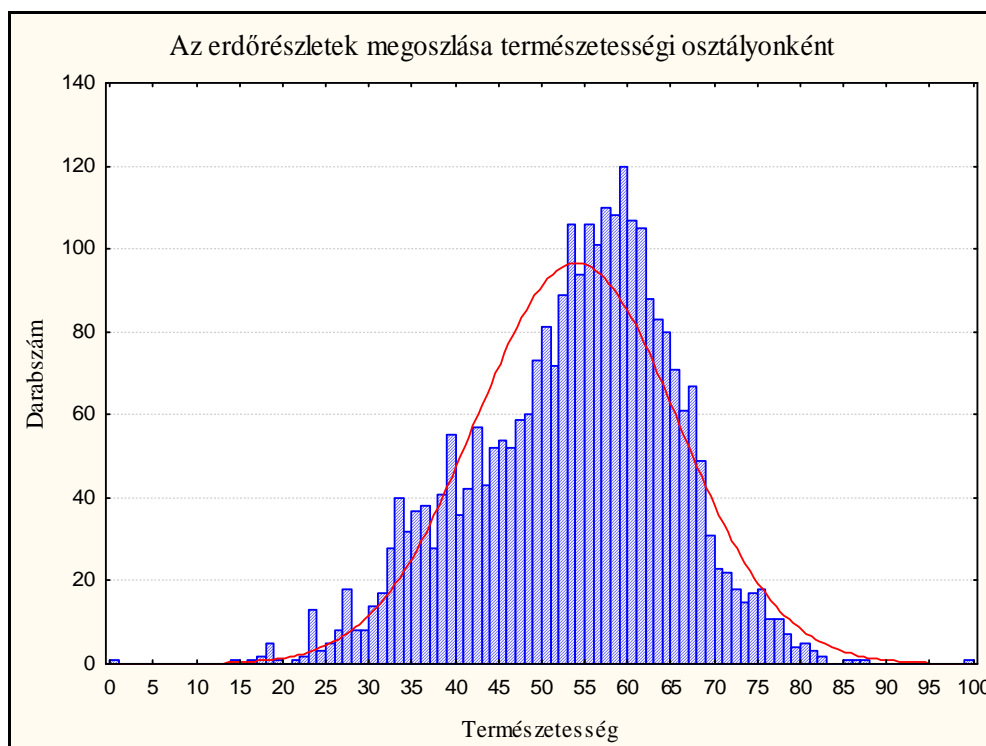
E fejezetben nincs lehetőség valamennyi értékelést bemutatni, a sokoldalú lehetőségek közül csak a legfontosabbakat emeljük ki, utalva arra, hogy a fenti, hierarchikus értékelési lehetőségek mellé értékelési szempontként az erdészeti üzemtervezés és üzemtervek kategóriáit is föl fogjuk használni.

Az adatfeldolgozást a Statistica for Windows 7.0 programcsomag felhasználásával végeztük (STATSOFT, 2004), a statisztikai módszerek megválasztásánál (ZAR, 1999) szerint jártunk el.

6.1. A magyarországi erdők természetessége országos átlagadatok alapján

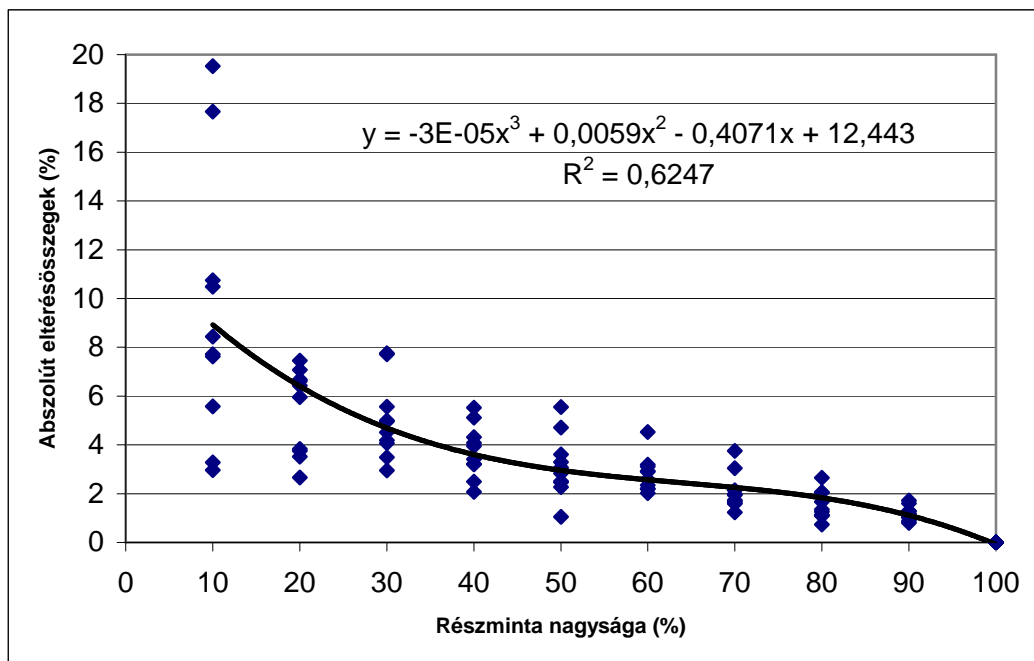
6.1.1. A mintaterületek állományainak természetessége, a mintavétel reprezentativitása

A mintaterületek állományainak természetességét gyakoriságuk szerint elemezve, eloszlásukat a normál eloszláshoz illesztve (normalitásvizsgálat) megállapíthatjuk, hogy az erdőrészek természetességének eloszlása (17. ábra) (középvérték = 53,81, szórás = 11,58) nem tér el szignifikánsan ($D=0,0566$, $p<0,01$) a normális eloszlástól. A későbbi elemzések szempontjából fontos tény, hogy alapsokaságunk normális eloszlású.



17. ábra – Az erdőrészek természetességének eloszlás-diagrammja

A terepi jegyzőkönyvek adatai, az értékeléshez használt üzemtervi háttérváltozók és ezek országos statisztikai adatai lehetővé teszik, hogy a mintavételezés reprezentativitását is becsüljük. Ehhez az egyes üzemtervi jellemzők mintavételi eloszlását a jellemzők országos eloszlásához illesztettük (M19a-e ábra), s χ^2 -próbával értékeltük. A mintavétel eloszlása $p < 0,05$ szignifikancia szinten azonosnak tekinthető az országos eloszlással az ártéri fekvés és a hidrológiai viszonyok esetében. Mivel mintavételezésünk az állományok között eleve differenciáltunk természetesen átmeneti-kultúr jellegük alapján, s a kultúrállományokat tudatosan – a természetességi skálán mutatott kis változatosságuk miatt – alulreprezentáltuk, ezért több üzemtervi jellemző mintavételi és országos eloszlása nem mutat szoros kapcsolatot. Ez különösen szembetűnő a tengerszint feletti magasság, lejtés, kitettség, klíma, talajtípus-csoport, eredet, erdőgazdasági tájcsoporthoz tartozás esetében, ahol a kultúrállományok alulreprezentáltsága miatt, azok jellemző térfoglalása következtében a sík fekvésű, vagy azzal kapcsolatos kategóriák mutatnak torzítást. Ha ezeket a kategóriákat elhagyjuk, akkor a homogenitás-vizsgálat szerint a mintavételi gyakoriságok eloszlása szoros összefüggést ($p < 0,05$) mutat az országos gyakoriságok eloszlásával. Mindezek természetesen nem mondanak ellent annak, hogy az üzemtervi háttérjellemzők alapján értékeléseket ne végezhessünk, ehhez azonban a mintavételezésnél használt természetesen átmeneti-kultúr bontás területarányaival valamennyi kategória esetében a természetességi értékeinket súlyozni kell!



18. ábra – Különböző intenzitású részminta-vétel abszolút eltérésösszegeinek összehasonlítása

A kellő nagyságú mintaszám eldöntésének ellenőrzésére a teljes mintából különböző intenzitással (10-90 %) részmintákat vettünk (ismétlések száma 10), s ezek természetességi értékeinek eloszlását összevetettük a teljes minta természetességi eloszlásával, majd az abszolút eltérések összegeire trendvonalat illesztettünk (18. ábra). A trendvonalból megállapítható, hogy már 50 %-os részminta-vétel esetén is az abszolút eltérésösszegek 5 %-on belül maradnak, azaz a mintaszám kétszeresére történő emelésével a természetességi értékekben semmi markáns különbséget – országos szinten – nem várhatunk. [Megjegyzendő, hogy az osztrák hemeróbia-projekt (GRABHERR et al., 1998a) ugyanilyen célú elemzésekor nagyon hasonló lefutású trendvonalat kaptak.]

6.1.2. A magyarországi erdőállományok átlagos természetessége és természetességük szélső értékei

A magyarországi erdőállományok átlagos természetessége a felvételi jegyzőkönyvek kiértékelésével és a mintavételnél alkalmazott területarányok – mint súlyértékek – figyelembe vételével 48,6 %-nak adódott. Bár ez az érték önmagában is értelmezhető és sokat mondó, a későbbiekben mégis az átlagok mögé is igyekszünk bepillantani, hogy azok valós okát megérthessük, s az egyes kritériumok és indikátorok jelenlegi természetességének javíthatóságára rámutathassunk. Az országos átlag mellett fontos azt is figyelembe venni, hogy a legjobb természetességű erdőállomány értéke 87,2 %-nak, míg a legrosszabb természetességű állomány értéke 14,0 %-nak adódott. Ez azt is jelenti egyben, hogy – a pusztavágásokat és az erdőtelepítésre váró erdő-termőhelyeket nem számítva – a magyarországi erdőállományok természetessége széles tartományban, a természetességi skála 73,2 %-án mozog. Figyelemre méltó, hogy a legjobb természetességű állomány esetében is több mint 10 % a közvetett vagy közvetlen antropogén terhelés mértéke, s még legjobbnak hitt erdőállományaink is elmaradnak a természetes állapottól. Ez a megállapítás összevág azzal a szakmai körökben egyaránt ismert ténnyel, miszerint Magyarországon természetes állapotú erdők (~ őserdők) nincsenek. A legrosszabb természetességű állomány – viszonylag magas – természetességi értéke viszont meglepetést okozhat. Mivel értékelő módszerünkbe az összetételi jellemzőkön túl szerkezeti jellemzőket is bevettünk, továbbá a termőhelyet is az erdő részének tekintjük, így a 100 %-os elegyarányban idegenhonos fafajú állományok sem érik el – az eddigi közvélekedéssel, vagy a német erdőtermészetesség vizsgálatokkal (pl. SCHIRMER, 1999; STEINMEYER, 2003) ellentétben – a 0 %-os természetességet. Ennek vagy ezen közeli értéknek teljesülése az állományszintek és a termőhely olyan drasztikus megsemmisítését ill. átalakítását feltételezik, amely jelenlegi erdő művelési ágú területeinken nem következhet be, legfeljebb csak az onnan kivont területek egy része esetében (pl. erdőállomány helyén bevasárlóközpont létesítése).

A leginkább természetszerűnek gondolt, s eddigi ismereteink szerint a legtermészetközelibben művelt bükkösök esetében vizsgáljuk meg, hogy milyen feltételeknek kell teljesülnie ahhoz, hogy értékelő rendszerünk szerint a 0 %-os ill. a 100 %-os természetességi állapot beálljon:

a. A 0 % természetességű (bükkös termőhelyű) terület

A faállomány, a cserjeszint, a gyepszint, a mohaszint és az újulat hiányzik, holtfa semmilyen formában nem található a területen, melyen másodlagos erózió lépett fel, ennek mértéke > 50 %, az erózió típusa drasztikus, a humuszforma nyershumusz, a talajtömörítés mértéke > 10 %, van talajréteg-keveredés és talajfelszín-sebzés, a mikroélőhelyek hiányoznak.

b. A 100 % természetességű (bükkös) állomány

Faállomány-összetétel: Az állományt természetes fafajok alkotják, idegenhonos, termőhely-idegen fafaj és nemesített fajta nincs az állományban, a bükk, mint állományalkotó fafaj elegyaránya > 50 %, az elegyfák száma 8 vagy ennél több, melyből legalább 4 fafaj elegyaránya 5 % feletti, a többi elegyfa aránya együttesen eléri vagy meghaladja a 10 %-ot.

Faállomány-szerkezet: A faállomány 3 vagy több korosztályból áll, a lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 61-90 %, a lombkoronaszint záródásának átlaga 81-90 %, tisztások nincsenek az állományban, a fellazult állományfoltok (50 %-os záródás alatti foltok) területaránya ≤ 20 %, a faállományt nagyszámú, eltérő záródású állományfolt építi fel, a záródáshiány természetes és nem erdészeti okokra vezethető vissza, az állomány 3 vagy több szintből áll, a lombkoronaszint a cserjeszinttel összefolyik, az idős

fák mennyisége meghaladja a 2 db/ha-t, melyek térbeli mintázata kisfoltos vagy nagyfoltos, a szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedek aránya > 10 %.

Cserjeszint-összetétel: A cserjeszint hasonlít a potenciális természetes erdőtársuláshoz, idegenhonos illetve agresszív cserje- és fafaj(ok) nincsenek a cserjeszintben, a nitrofil cserje- és fafaj(ok) aránya < 10 %.

Cserjeszint-szerkezet: A cserjeszint nem vagy természetes okok miatt hiányzik, a cserjeszint eltávolításának nincs nyoma, a cserjeszint maximális és minimális borításának különbsége 41-100 %, borításának átlaga 6-40 %, a borítás mintázata kisfoltos vagy szórványos.

Gyepszint-összetétel: A gyom- és/vagy nitrofil fajok borításának aránya < 10 %, a kísérőfajok nagyszámában vannak meg.

Gyepszint-szerkezet: A gyepszint maximális és minimális borításának különbsége 51-100 %, borításának átlaga 11-80 %, mintázata kisfoltos, nagyfoltos vagy szórványos, a mohaszint borításának átlaga 1-30 %.

Újulat-összetétel: Idegenhonos és agresszív fafaj nincs az újulatban.

Újulat-szerkezet: Az újulat maximális és minimális borításának különbsége 41-100 %, az őshonos újulat borításának átlaga 41-100 %, a többéves, életképes újulat aránya 61-100 %.

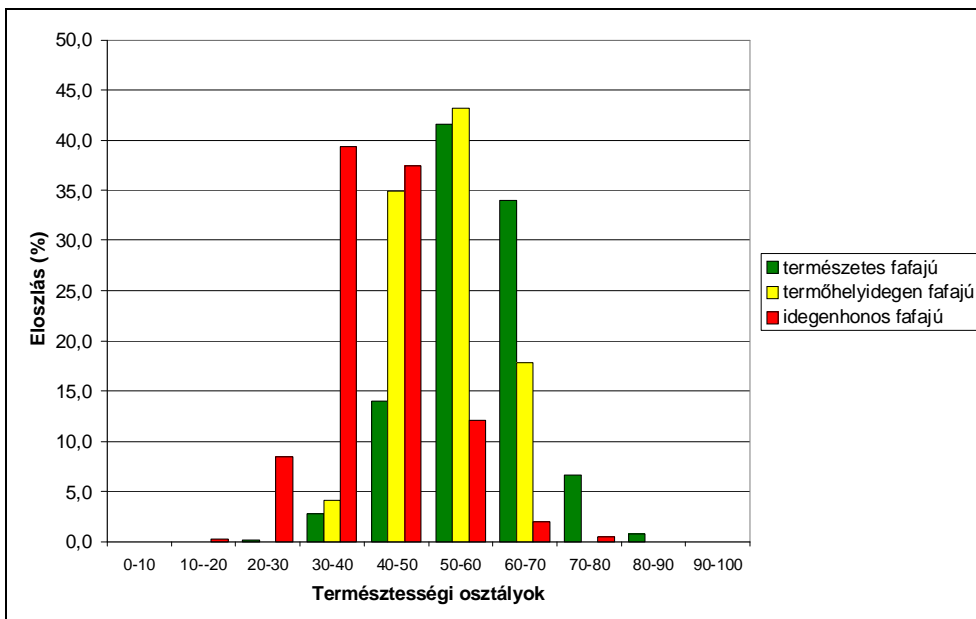
Holtfa-ellátottság: A lábon álló holtfák, facsonkok ($\varnothing > 5$ cm) egyedszám aránya > 20 %, az álló vastag holtfa, facsonk mennyisége > 2 db/ha, a földön fekvő holtfa ($\varnothing > 5$ cm) borítása > 5 %, a holtfa-korhadtsága egyenletes, a földön fekvő vastag holtfa mennyisége > 2 db/ha.

Vadhatás: Hántáskár nincs, a cserjeszint és a gyepszint nincs megrágva, az alomszint nincs károsítva, a vad hatása miatt nem hiányoznak állományszintek.

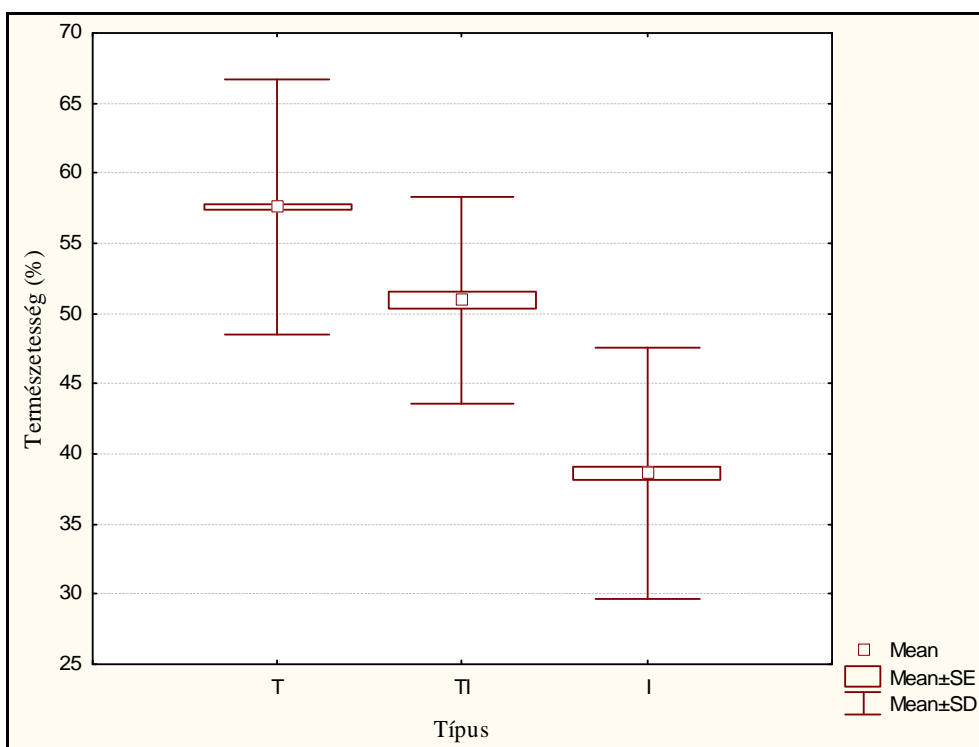
Termőhelyi jellemzők: Másodlagos erózió nincs, a humuszforma mull, talajtömörítés, talajréteg-keveredés, talajfelszín-sebzés nincs, a területen nagyszámú mikroélőhely található.

6.1.3. A természetes fafajú, a termőhelyidegen fafajú és az idegenhonos fafajú állományok természetessége

Ha a természetességi értékszám országos átlagait az erdőállományok fafajainak őshonossága és termőhelyhonossága szerint elemezzük, akkor a következő megállapításokat tehetjük (19. és 20. ábra). (A csoportképzés általános alapelve az, hogy a névadó típus elegyaránya a vizsgált erdőállományban meghaladja az 50 %-ot. Így természetes (őshonos + termőhelyhonos) fafajú állományok: $A1+A2 > 50$ %, termőhelyidegen fafajú állományok: $A5 > 50$ %, idegenhonos fafajú állományok: $A3 > 50$ %. Az indikátorok feloldását lásd a 6. Függelékben.) A természetes (őshonos és termőhelyhonos) fafajú erdőállományok országos átlaga a legmagasabb, értéke 58,5 %, ami megfelel az előzetes elvárásainknak. A termőhelyidegen, de őshonos fafajú erdőállományok országos átlaga 53,5 %, ami az országos átlagot (48,6 %) még mindig meghaladja. Az idegenhonos fafajú erdőállományok országos átlaga mélyen az országos átlag alatt van, és 40,4 %-os értékkel a legkisebb. A három érték sorrendjét előzetesen is ilyenre becsültük volna, de a sorrenden kívül kiemelendő az egyes kategóriák közötti szignifikáns ($p < 0,001$) különbség. Ez pedig egyértelműen azt mutatja, hogy a természetes fafajú erdők és a termőhelyidegen fafajú erdők közötti különbség jóval kisebb, mint a termőhelyidegen fafajú és az idegenhonos fafajú erdők természetességének különbsége (5,0 % ill. 13,1 %). A természetes fafajú erdők természetességi értéke országos átlagban 18,1 %-kal magasabb, mint az idegenhonos fafajúaké, azaz a köztük lévő különbség az idegenhonos fafajú erdők természetességéhez képest 44,8 %. Tehát – az egyes részletes elemzéseket megelőzően – már most kijelenthetjük, hogy e vizsgálatunk eredményei megerősítik azt az eddig is joggal vélelmezett szakmai álláspontot, miszerint az erdők természetességét alapvetően, de nem egyedüli módon határozza meg a fafajok őshonossága ill. termőhelyhonossága.



19. ábra – A természetes fajjű, a termőhelyidegen fajjű és az idegenhonos fajjű állományok mintavételi gyakoriságai természetességi osztályok szerint



20. ábra – A természetes fajjű (T), a termőhelyidegen fajjű (TI) és az idegenhonos fajjű (I) állományok átlagos természetességi értékei (középérték, középérték hibája és szórás)

6.2. A magyarországi erdők természetessége területi bontásban

Az erdőállományok természetességének területi eloszlását (mintázatát) az erdőgazdasági tájbeosztás alapján lehet érzékeltetni. A durvább mintázatot tájcsoport, a finomabb mintázatot táj szerinti bontásban készítettük el. Mivel a mintavételezésünk alapján országos szintű kiértékelést végeztünk, ezért a mintavételezésnél alkalmazott megoszlás (természetszerű, átmeneti, kultúr) területarányával súlyoznunk kellett. Az erdőállomány természetessége (3. szint: összesített természetességi érték) mellett a 2. értékelési szintből a faállomány-összetétel természetességét is elemezzük táji bontásban, mivel a szakmai köztudatban ezt tekintik a legfontosabb jellemzőnek e kérdés elemzése során.

6.2.1. Az erdőgazdasági tájcsoportok erdeinek természetessége

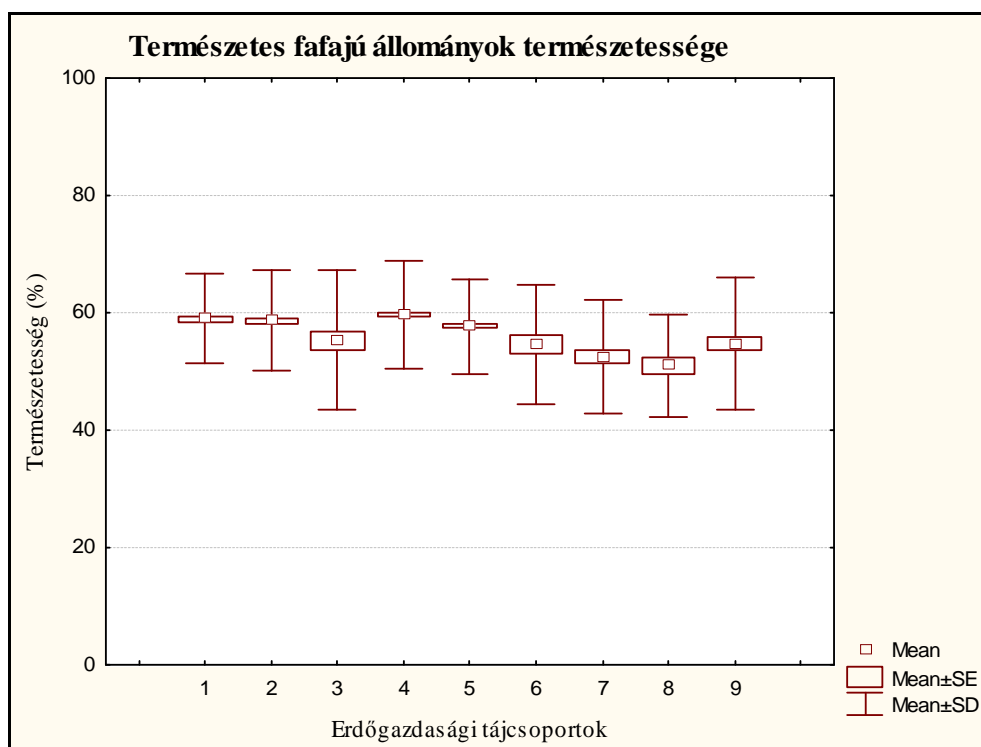
Az erdőgazdasági tájcsoportok erdeinek természetességi értékelése (25. táblázat) a természetesség országos szintű megoszlásának durvaszemcsés mintázatát adja. A faállomány-összetétel természetessége és az erdőállomány természetessége között igen szoros ($r = 0,905$) kapcsolat adódik. Különbségük csökken a Nagyalföldi löszvidék – Nagyalföldi homokvidék – Nagyalföldi szikesvidék – Dél-Dunántúl – Nagyalföldi ártér és lápterület – Kisalföld – Nyugat-Dunántúl – Dunántúli-középhegység – Északi-középhegység képzeletbeli gradiens mentén, ami egyben arra is utal, hogy a faállomány-összetétel egymagában nem alkalmas az erdőtermészetesség becslésére. Megfigyelhető az is, hogy a faállomány-összetétel természetessége valamennyi tájcsoport esetében elmarad az erdőállomány természetességétől, tehát az egyéb összetételi, valamint a szerkezeti és funkcionális jellemzők együttes természetessége tekintetében az erdőgazdasági tájcsoportok esetében kedvezőbb a helyzet, mint a faállomány-összetétel esetében.

Sorszám	Megnevezés	Erdőterület	Erdő- állomány	Faállomány- összetétel
			természetessége	
		ha	%	
1	Nyugat-Dunántúl	218233,9	52,20	50,07
2	Dél-Dunántúl	323113,3	49,19	42,04
3	Kisalföld	85964,3	42,36	37,60
4	Dunántúli-középhegység	292473,0	54,25	52,51
5	Északi-középhegység	429862,7	52,14	51,32
6	<i>Nagyalföldi löszvidék</i>	<i>48290,9</i>	<i>42,46</i>	<i>20,76</i>
7	<i>Nagyalföldi homokvidék</i>	<i>352660,3</i>	<i>35,90</i>	<i>23,75</i>
8	<i>Nagyalföldi szikesvidék</i>	<i>67335,1</i>	<i>41,74</i>	<i>34,16</i>
9	<i>Nagyalföldi ártér és lápvidék</i>	<i>89348,3</i>	<i>44,35</i>	<i>37,25</i>
10	Nagyalföld összesen	557634,6	39,12	27,06
	Mindösszesen	1907282,0	48,57	42,76

25. táblázat – Az erdőállományok és a fajaj-összetétel természetessége erdőgazdasági tájcsoportonként

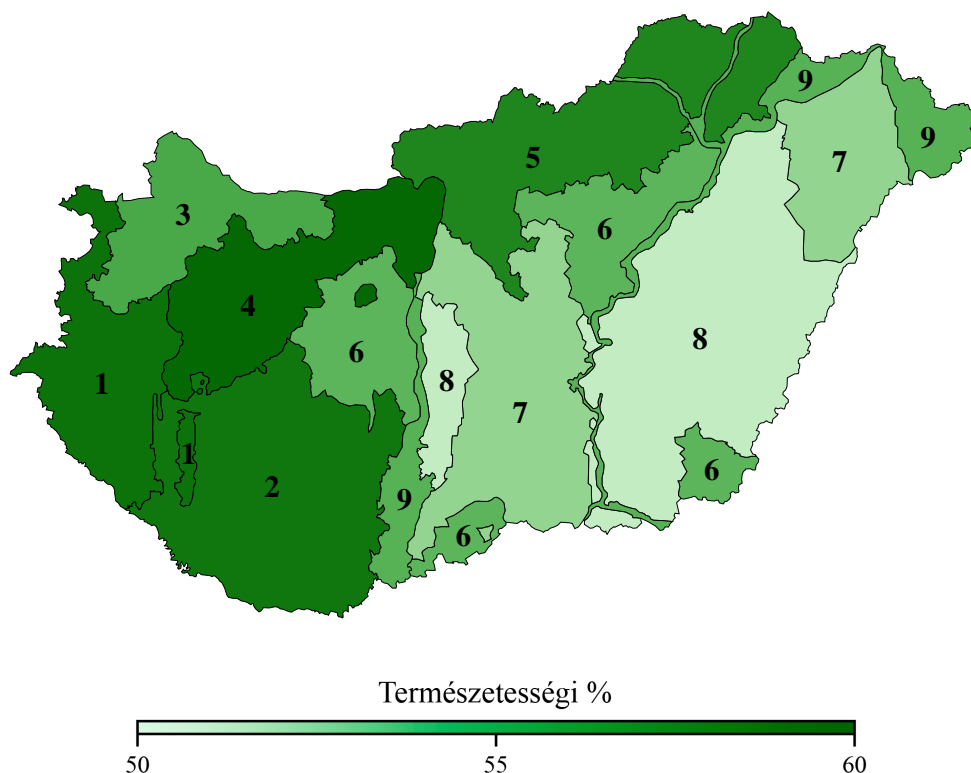
6.2.2. Az erdőgazdasági tájcsoportok természetes fafajú állományainak természetessége

A természetességi értékszámok természetes fafajú erdőállományokra vonatkozó vizsgálata során megállapítható (21. ábra), hogy legkedvezőbb átlagértéket a Dunántúli-középhegység (59,6 %) erdei kapták, majd az értékszámok csökkenő sorrendjében a Nyugat-Dunántúl (58,9 %), a Dél-Dunántúl (58,7 %) és az Északi-középhegység (57,7 %) erdei következnek. A Kisalföld (55,3 %), a Nagyalföldi ártér- és lápvidék (54,7 %) és a Nagyalföldi löszvidék (54,5 %) után a legalacsonyabb értékszámok a Nagyalföldi homokvidék (52,5 %) és a Nagyalföldi szikesvidék (51,0 %) erdeihez köthetők. A természetes fafajú állományok természetességének változásában – csökkenő tendenciával – egy Dunántúl – Északi-középhegység – Kisalföld – Nagyalföld gradiens rajzolódik ki. Az értékszámok és a kapcsolódó térkép (22. ábra) is jelzik, hogy a természetes fafajú erdők természetessége a középhegységi, valamint a kedvezőbb csapadék-ellátottságú nyugat- és dél-dunántúli területeken a legnagyobb, a síkvidéki, aridabb klímájú és kifejezetten átalakított, felszabdalt vegetációjú, erőteljesebb tájhasználattal érintett területeken alacsonyabb.



21. ábra – A természetes fafajú állományok természetessége (középérték, középérték hibája és szórás) az erdőgazdasági tájcsoportokban

(Jelmagyarázat: 1 - Nyugat-Dunántúl, 2 - Dél-Dunántúl, 3 - Kisalföld, 4 - Dunántúli-középhegység, 5 - Északi-középhegység, 6 - Nagyalföldi löszvidék, 7 - Nagyalföldi homokvidék, 8 - Nagyalföldi szikesvidék, 9 - Nagyalföldi ártér és lápvidék)

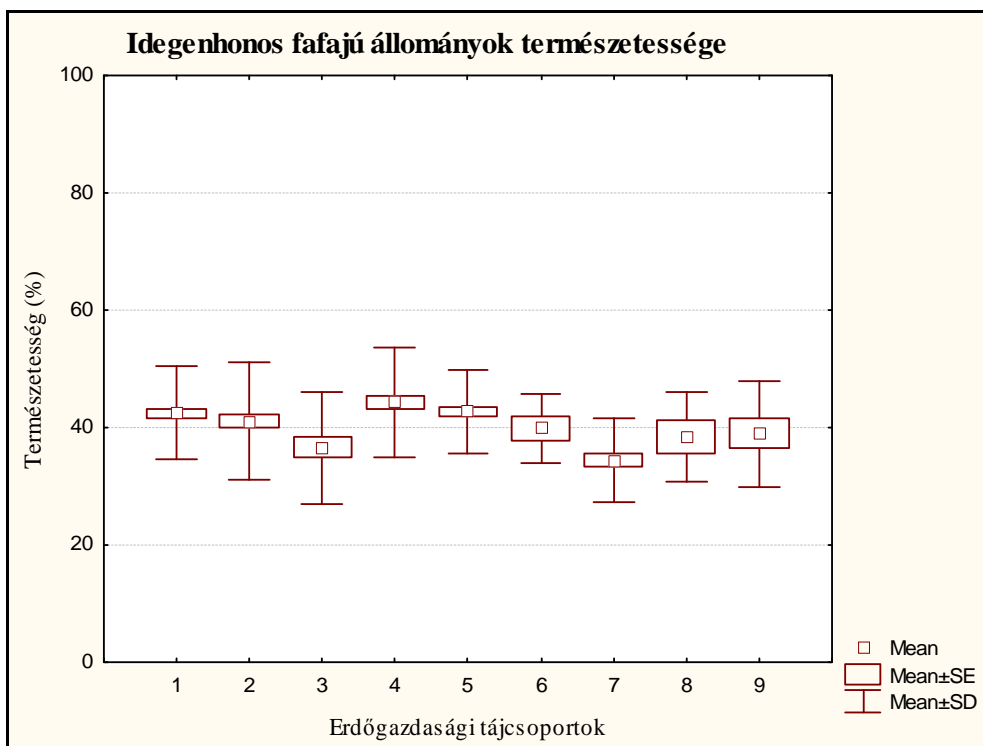


22. ábra – A természetes fafajú állományok természetessége erdőgazdasági tájsoportonként

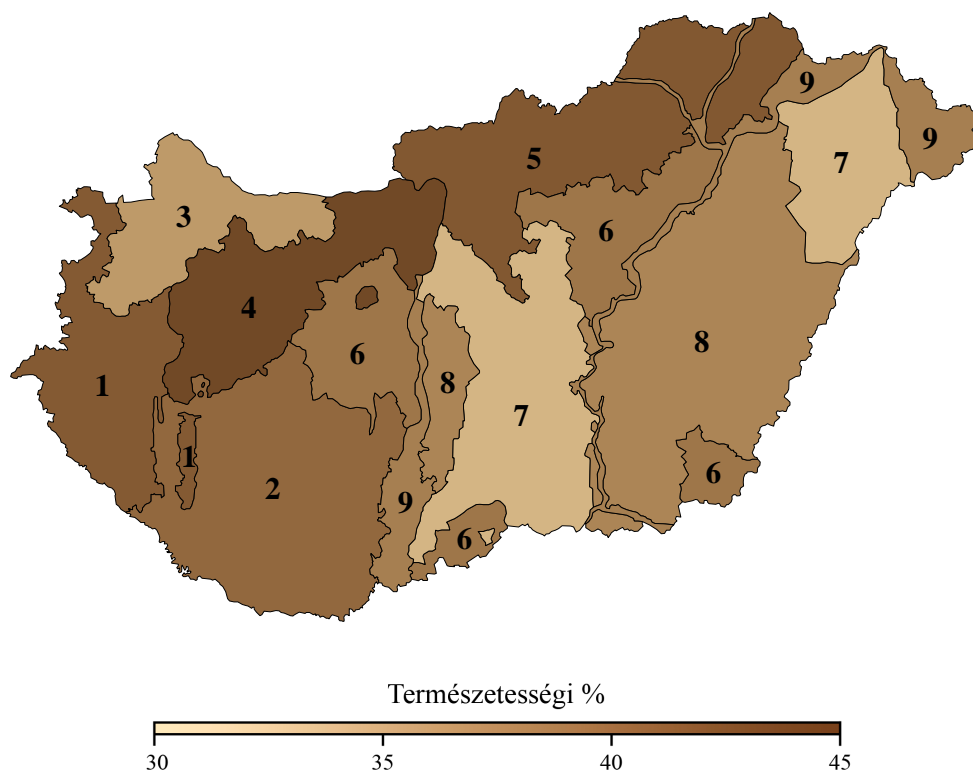
6.2.3. Az erdőgazdasági tájak idegenhonos fafajú állományainak természetessége

Az idegenhonos fafajú állományok átlagos természetességi értékszámai (23. ábra) a természetes fafajú erdőkhöz hasonló térbeli eloszlást mutatnak. Legmagasabb értékszámot itt is a Dunántúli-középhegység (44,3 %) erdei kapták, majd ezt követően az Északi-középhegység (42,7 %), a Nyugat-Dunántúl (42,5 %) és a Dél-Dunántúl (41,1 %). A legalacsonyabb átlagértékek szintén a síkvidéki területekhez köthetők, de míg a Nagyalföldi löszvidék (39,8 %), a Nagyalföldi ártér- és lápvidék (39,0 %) és a Nagyalföldi szikesvidék (38,4 %) viszonylag még magasabb értékeket kapott, addig a Kisalföld (36,6 %) és a Nagyalföldi homokvidék (34,4 %) értékszámára már meglehetősen alacsony. Az idegenhonos fafajú állományok természetességének változásában – csökkenő tendenciával – jól kirajzolódik a középhegység – dombvidék – sík vidék gradiens (24. ábra), amit a későbbi fejezetben (6.3.) a tengerszint feletti magasság és a klímakategóriák értékelésénél is tapasztalhatunk majd.

A természetes fafajú és az idegenhonos fafajú állományok országos átlagadatainak különbségei erdőgazdasági tájsoportok szerint nem adnak olyan tisztán interpretálható képet, mint azt várnánk, azt viszont meg lehet jegyezni, hogy a legnagyobb különbségek a Kisalföld (18,7 %) és a Nagyalföldi homokvidék (18,1 %) tekintetében mutatkoznak. Utóbbi két térségről elmondhatjuk, hogy e helyeken a kedvezőtlen klimatikus és talajviszonyok (zömmel homok ill. más laza üledékes alapkőzet), az egykori erdővegetáció drasztikus felszabdaltsága és átalakítottága, valamint ezek nyomán a megcsappant regenerációs potenciál egyaránt hozzájárultak a természetes erdőkre jellemző indikátorok eltűnéséhez, s így az idegenhonos fafajú – zömmel monokultúra-jelleget magukon viselő – állományok csekély természetességi pontértékének kialakításához.



23. ábra – Az idegenhonos fafajú állományok természetessége (középérték, középérték hibája és szórás) az erdőgazdasági tájcsoportokban (Jelmagyarázat: lásd 21. ábra)



24. ábra – Az idegenhonos fafajú állományok természetessége erdőgazdasági tájcsopontonként

Legkisebb különbséget viszont a Nagyalföldi löszvidék (14,7 %) és a Nagyalföldi szikesvidék (12,6 %) esetében találjuk, melyek a legalacsonyabb erdősültségű területeink, s itt a természetes fafajú erdők természetessége a legjobban megközelíti az idegenhonos fafajú erdők természetességét. Ki kell emelnünk, hogy az erdőgazdasági tájcsoportok természetes fafajú erdeinek természetessége és az idegenhonos fafajú erdeinek természetessége között szoros korreláció ($r=0,807$) tapasztalható, azaz ebben a mintázatban kijelenthetjük, hogy minél magasabb egy erdőgazdasági tájcsoport természetes fafajú erdeinek átlagos természetessége, annál magasabb lesz az idegenhonos fafajú erdők átlagos természetessége is. E jelenség háttérében az erdőgazdasági tájak eltérő regenerációs potenciálja áll.

6.2.4. Az erdőgazdasági tájak erdeinek természetessége

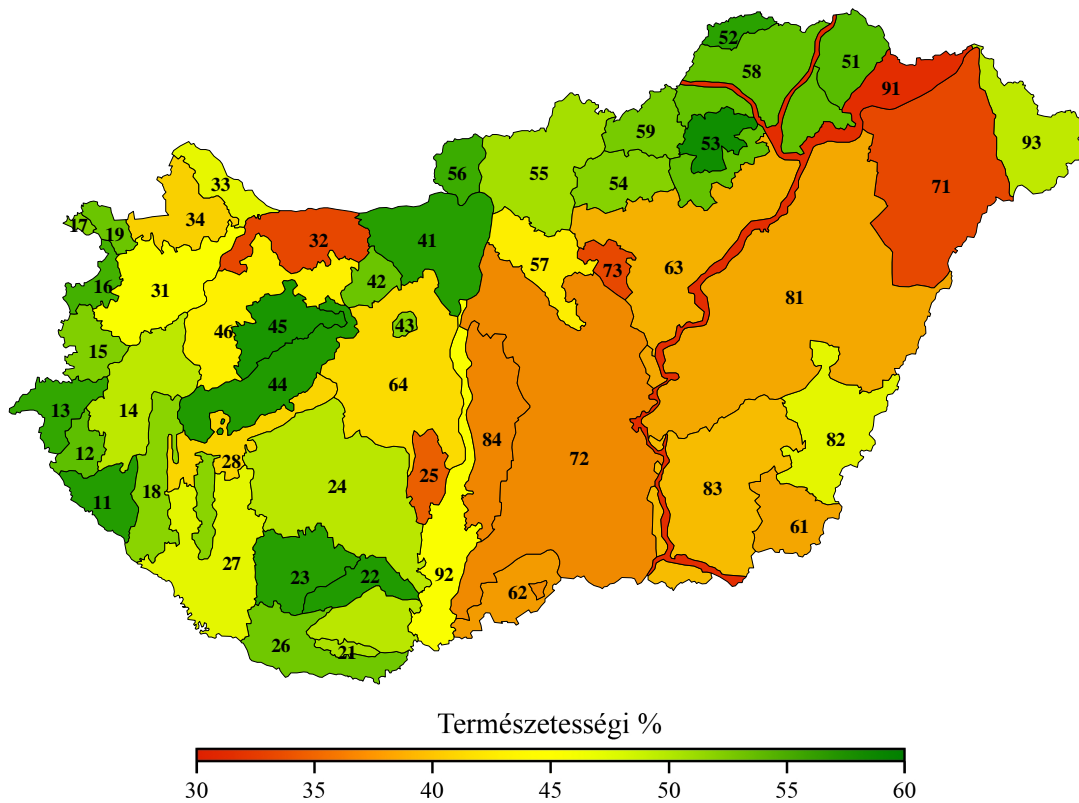
Az erdőgazdasági tájak erdőállományainak természetessége (26. táblázat, 25. ábra) szoros ($r = 0,703$) kapcsolatot mutat a tájak erdősültségével, a faállomány-összetétel természetessége (26. ábra) és az erdősültség között pedig ugyancsak szoros kapcsolat mutatható ki ($r = 0,795$). Mindebből következik, hogy minél alacsonyabb erdősültségű egy táj (minél fragmentáltabb az erdőtakaró), annál alacsonyabb lesz erdeinek természetessége. E jelenség háttérében nem csak a jelenlegi erdőgazdálkodási gyakorlat, hanem az erdők használatának több évszázados / évezredes múltja is áll. A fragmentáció a természetességre többek között a lassúbb regeneráció, az elszegényedett potenciális fajkészlet, a táj erőteljesebb feltártsága, a fragmentumokban történő intenzívebb gazdálkodás, stb. miatt hat erőteljesen (PLACHTER, 1992).

Sorszám	Megnevezés	Erdőterület	Erdő- állomány	Faállomány- összetétel
		természetessége		
		ha	%	
11	Göcseji bükk-táj	28233,6	56,77	57,70
12	Göcseji fenyőrégió	18985,3	52,65	56,11
13	Órség	37439,4	55,54	57,28
14	Vas-zalai hegyhát	53559,0	47,89	42,04
15	Vas megyei dombvidék	13505,2	50,76	44,31
16	Irottkő alja	11322,3	54,31	48,63
17	Soproni hegyvidék	4638,2	50,57	53,49
18	Déli Pannonhát	46179,0	50,27	46,77
19	Soproni dombvidék	4371,9	51,96	46,22
	Nyugat-Dunántúl	218233,9	52,20	50,07
21	Villányi hegyvonulat	3043,0	48,67	36,04
22	Mecsek	30802,0	56,94	59,04
23	Zselicség	49770,4	56,41	52,37
24	Baranya-Somogy-Tolnai hegyhát	101788,5	47,94	33,02
25	Tengelici homok	12181,4	36,13	30,15
26	Ormánság	23232,3	51,61	49,93
27	Somogyi homokvidék	96003,9	46,20	41,23
28	Nagyberek és Kis-Balaton	6291,8	42,82	36,98
	Dél-Dunántúl	323113,3	49,19	42,04

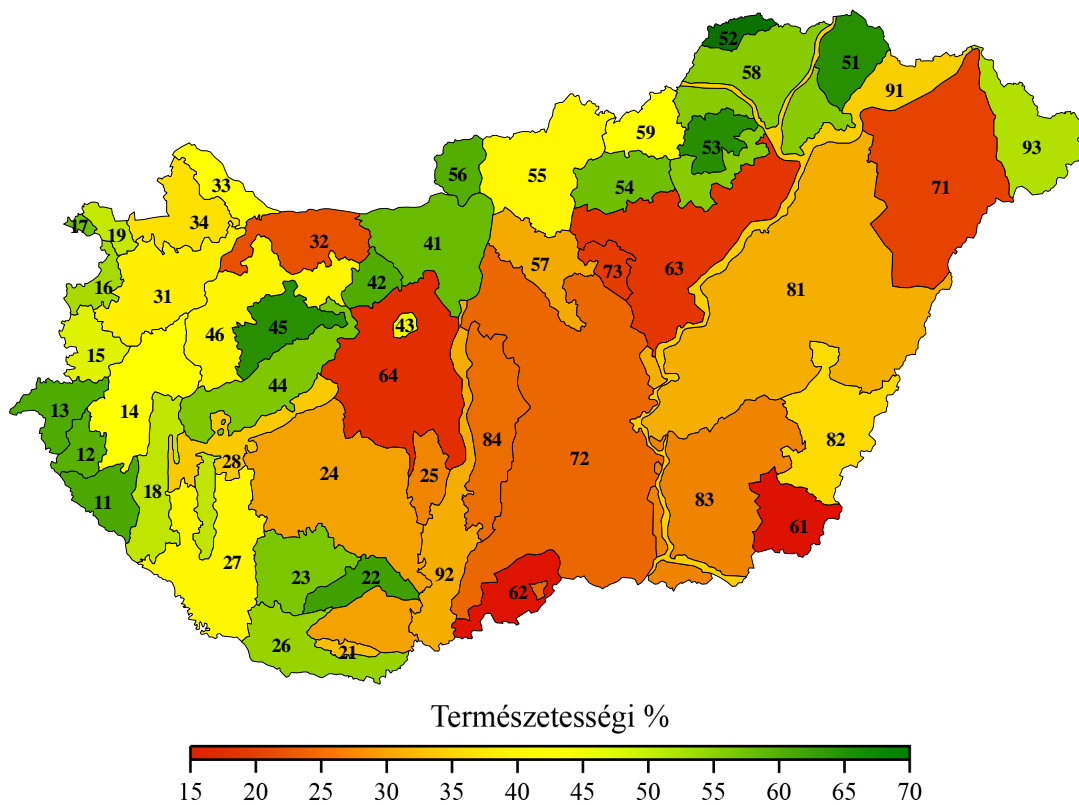
26. táblázat – Az erdőállományok és a faállomány-összetétel természetessége erdőgazdasági tájanként I.

Sorszám	Megnevezés	Erdőterület	Erdő-állomány	Faállomány-összetétel
		természetessége		
		ha	%	
31	Kemenesalja	39041,6	45,30	40,62
32	Kisalföldi homok	16386,4	34,68	24,50
33	Szigetköz	11494,0	46,02	42,27
34	Hanság	19042,3	42,56	39,11
	Kisalföld	85964,3	42,36	37,60
41	Gerecse-Pilis-Budai hegyek	74154,7	56,50	54,37
42	Vértes	24366,5	51,97	57,00
43	Sukoró	4545,7	50,46	43,03
44	Bakonyalja	87491,6	56,95	52,20
45	Magas-Bakony	52215,1	57,52	62,21
46	Északi Pannónhát	49699,4	44,22	41,03
	Dunántúli-középhegység	292473,0	54,25	52,51
51	Sátor-hegység	51701,7	53,09	62,24
52	Tornai-karszt	17427,3	56,16	67,33
53	Bükk-hegység	43000,8	58,49	62,34
54	Mátra	47917,9	50,50	53,80
55	Cserhát	75367,6	48,99	41,34
56	Börzsöny	35081,7	55,00	56,67
57	Gödöllői dombvidék	25070,6	44,18	33,84
58	Borsodi dombvidék	74308,8	52,40	51,49
59	Hevesi dombvidék	59986,3	51,30	42,01
	Északi-középhegység	429862,7	52,14	51,32
61	Békési hát	2709,0	40,22	17,24
62	Észak-bácskai löszhát	3942,6	39,69	17,42
63	Mátra-Bükkalja	13849,2	40,85	21,49
64	Mezőföld	27790,1	43,16	20,63
	Nagyalföldi löszvidék	48290,9	42,46	20,76
71	Nyírség	121070,9	34,76	22,91
72	Duna-Tisza közti homokhát	225425,2	38,65	26,94
73	Jászság	6164,2	34,80	22,10
	Nagyalföldi homokvidék	352660,3	35,90	23,75
81	Nagykun-Hajdúhát	34104,8	40,35	34,33
82	Körös vidék	17994,6	46,18	38,61
83	Csanádi hát	8808,6	41,45	29,98
84	Kiskunsági szikterület	6427,1	38,41	27,51
	Nagyalföldi szikesvidék	67335,1	41,74	34,16
91	Tisza-Bodrog-Sajó-Hernád-Maros hullámtér	36089,0	33,07	37,50
92	Közép-, és alsó-dunai ártér	35441,7	45,22	34,18
93	Szatmár-beregi síkság	17817,6	47,75	47,79
	Nagyalföldi ártér és lápvidék	89348,3	44,35	37,25
	Nagyalföld összesen	557634,6	39,12	27,06
	Mindösszesen	1907282,0	48,57	42,76

26. táblázat (folytatás) – Az erdőállományok és a faállomány-összetétel természetessége erdőgazdasági tájanként II.

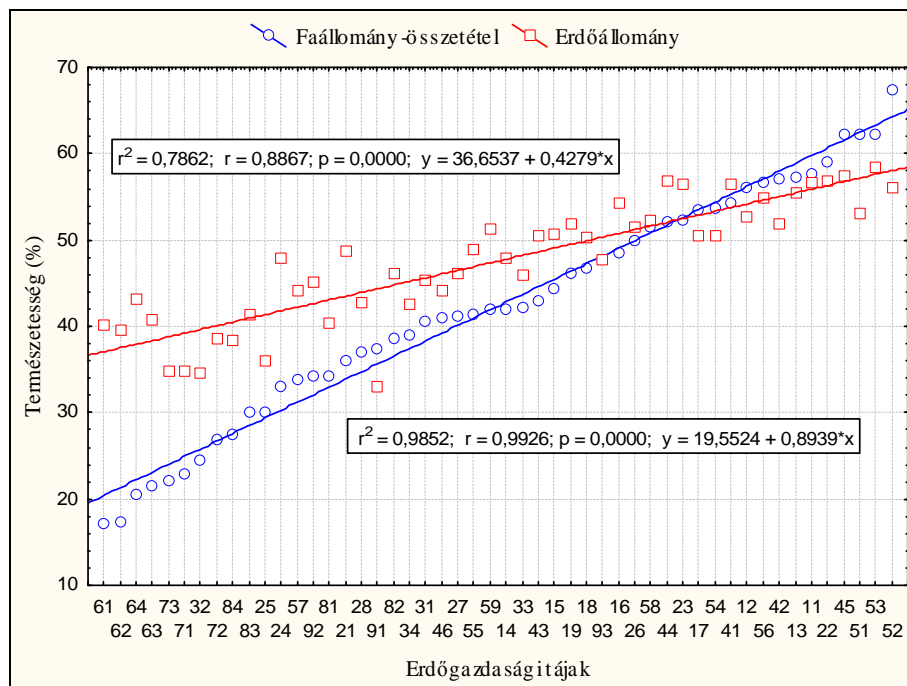


25. ábra – Az erdőállományok természetessége erdőgazdasági tájanként
(Az erdőgazdasági tájak jelkulcsainak feloldására lásd a 26. táblázatot)



26. ábra – A faállomány-összetétel természetessége erdőgazdasági tájanként
(Az erdőgazdasági tájak jelkulcsainak feloldására lásd a 26. táblázatot)

Az erdőgazdasági tájcsoporthoz hasonlóan az erdőgazdasági tájak esetében – tehát finomabb felbontásban – is megvizsgálhatjuk az erdőállományok természetessége és a faállomány-összetétel természetessége közötti összefüggést (27. ábra). Itt már vannak olyan erdőgazdasági tájak (középhegységek: Sátor-hg., Tornai-karszt, Bükk, Mátra, Börzsöny, Vértes, Magas-Bakony, Mecsek; délnyugat-dunántúli dombvidékek: Órség, Göcsej), ahol az erdőállományok természetességi értékét meghaladja a faállomány-összetétel természetességi értéke. Megjegyzendő az is, hogy az erdőállomány természetességi értéke ezen erdőgazdasági tájaknál 50 % fölött, a faállomány-összetétel természetességi értéke 53 % fölött van, tehát mindkét szinten magas értékeket képviselnek. Ez az összehasonlítás is azt a korábban már bizonygatott tényt erősíti meg, hogy – egyéb más tényező (pl. erdőgazdálkodás múltja és jelene, geográfiai helyzet) mellett – a humidabb területeinken jobb az erdőállományok és a faállomány-összetétel együttesen vizsgált természetessége.



27. ábra – Az erdőgazdasági tájak erdőállománya és faállomány-összetétele természetességének összefüggése
(Az erdőgazdasági tájak jelkulcsainak feloldására lásd a 26. táblázatot)

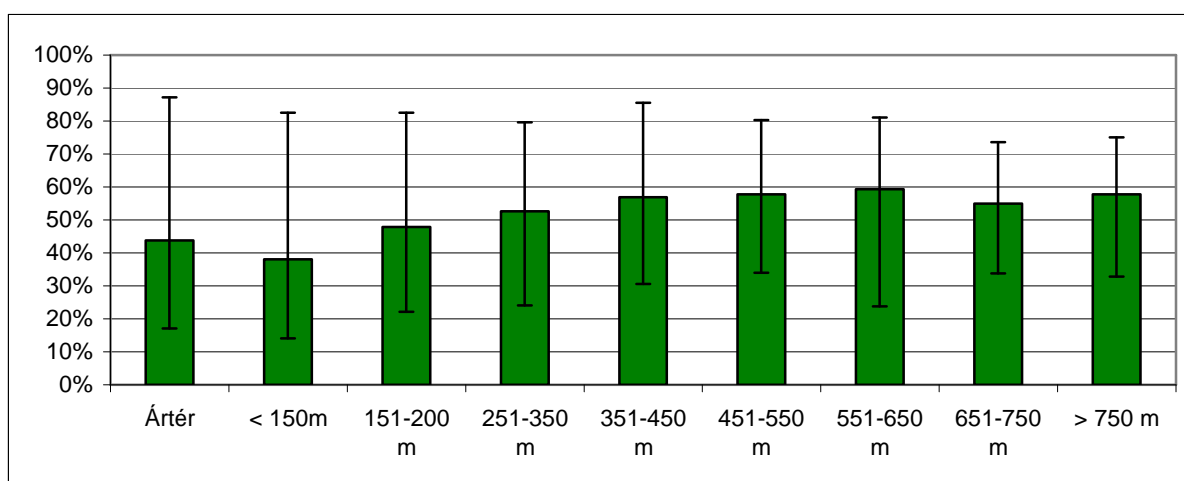
6.3. A magyarországi erdők természetessége üzemtervi jellemzők alapján

Ebben a fejezetben arra a kérdésre keressük a választ, hogy az egyes állományleírások kategóriái (üzemtervi jellemzők) és az erdőállományok (erdőrészletek) természetessége között milyen kapcsolatok mutathatók ki, s ezek mivel magyarázhatók. (Valójában azt vizsgáljuk, hogy milyen mértékben térnek el a múltbeli és a jelenbeli antropogén hatások a különböző üzemtervi jellemzők különböző kategóriáiban, amelyek az ott tenyésző erdőállományok természetességi értékeit különböző mértékben módosították.) Mivel minden erdő részlet üzemtervi jellemzői (állományleírásai) rendelkezésre álltak, ezért azok közül részben a termőhellyel kapcsolatos háttérváltozókat (tengerszint feletti magasság, domborzati viszonyok, lejtésviszonyok, kitétség, klímaviszonyok, hidrológiai viszonyok, talajviszonyok, termőréteg mélysége), részben a faállományok jellemzőit (eredet, fatermési osztály), részben gazdálkodási jellemzőket (tulajdonforma, elsődleges rendeltetés) vettünk értékelési alapként. Ahhoz, hogy országos szintű természetességi mutatókat kapjunk, a mintavételnél alkalmazott hármas bontás (természetszerű – átmeneti – kultúr) országos arányaival súlyozást végeztünk.

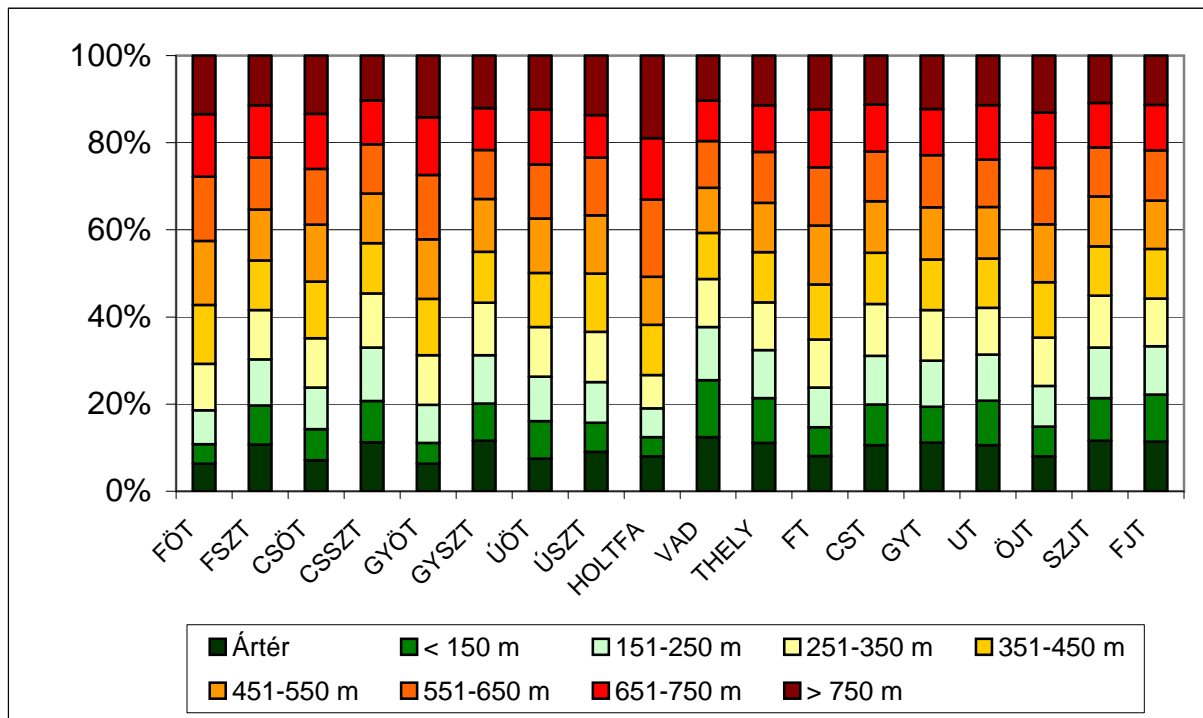
6.3.1. A tengerszint feletti magasság és az erdőtermészetesség kapcsolata

A tengerszint feletti magasság növekedése és az erdőállományok természetességének változása (28. és 29. ábra) között szoros korrelációt ($r=0,797$) találtunk. Ez az eredmény összességében a történeti ökológiában hangoztatott – eddig bizonyítás nélküli – sejtéssel, miszerint az erdők kiélése és használata a sík vidékektől a dombvidékeken át egészen a hegyvidékekig csökkenő időtartamú és csökkenő intenzitású volt. Megjegyzendő, hogy hasonló eredményre jutott az osztrák hemeróbia projekt (GRABHERR et al., 1998a) is, ott a korreláció még szorosabbnak mutatkozott, ami a történeti tényeken túl azzal is magyarázható, hogy ott hazánkhoz képest magasabb tengerszint feletti magasságú területek is adódnak, s kisebb a sík vidéki területek aránya.

A sík vidéki állományok esetében különbség mutatkozik az ártéri és a nem ártéri állományok természetessége esetében, az ártériek – köszönhetően többek között a bokorfüzesek, a puhafás ligeterdők jó regenerációs potenciáljának, az ökológiai folyosó hatékony működésének és a gyors szukcesszióknak – magasabb természetességet mutatnak, mint a nem ártériek. Valamennyi kritérium természetességi értéke nagyobb az ártéren, mint a nem ártéri síkon, kivételt csupán a vadhatás képez, ami az ártér nagyobb vadsűrűségére, vadterhelésére utal. Érdekesség az is, hogy a 650 m tszf. magasságnál magasabban fekvő állományok természetessége némi depressziót mutat, ami elsősorban az ezekben a régiókban tapasztalható fenyegetéseknek, fenyőelegyítéseknek tudható be. A kritériumok természetességét és a tengerszint feletti magasság összefüggését elemezve szoros korreláció ($r=0,843$) adódik az összetételi jellemzők esetében. Ennek valamennyi komponense (faállomány-összetétel, cserjeszint-összetétel, gyepszint-összetétel, újulat-összetétel) hasonló kapcsolatot ($r=0,840$; $r=0,843$; $r=0,855$; $r=0,837$) igazol, így megállapíthatjuk, hogy az ember a kompozicionális jellemzőket befolyásolta a legdifferenciáltabban a tengerszint feletti magasság függvényében. Ezzel szemben a strukturális és funkcionális jellemzőkre nem hatott differenciáltan ($r=-0,059$ ill. $r=0,115$). Kiemelendő, hogy a holtfa-ellátottság és a tengerszint feletti magasság kapcsolata esetében mutatható ki a legszorosabb ($r=0,945$) összefüggés, ez a tény a közelítési, kiszállítási lehetőségekkel magyarázható. Nincs kapcsolat viszont a vadhatás és a tengerszint feletti magasság között, a vadterhelés ugyanúgy érinti a különböző régiók erdőállományait.



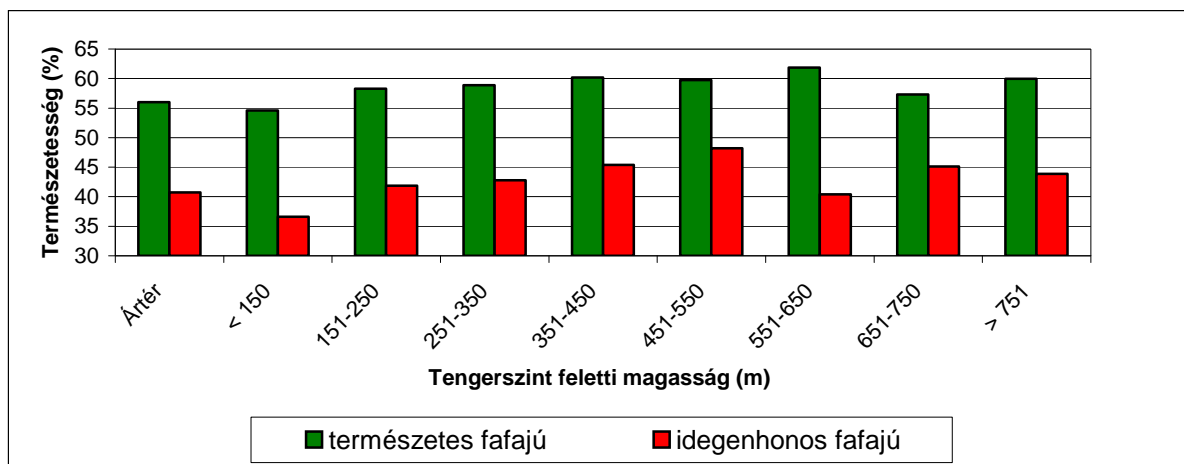
28. ábra – Az erdőállományok természetessége a tengerszint feletti magasság függvényében (átlag \pm maximum/minimum)



29. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a tengerszint feletti magasság függvényében

(Jelmagyarázat: FÖT = faállomány-összetétel természetessége; FSZT = faállomány-szerkezet természetessége; CSÖT = cserjeszint-összetétel természetessége; CSSZT = cserjeszint-szerkezet természetessége; GYÖT = gyepszint-összetétel természetessége; GYSZT = gyepszint-szerkezet természetessége; ÚÖT = újulat-összetétel természetessége; ÚSZT = újulat-szerkezet természetessége; HOLTFA = holtfa-ellátottság; VAD = vadhatás; THELY = termőhely természetessége; FT = faállomány természetessége; CST = cserjeszint természetessége; GYT = gyepszint természetessége; UT = újulat természetessége; ÖJT = összetételi jellemzők természetessége; SZJT = szerkezeti jellemzők természetessége; FJT = funkcionális jellemzők természetessége)

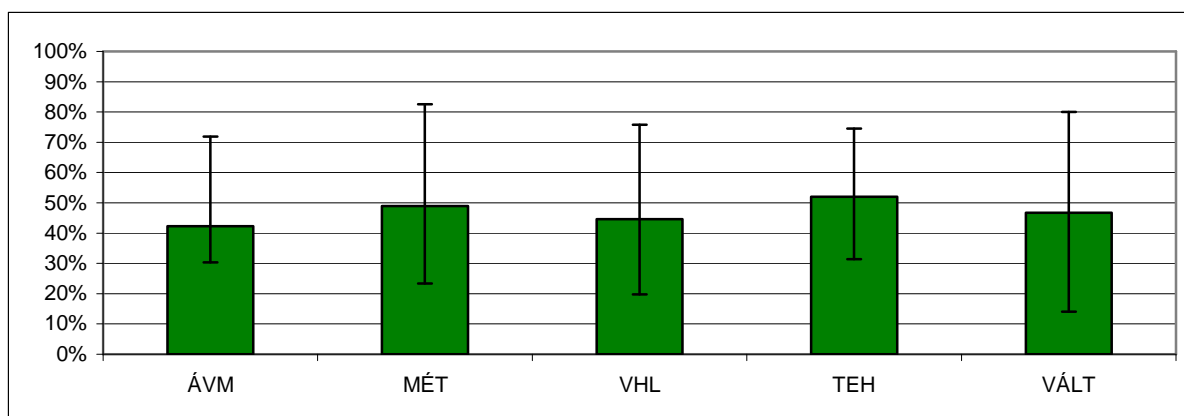
Láttuk, hogy a természetességi értékszámok az ártéren viszonylag magasak, majd az alacsonyabb tengerszint feletti magasságú területektől a magasabb térszintek felé növekszik a természetesség, de úgy, hogy a maximális érték nem a legmagasabb tszfm. területeken van, hanem a természetes fafajú állományoknál a 350-650 m tszfm. közötti tartományban, az idegenhonos fafajú állományok esetében a 350-550 m tszfm. közötti tartományban. A két típus (természetes fafajú és idegenhonos fafajú állományok) természetességi eloszlása a tengerszint feletti magasság függvényében nagyon hasonló lefutású, csupán a középhegységi kulmináció ill. depresszió esetében van egy fokozatnyi eltérés. (Az idegenhonos fafajú állományok természetességének kulminációja 451-550 m tszfm., depressziója 551-650 m tszfm. között, a természetes fafajú állományok természetességének kulminációja 551-650 m tszfm., depressziója 651-750 m tszfm. között figyelhető meg. A két hasonló lefutású trendvonal azt is jelenti, hogy a múltbeli és jelenlegi antropogén terhelések 450 m tszfm. magasságig hasonló intenzitással érintették mind a természetes fafajú, mind az idegenhonos fafajú állományainkat, a terhelés intenzitásában viszont az 551-650 m tszfm. régióban mutatkozik a legnagyobb különbség. (Ezt bizonyítja az is, hogy ebben a régióban a legmagasabb az erdőállományok együttes természetessége, lásd 30. ábrát.) E régió fölött a terhelések intenzitása azonban ismét közeledik egymáshoz.



30. ábra – A természetes fafajú és az idegenhonos fafajú állományok természetessége a tengerszint feletti magasság függvényében

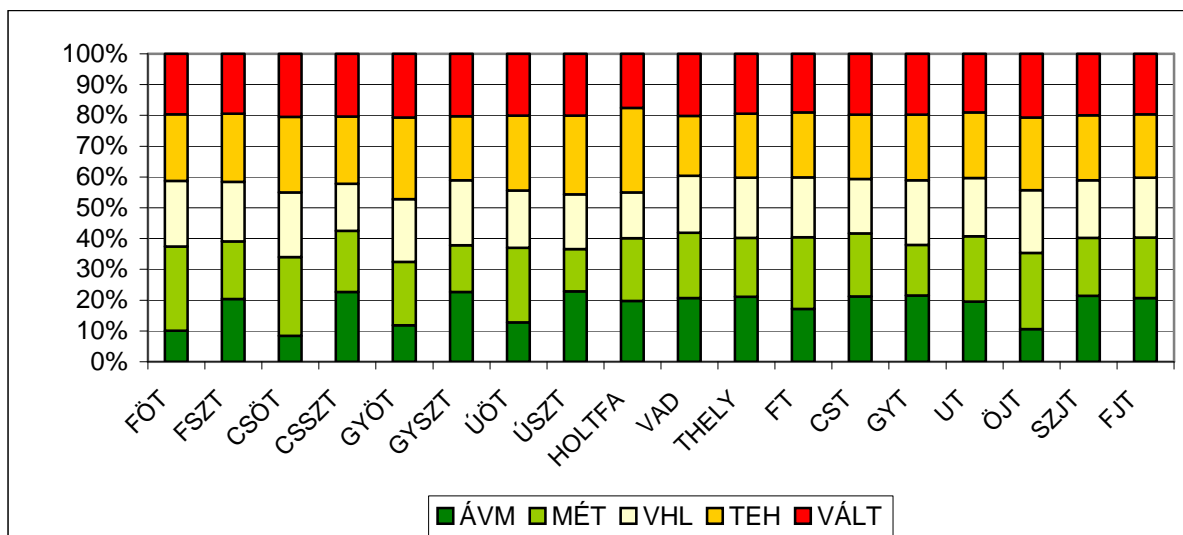
6.3.2. A domborzati formák és az erdőtermészetesség kapcsolata

A domborzati formák és az erdőtermészetesség elemzésekor (31. és 32. ábra) a konvex domborzati típusok (TEH = hegy-, domb-, buckatető, hát, gerinc, fennsík) erdőállományainak természetessége a legnagyobb, s ez szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik az erdőállományok átlagos természetességétől. Ugyanakkor legalacsonyabb a természetesség foka a konkáv domborzati típusoknál (ÁVM = árok, vízmosás, szurdok, vápa), ahol az összetételi jellemzők természetessége és valamennyi komponensének (faállomány-összetétel, cserjeszint-összetétel, gyepszint-összetétel, újulat-összetétel) természetessége is szignifikánsan ($p < 0,05$) eltér az átlagos értékektől. Ez annak tudható be, hogy az adventív, nitrofil és gyomosító növényfajok nagyobb mértékben özönlik el a konkáv domborzati formákat, mint a konvex formákat. Megjegyzendő még, hogy a különböző domborzati formák állományai a holtfa-ellátottság, a termőhely természetessége, a szerkezeti és a funkcionális jellemzők természetessége tekintetében nem különböznek. Az osztrák hemeróbia-projekt (GRABHERR et al., 1998a) a domborzati formák esetében – más és részletesebb kategória-beosztást használva – egyértelmű kapcsolatot igazolt a jól feltárható domborzati formák és a nem jól feltárható domborzati formák állományainak természetessége között.



31. ábra – Az erdőállományok természetessége a domborzati formák függvényében (átlag \pm maximum/minimum)

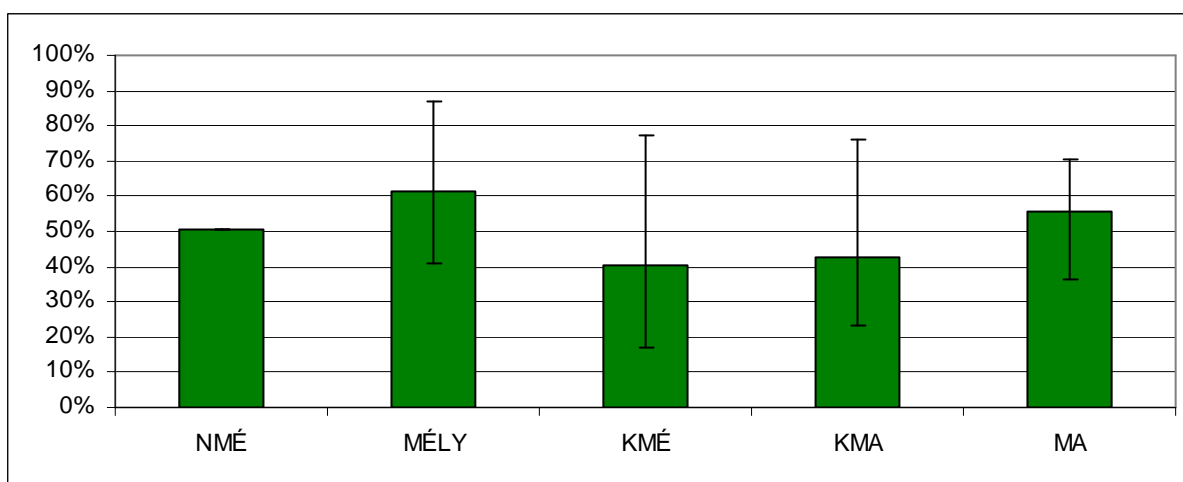
(Jelmagyarázat: ÁVM = árok, vízmosás, szurdok, vápa; MÉT = mélyedés, teknő, töbör; VHL = völgy, hegyláb, buckaköz; TEH = hegy-, domb-, buckatető, hát, gerinc, fennsík; VÁLT = változó)



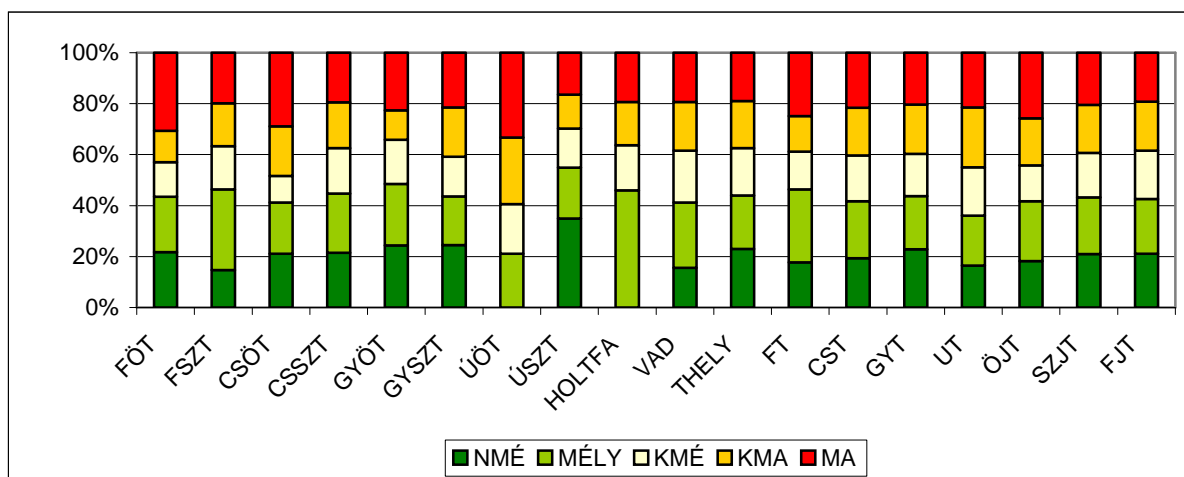
32. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a domborzati formák függvényében (Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 31. ábránál)

6.3.3. Az ártéri fekvés és az erdőtermészetesség kapcsolata

Az ártéri fekvés és az erdőtermészetesség kapcsolatának elemzésekor (33. és 34. ábra) legnagyobb természetességi értéket a mély fekvésű állományok mutatnak, mely érték szignifikánsan ($p < 0,05$) különbözik a középértéktől. Az egyes fekvések szerkezeti és funkcionális jellemzőinek természetessége között nincs szignifikáns különbség. A legmélyebb szinttől (NMÉ) a legmagasabb ártéri szint (MA) felé haladva monoton természetességi érték növekedést találunk az újulat-összetétel esetén, amit az idegenhonos fa- és cserjefajok mélyebb fekvésekben megjelenő nagyobb fajszáma és aránya magyaráz. Egyéb összefüggés a kritériumok ill. a kritérium-csoportok természetessége illetve az ártéri fekvés között nem fedezhető fel.



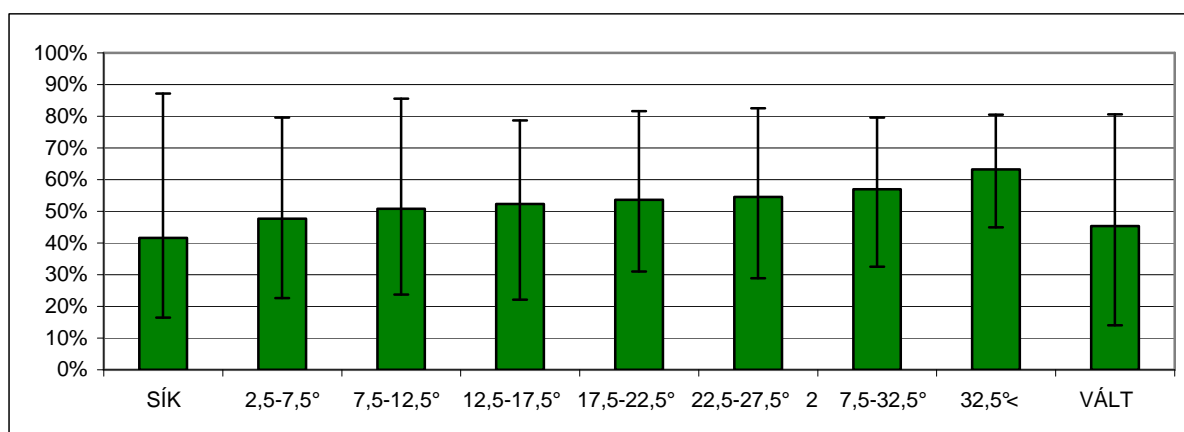
33. ábra – Az erdőállományok természetessége az ártéri fekvés függvényében (átlag ± maximum/minimum) (Jelmagyarázat: NMÉ = nagyon mély; MÉLY = mély; KMÉ = középmély; KMA = közép magas; MA = magas fekvés)



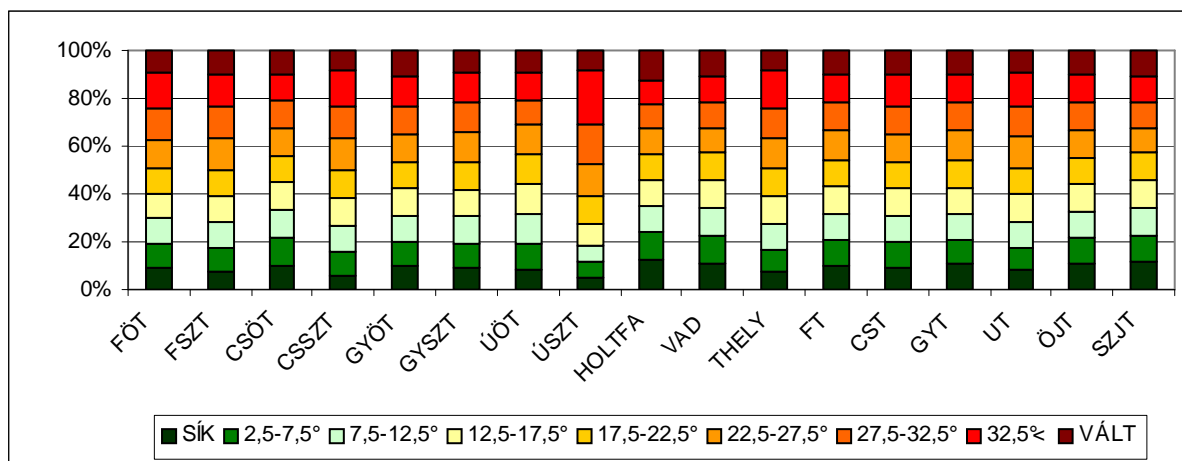
34. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása az ártéri fekvés függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 33. ábránál)

6.3.4. A lejtésviszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata

A lejtők növekedésével az erdőállományok átlagos természetességi értéke monoton növekedést mutat (35. és 36. ábra). Ezt a megállapítást igazolja az osztrák hemeróbia projekt (GRABHERR et al., 1998a) vonatkozó vizsgálata is. A komponenseket elemezve, s a tengerszint feletti magasságnál tapasztaltakkal összevetve, itt nem csak az összetételi jellemzők, hanem a szerkezeti jellemzők természetességi értéke is monoton növekedést mutat a lejtők növekedésével. Úgyszintén hasonló a kapcsolat a faállomány-összetétel, a faállomány-szerkezet, a cserjeszint-összetétel, a gyepszint-összetétel és az újulat-összetétel, valamint a holtfa-ellátottság természetessége esetében is. (Megjegyzendő, hogy a faállomány természetességi értéke a 32,5°-nál meredekebb területeken kétszerese a sík területekének, s az összetételi jellemzők természetességi értékénél is több mint másfélszeres a különbség.)



35. ábra – Az erdőállományok természetessége a lejtésviszonyok függvényében
(átlag ± maximum/minimum)

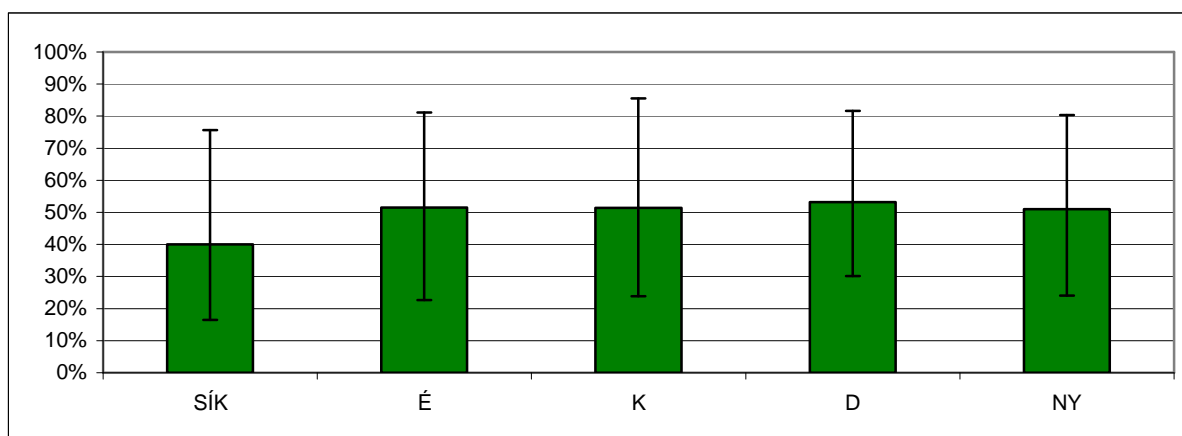


36. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a lejtésviszonyok függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 35. ábránál)

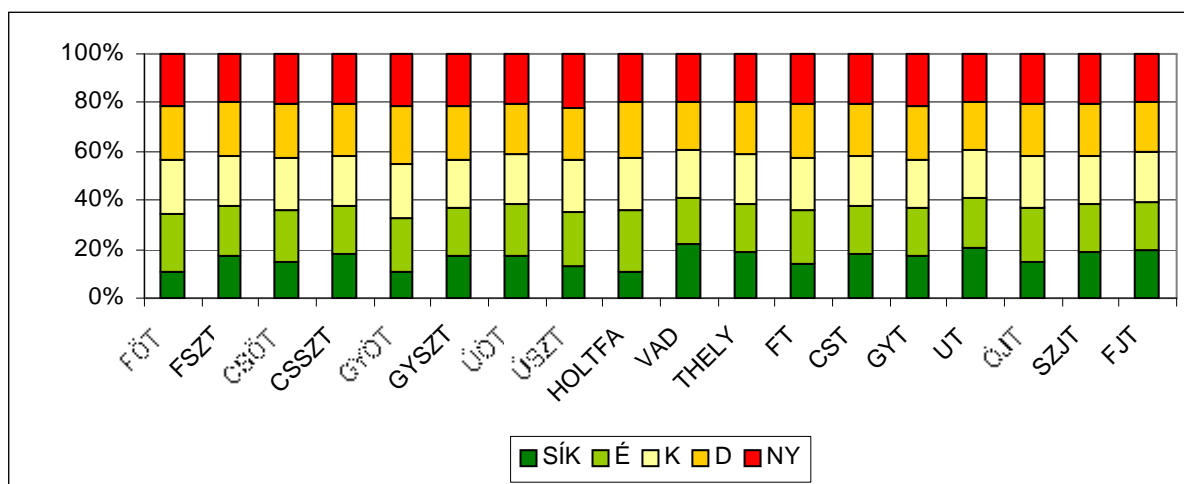
Mindezekből levonható az a gyakorlatias következtetés, hogy minél kevésbé járható géppel egy terület, annál természetesebbek lehetnek ott az erdőállományok. A vadhatás viszont ellentétes kapcsolatot mutat a lejtők növekedésével, természetességi értékei monoton csökkenést mutatnak. Azaz minél meredekebb a terület, annál szívesebben tartózkodik ott a nagyvad, s ennek megfelelően hatása is egyre intenzívebb. A termőhely természetességi állapota a vadhatáshoz hasonló irányú, de egyértelmű monoton természetességi értékcsökkenést nem mutató kapcsolat fedezhető fel. Az összetevőket (indikátorokat – 1. vizsgálati szint) elemezve azt találjuk, hogy a másodlagos erózió okolható ezért elsősorban.

6.3.5. A kitettség és az erdőtermészetesség kapcsolata

Ha kitettség szerint vizsgáljuk az erdőállományok természetességét (37. és 38. ábra), akkor a statisztikai próba szignifikáns ($p < 0,05$) eltérést igazol a sík kitettségű erdőállományok valamennyi kritériumának természetességi értéke tekintetében. Ugyanakkor a nem sík kitettségű állományok égtáj szerinti megoszlása egyik kritérium természetessége esetében sem igazolt szignifikáns különbséget. A vadhatás kivételével valamennyi kritérium természetessége a sík kitettségű állományok esetében elmarad a nem sík kitettségű állományok természetességétől.



37. ábra – Az erdőállományok természetessége a kitettség függvényében
(átlag ± maximum/minimum)
(Jelmagyarázat: SÍK = sík; É = északi; K = keleti; D = déli; NY = nyugati kitettség)



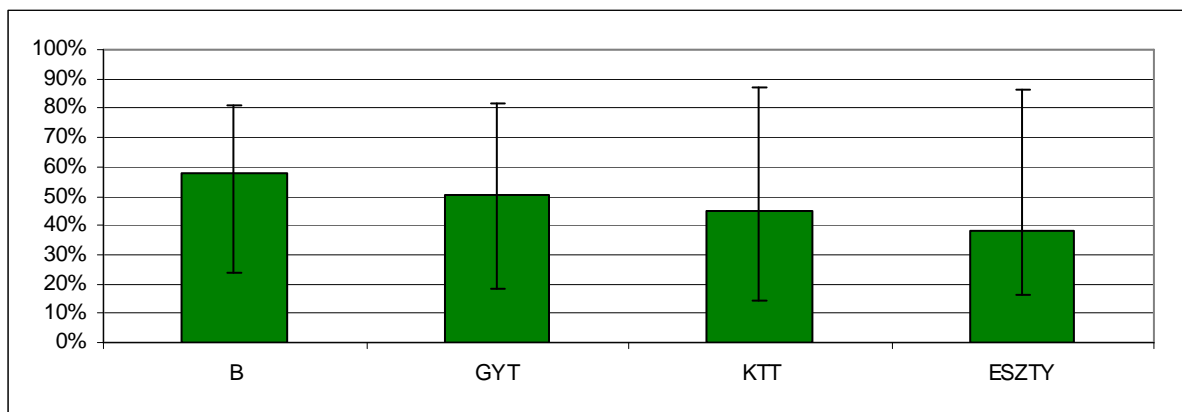
38. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a kitétség függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 37. ábránál)

Az eredmények teljes mértékben egybevágnak az osztrák hemeróbia projektével (GRABHERR et al., 1998a), a természetességi értékek megoszlására ott is a kitétség volt a legkisebb hatással, s a sík kitétségű állományok természetessége tért el legjobban a középtértől. Szignifikáns különbséget ők sem tudtak kimutatni a különböző égtájak (É – K – D – NY) állományainak természetessége között.

6.3.6. A klímakategóriák és az erdőtermészetesség kapcsolata

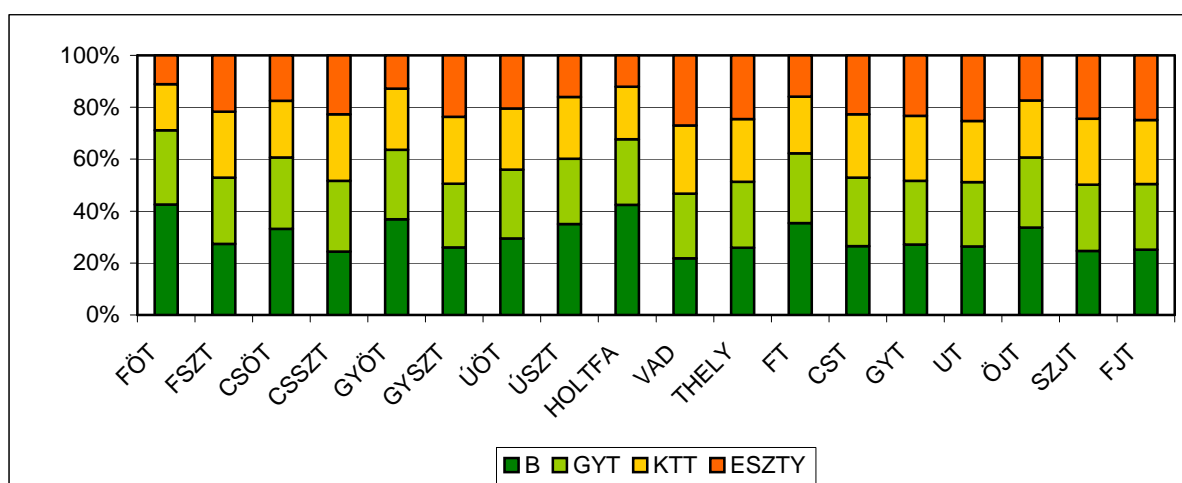
A klímakategóriák és az oda tartozó erdőállományok átlagos természetessége (39. és 40. ábra) között szoros kapcsolat fedezhető fel, az erdőssztyepp klímától a bükkös klíma felé haladva az állományok átlagos természetessége monoton növekszik. Úgyszintén hasonló a kapcsolat az összetételi jellemzők természetessége, továbbá a faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, gypszint-összetétel, újulat-összetétel természetességi értéke és a klímakategóriák között. Ez összefügg a tengerszint feletti magasság és az erdőtermészetesség viszonyának elemzésénél tett megállapításokkal, ami a klímakategóriák és a tengerszint feletti magasság szoros kapcsolatára is utal egyben. Az elmondottakkal egybevág az is, hogy a faállomány természetessége, a cserjeszint természetessége, a gypszint természetessége és az újulat természetessége is igen hasonló kapcsolatban van a klímakategóriákkal, s ugyanez mondható el a holtfa-ellátottságról is. (Megjegyzendő, hogy a faállomány természetességi értéke és az összetételi jellemzők természetességi értéke a bükkös klímában több mint kétszerese az erdőssztyepp klíma értékéhez képest, a faállomány-összetétel esetében pedig négyszeres különbség figyelhető meg.) Szintén igen szoros, viszont negatív korreláció fedezhető fel a vadhatás és a klímakategóriák között, ami korrelál a tengerszint feletti magasságnál tett megállapítással.

A fenti tendenciák egyik lehetséges oka az, hogy az alacsonyabb fekvésű, alföldi és alacsony dombvidéki régiók az elmúlt évszázadok / évezredek során nagyobb intenzitású tájhasználatnak és természetátalakító tevékenységnek voltak kitéve, mint a magasabb fekvésűek (így ezek közvetett hatásai az erdővegetációban az alföld – középhegység gradiens mentén jól kivehetők). A másik ok pedig, hogy az aridabb klímájú területek – ahol az erdődinamikai folyamatok intenzitása mérsékeltebb, lassúbb – állományaiban az erdőhasználatok / erdőkielések (az alacsonyabb regenerációs potenciálnak, ill. az alacsonyabb regenerációs lehetőségek következtében) sokkal maradandóbb nyomot hagytak, a természetes erdőkre jellemző bélyegeket sokkal erőteljesebben tüntették el.



39. ábra – Az erdőállományok természetessége a klímakategóriák függvényében (átlag ± maximum/minimum)

(Jelmagyarázat: B = bükkös; GYT = gyertyános-tölgyes; KTT = kocsánytalan tölgyes ill. cseres; ESZTY = erdőssztyepp klíma)

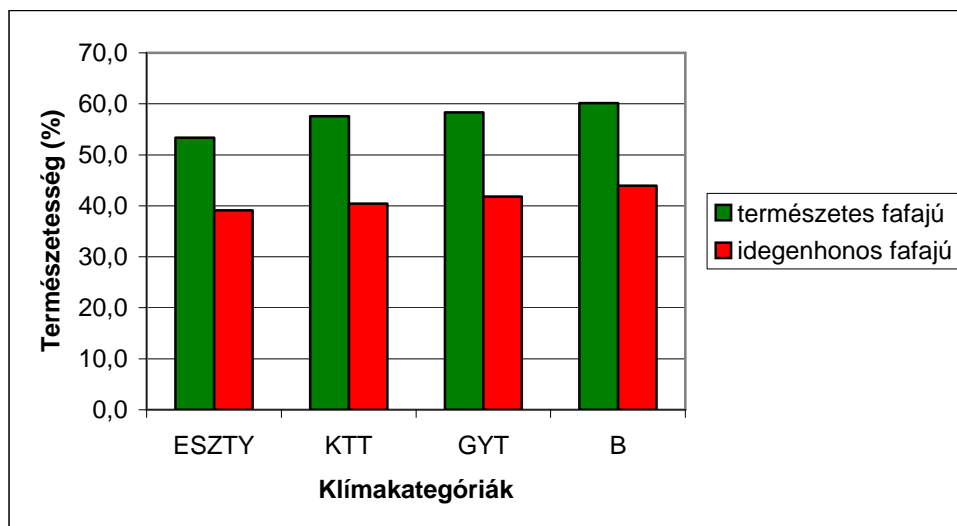


40. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a klímakategóriák függvényében

(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 39. ábránál)

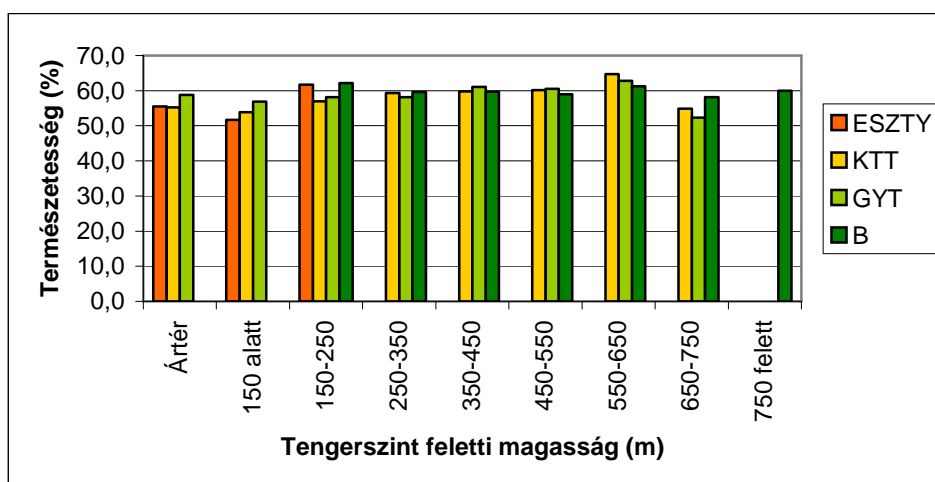
Az erdőssztyepp klímaövtől a bükkös klímaövig haladva jól kivehető emelkedő tendencia mutatkozik mind a természetes fafajú, mind az idegenhonos fafajú állományok esetében is (41. ábra). A trendvonalak elemzésével csak megerősíthetjük azt a tengerszint feletti magasságnál már hangoztatott megfigyelést, miszerint egy klímakategóriájú területen belül a természetes fafajú és az idegenhonos fafajú állományokra nézve az antropogén hatás nagyon hasonló intenzitású volt, s ez a terhelés az erdőssztyepp klímától a bükkös klímáig csökkenő tendenciát mutat.

Az erdőgazdasági tájcsoporthoz és tájhoz tett megállapítást itt is megerősíthetjük, miszerint a humiditás növekedésével (az erdőssztyepp klímától a bükkös klíma felé haladva) az erdőállományok természetessége nő. Ez nem csak a természetes fafajú, hanem az idegenhonos fafajú állományokra is igaz, s különösen az utóbbi esetben elgondolkodtató. Mindez köszönhető annak is, hogy a humidabb klíma a regenerálódóképességet növeli, a szomszédos természetes fafajú erdők – mint szaporítóképlet-források – pedig elősegítik a kultúrerdők magasabb természetességének kialakulását. Tehát ezeken a területeken a kultúrerdők regenerálásának nagyobb az esélye, a természetes fafajú erdőkké való visszaalakítás könnyebben véghezvihető.



41. ábra – A természetes fafajú ill. az idegenhonos fafajú állományok természetessége a klímakategóriák függvényében
(Jelmagyarázat: lásd 39. ábra)

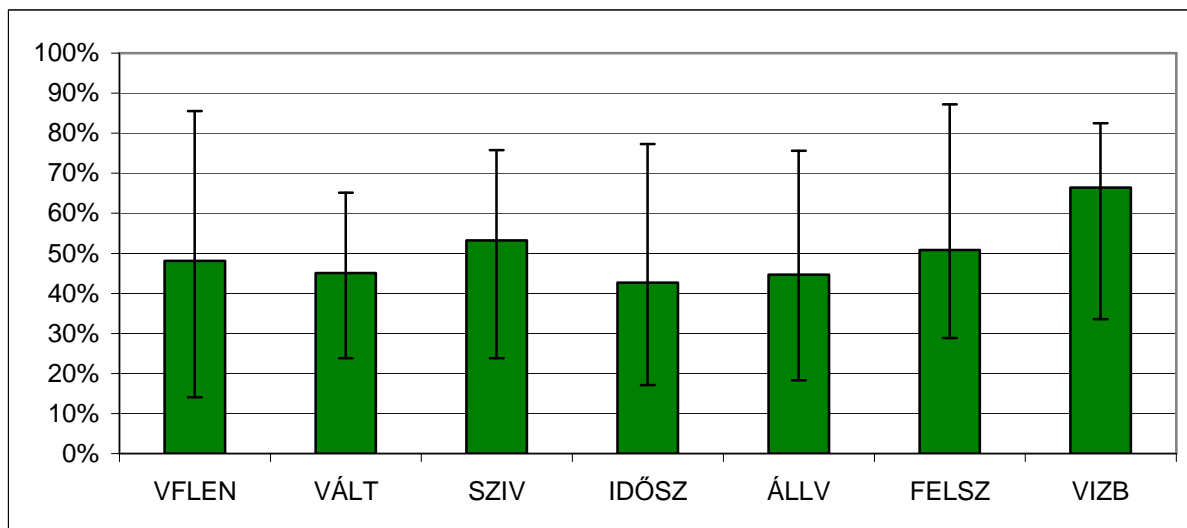
Végezetül az erdőállományok természetességének alakulását vizsgáljuk meg a tengerszint feletti magasság és a klímakategóriák függvényében (42. ábra). Az ártér eltérő „viselkedése” itt is jól kirajzolódik, s jól megfigyelhető mindkét jellemző esetében a 651-750 m tszfm. régió depressziója is. Ugyanakkor az is kirajzolódik, hogy – az árteret nem számítva – a sík vidéktől 650 m tszf. magasságig az erdőssztyepp, kocsánytalan tölgyes-cseres és gyertyános-tölgyes klímájú erdőállományok esetében a természetesség emelkedő tendenciájú, míg a bükkös klímájú erdőállományok természetessége között nincs szignifikáns különbség. Ez azt is jelenti, hogy az utóbbi esetben a múltbeli és a jelenbeli hatások térben nem differenciálódtak (\pm azonos módon kezelték az állományokat), míg az előbbi esetben kimutatható a térbeli differenciálódás. Szakmai nyelvre lefordítva a bükkös klímába tartozó állományokat (elsősorban bükkösöket) mindenütt egyforma módon kezelik, míg a többi klímakategória állományainál a kezelések „természetközelsége” az előzőekben felvázolt gradiens mentén növekszik.



42. ábra – A természetes fafajú állományok természetessége a klímakategóriák és a tengerszint feletti magasság függvényében
(Jelmagyarázat: lásd 39. ábra)

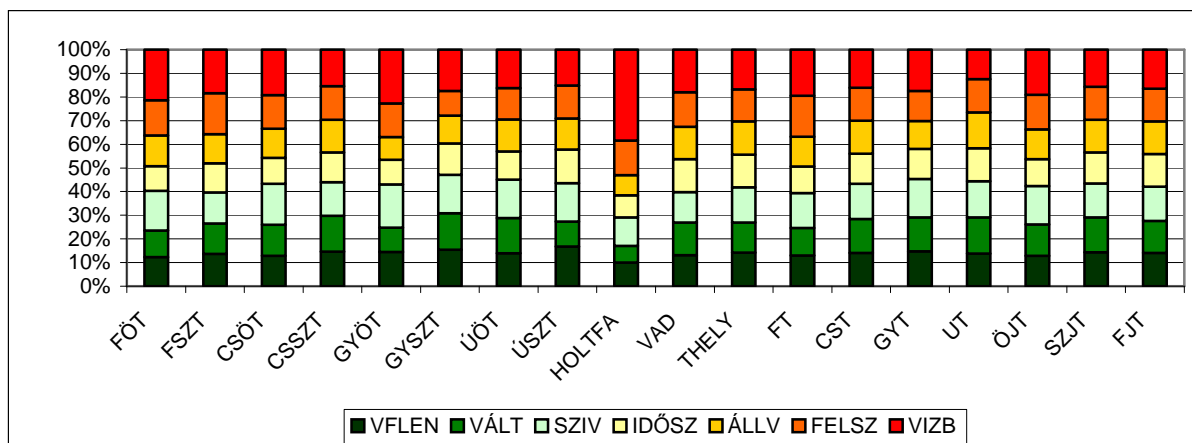
6.3.7. A hidrológiai viszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata

A hidrológiai kategóriák esetében (43. és 44. ábra) a vízborította (VIZB) termőhelyek és az időszakos vízhatású (IDŐSZ) termőhelyek állományainak természetessége szignifikánsan ($p < 0,05$) eltér a középértéktől. Megjegyzendő még az is, hogy a vízborította termőhelyek állományai esetében valamennyi kritérium és kritérium-csoport természetessége szignifikáns eltérést mutat, az időszakos vízhatású termőhelyek esetében ez csak a funkcionális és a strukturális jellemzők természetessége és komponensei esetében igaz. A talajvízhatástól függő termőhelyek esetében az időszakos – állandó – felszínig nedves – vízborította termőhelyi gradienst (IDŐSZ – ÁLLV – FELSZ – VIZB) összevetve az ott tenyésző állományok természetességével monoton növekedő értékeket kapunk. Ugyanez figyelhető meg az összetételi jellemzők ill. a szerkezeti jellemzők természetessége és a víz-ellátottsági gradiens között, s ezt mutatja a faállomány, illetve a cserjeszint, valamint komponenseik (faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, cserjeszint-szerkezet) természetessége is. (Megjegyzendő, hogy a faállomány-összetétel természetességi értéke a vízborította termőhelyeken több mint kétszerese az időszakos vízhatású termőhelyekének.) A holtfa-ellátottság, a vadhatás és a termőhely természetessége esetében az egyértelmű monoton értéknövekedés ill. -csökkenés nem figyelhető meg, de a többi kritérium természetességi értékéhez képest ezeknél is a vízborította termőhelyek állományai mutatták a legmagasabb értékeket. Az osztrák hemeróbia projekt (GRABHERR et al., 1998a) – mely ugyan vízgazdálkodási fokonként és nem hidrológiai kategóriánként végezte elemzését – hasonló eredményre jutott. A vízhatás növekedésével az üde fokozattól a nedves fokozatig nőtt a természetességi érték, ugyanakkor az üde fokozattól a száraz fokozat felé haladva is ezt tapasztalták. Nálunk ez utóbbi jelenségre nem utalhatunk, mivel az alkalmazott kategóriarendszer ebben az irányban nem érzékeny. Ennek igazolására a hazánkban is ismert vízgazdálkodási fokokat (szélsőségesen száraz – vizes) kellene vizsgálatba vonni, azonban alkalmazásának gátat vet az a tény, hogy üzemterveink nem rögzítik ezt a jellemzőt.



43. ábra – Az erdőállományok természetessége a hidrológiai viszonyok függvényében (átlag \pm maximum/minimum)

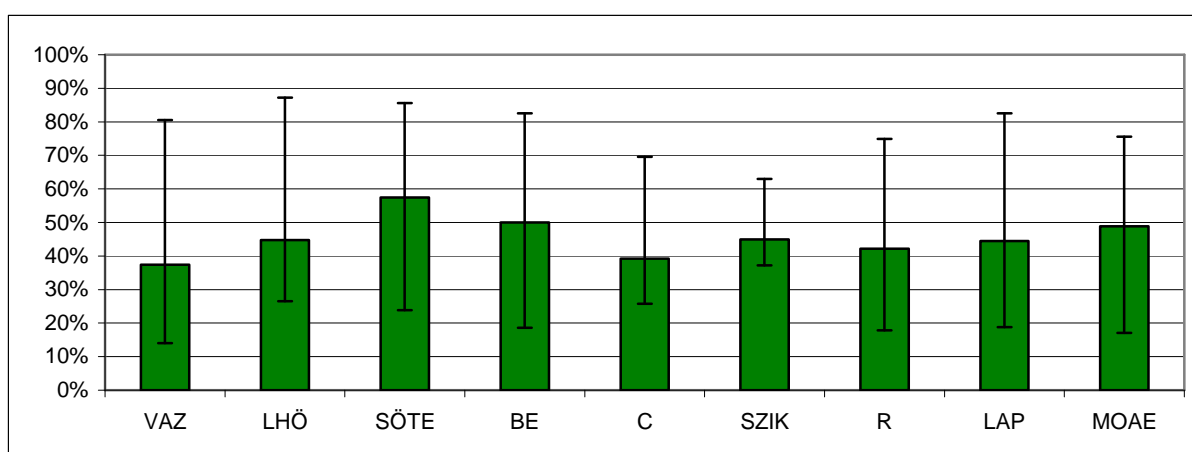
(Jelmagyarázat: VFLEN = többletvízhatástól független; VÁLT = változó vízellátású; SZIV = szivárgóvízű; IDŐSZ = időszakos vízhatású; ÁLLV = állandó vízhatású; FELSZ = felszínig nedves; VIZB = vízzel borított)



44. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a hidrológiai viszonyok függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 43. ábránál)

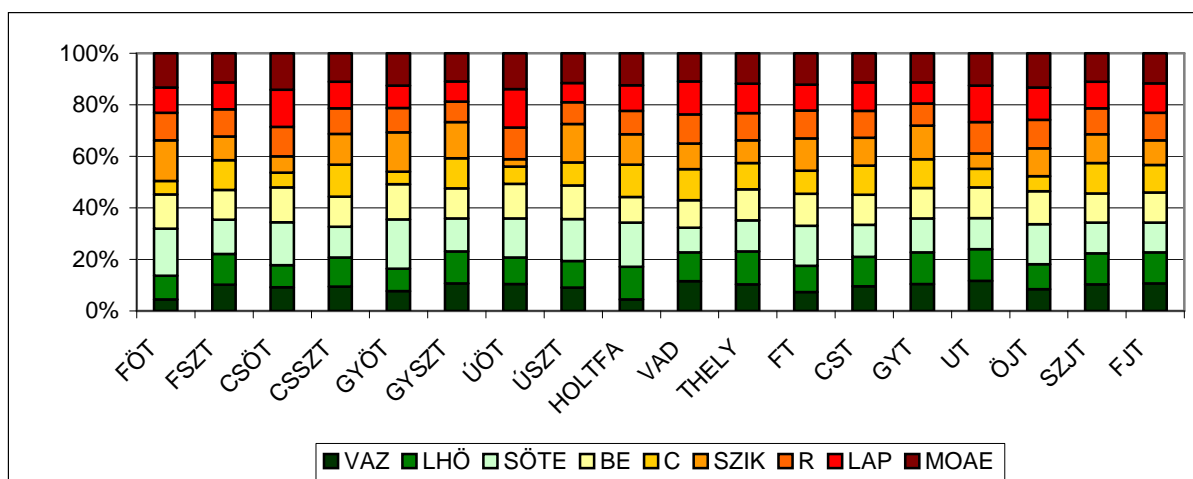
6.3.8. A talajviszonyok és az erdőtermészetesség kapcsolata

A genetikai talajtípusokat főcsoportokba vonva vizsgáljuk a rajtuk álló állományok természetességét (45. és 46. ábra). Legmagasabb és szignifikánsan ($p < 0,05$) eltérő természetességet a sötét színű (közethatású) talajokon álló állományok mutatják. Kiemelendő, hogy valamennyi kritérium természetessége – a vadhatás kivételével – a legmagasabb és a középértéktől szignifikánsan különböző értéket mutat. Érdekes módon a vadhatás mértéke szignifikánsan itt a legalacsonyabb. Meglepő viszont, hogy a barna erdőtalajokon álló állományok természetessége a középértéktől alig tér el, csupán a termőhely természetessége esetén szignifikánsan magasabb a természetesség az átlaghoz képest. Legalacsonyabb természetességi értéket a váztalajoknál és a csernozjomoknál lehet regisztrálni, utóbbinál valamennyi összetételi jellemző természetessége a legalacsonyabb értéket vette fel. A réti talajoknál viszont a szerkezeti jellemzők természetessége mutatja a legalacsonyabb értékeket. A szikeseken álló erdőállományok esetében a gyepszint összetételi és szerkezeti jellemzőinek magas természetességi értékét kell megemlíteni.



45. ábra – Az erdőállományok természetessége a talajtípus-csoportok (főtipusok) függvényében (átlag ± maximum/minimum)

(Jelmagyarázat: VAZ = váztalajok; LHÖ = lejtőhordalék- és öntéstalajok; SÖTE = sötét színű (közethatású) erdőtalajok; BE = barna erdőtalajok; C = csernozjom talajok; SZIK = szikes talajok; R = réti talajok; LAP = láptalajok; MOAE = mocsári és ártéri erdőtalajok)

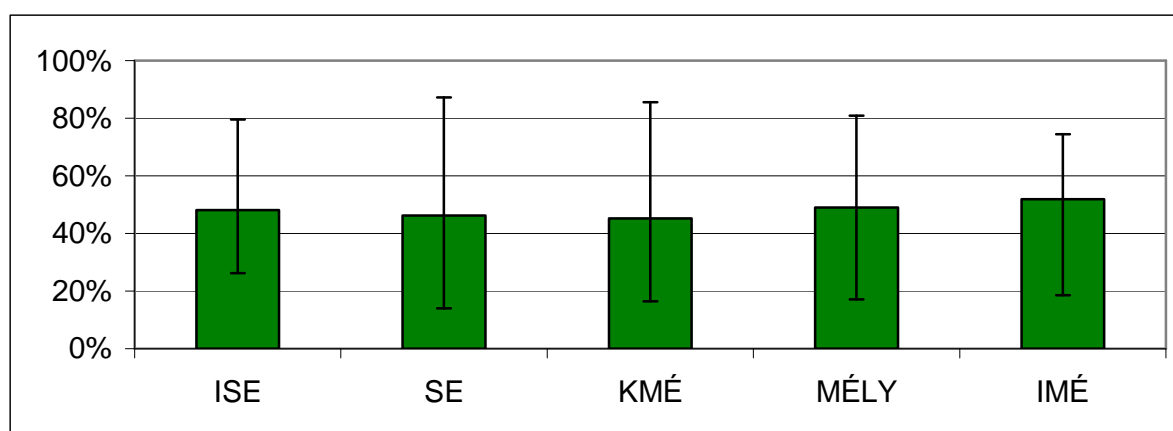


46. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a talajviszonyok függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 45. ábránál)

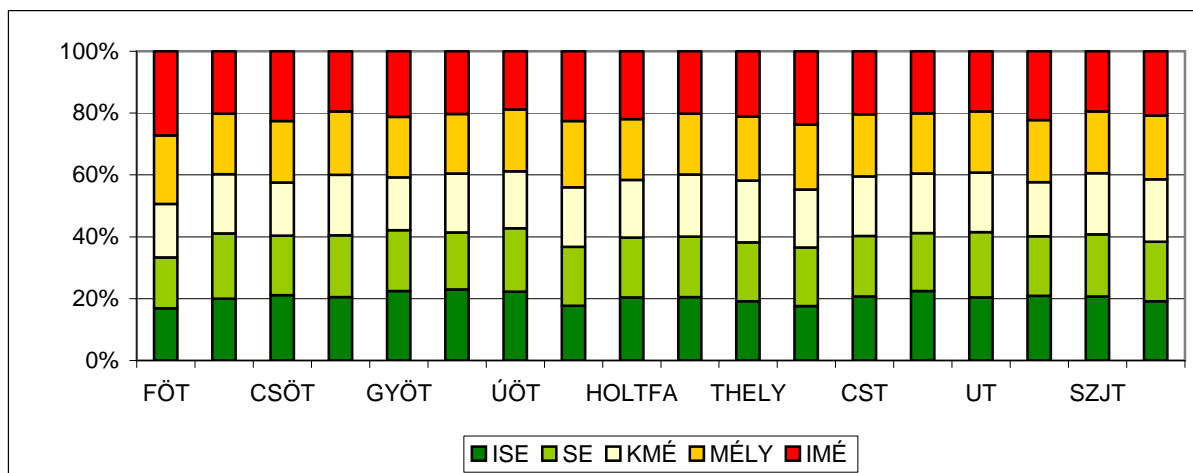
Az osztrák hemeróbia projekt (GRABHERR et al., 1998a) a sötét színű erdőtalajokon szintén magasnak találta az erdőállományok természetességét, de a hazai vizsgálatokkal ellentétben a vázталajokon is igen magas értékeket regisztráltak. A barna erdőtalajok különféle típusain lévő állományok Ausztriában is csak közepes átlagos természetességet mutatnak.

6.3.9. A termőréteg mélysége és az erdőtermészetesség kapcsolata

A termőréteg mélysége és az erdőtermészetesség kapcsolatának elemzésénél (47. és 48. ábra) azt várnánk, hogy a természetességi értékszám szoros összefüggést mutat a termőréteg mélységének változásával. E helyett a középmező kategóriában találjuk a legalacsonyabb értéket, s ettől mindkét irányba haladva nő az állományok átlagos természetessége. Az igen mély kategóriában az összetételi jellemzők, az igen sekély kategóriában a szerkezeti jellemzők természetességi értéke nagyobb szignifikánsan a középértéktől. Az összetételi jellemzők szignifikánsan legalacsonyabb értéke éppen a középmező kategóriában tapasztalható. A termőréteg mélyülésével a faállomány, a termőhely és az újulat-szerkezet átlagos természetességi értéke monoton növekszik, ugyanakkor a szerkezeti jellemzők esetében monoton csökkenést regisztrálhatunk.



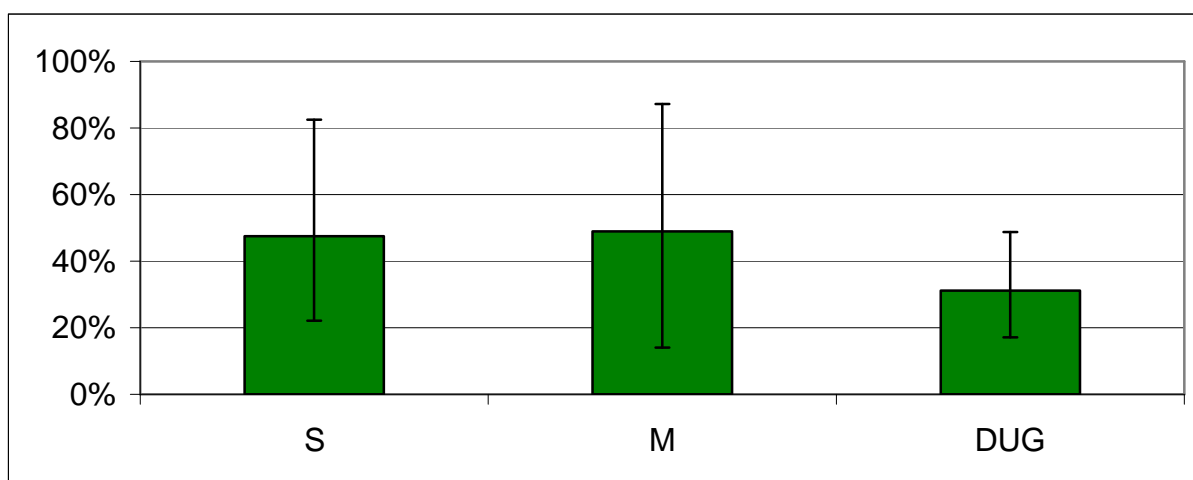
47. ábra – Az erdőállományok természetessége a termőréteg mélysége függvényében
(átlag ± maximum/minimum)
(Jelmagyarázat: ISE = igen sekély; SE = sekély; KMÉ = közepes mélységű; MÉLY = mély; IMÉ = igen mély)



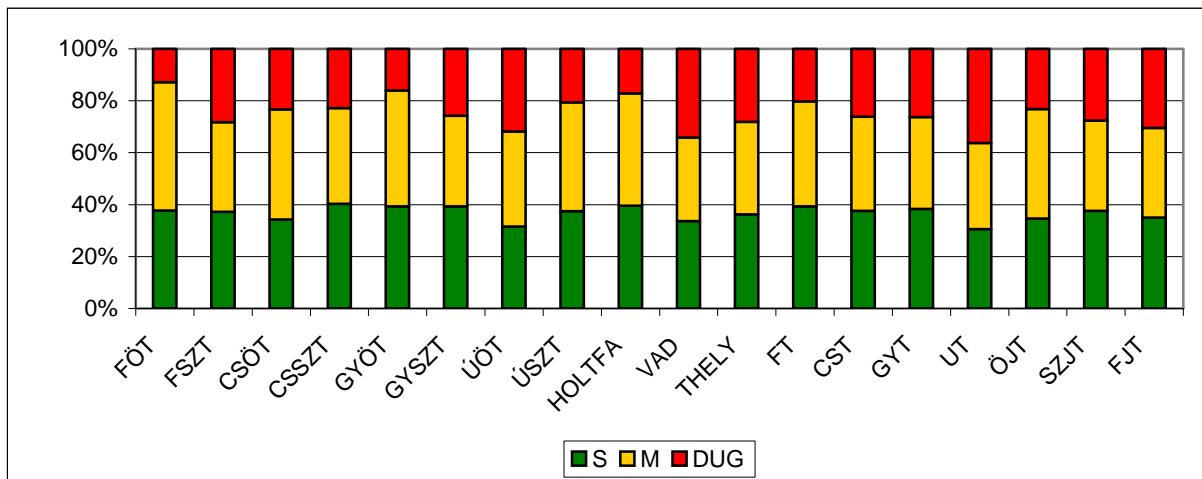
48. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a termőréteg mélysége függvényében (Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 47. ábránál)

6.3.10. A faállományok eredete és az erdőtermészetesség kapcsolata

A faállományok eredete és az erdőtermészetesség kapcsolatának elemzése során (49. és 50. ábra) nem meglepő, hogy a dugvány és suháng eredetű állományok (elsősorban nemesnyárasok és nemesfűzesek) természetessége jóval alulmarad a sarj- és mageredetű állományok természetességéhez képest. Ugyanakkor a mag és csemete ill. sarj eredetű állományok természetessége között – országos összesítésben – szignifikáns különbséget nem fedezhetünk fel. Ha nem országos bontásban, hanem a mintavételbe vett állományokon belül természetes fafajú – termőhelyidegen fafajú – idegenhonos fafajú bontásban vizsgáljuk az eredet és az állományok természetessége közötti kapcsolatot (51. ábra), akkor megállapíthatjuk, hogy a természetes fafajú és a termőhelyidegen fafajú csoporton belül mind a gyökérsarj, mind a tuskósarj eredetű állományok természetessége magasabb a mageredetű állományokéhoz képest. A lombkoronaszinttel nem rendelkező és az idegenhonos fafajú állományok esetében éppen ellentétes tendencia figyelhető meg.

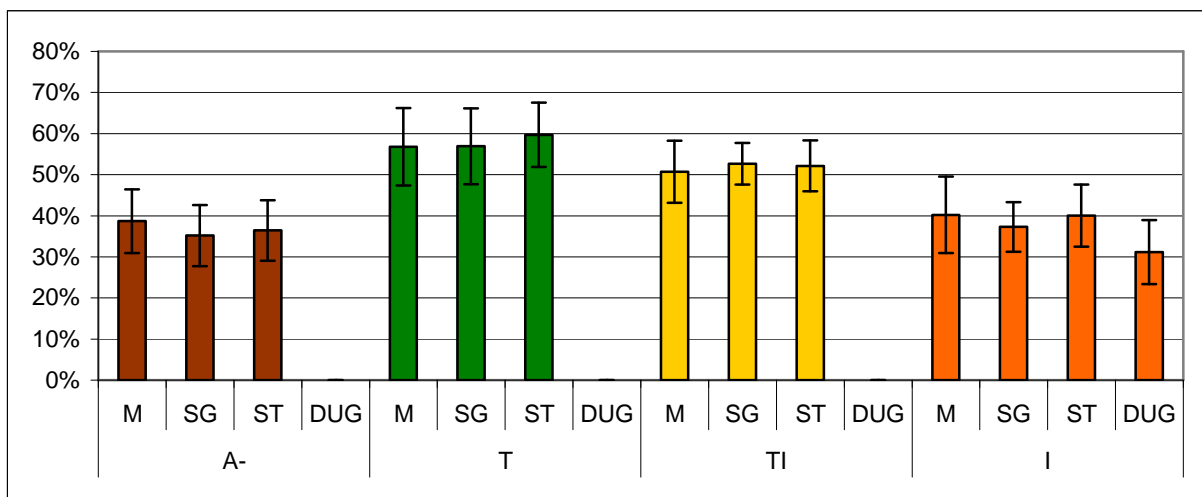


49. ábra – Az erdőállományok természetessége a faállományok eredete függvényében (átlag ± maximum/minimum) (Jelmagyarázat: S = sarj; M = mag és csemete; DUG = dugvány és suháng eredetű)



50. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a faállományok eredete függvényében (Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 49. ábránál)

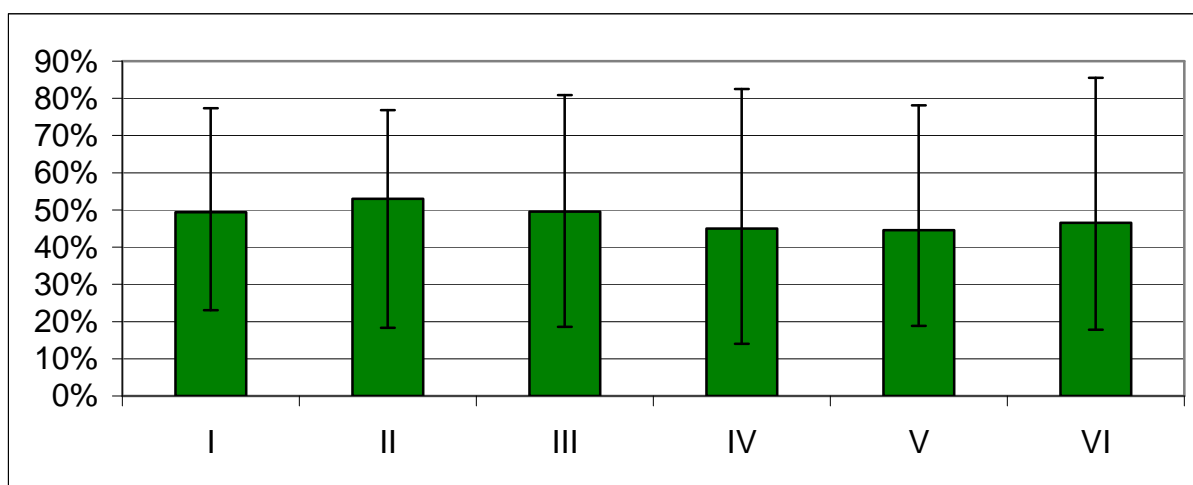
Fentiek magyarázatára az 1. értékelési szintünkben megvizsgáltuk a termőhely drasztikus megváltoztatását jelző indikátorokat (talajréteg-keveredés, talajsebzés, talajtömörítés), s azt találtuk, hogy a sarj-, mag- és dugvány eredetű állományok szignifikánsan ($p < 0,05$) különböztek egymástól, legmagasabb természetességi mutatókat ebben a tekintetben a sarjeredetűek, legalacsonyabbat a dugvány eredetűek mutattak. Ezt a kapcsolatot igazolta a 2. értékelési szintben elemzett gyepszint természetessége is, ami igazolhatóan szoros összefüggésben ($r = 0,897$) van a fent említett termőhelyi jellemzőkkel.



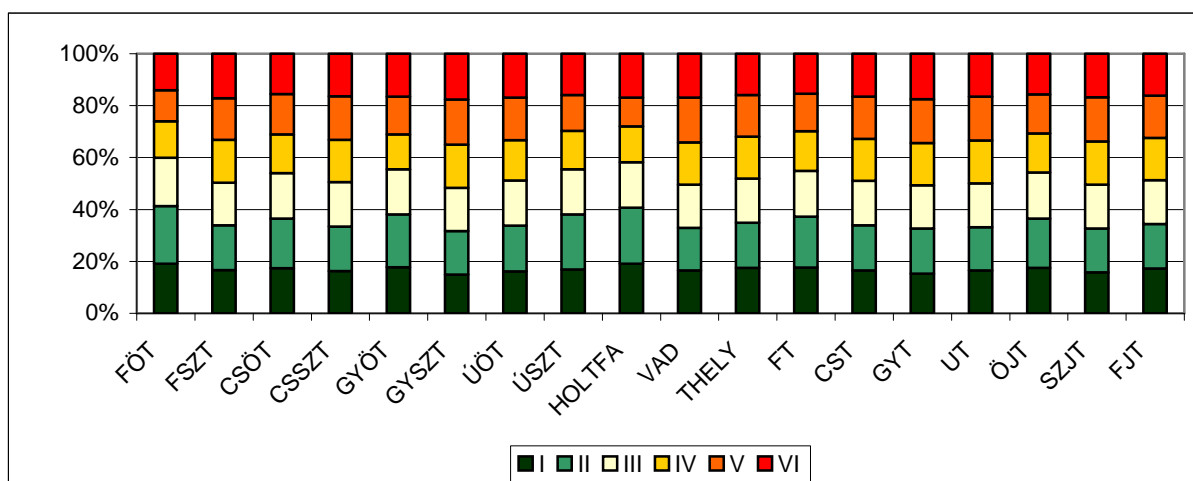
51. ábra – Az erdőállományok természetessége a faállományok eredete függvényében a faállomány-összetétel bontásában (átlag ± szórás) (Jelmagyarázat: M = mag és csemete; SG = gyökérsarj; ST = tuskósarj; DUG = dugvány és suháng eredetű; A- = lombkoronaszint nélküli; T = természetes fafajú; TI = termőhelyidegen fafajú; I = idegenhonos fafajú állományok)

6.3.11. Az állományok fatermési osztálya és az erdőtermészetesség kapcsolata

Az állományok fatermési osztálya és átlagos természetességük (52. és 53. ábra) között egyértelmű kapcsolatot nem találunk. A fatermési osztály növekedésével egyedül a termőhely természetességi értéke csökken monotonul, ami nem véletlen, hiszen a fatermési osztályba sorolásnak a termőhelyi minőség is részét képezi. Érdekes, de nehezen magyarázható jelenség, hogy valamennyi összetételi jellemző, továbbá gyepszint-szerkezet kivételével valamennyi szerkezeti jellemző és a holtfa-ellátottság természetességi értéke a II. fatermési osztályban éri el maximális értékét. A minimális értékek vagy a IV., vagy az V. fatermési osztályban jelentkeznek, kivélt a cserjeszint-szerkezet természetessége mutat, amely az I. fatermési osztályban éri el legkisebb értékét.

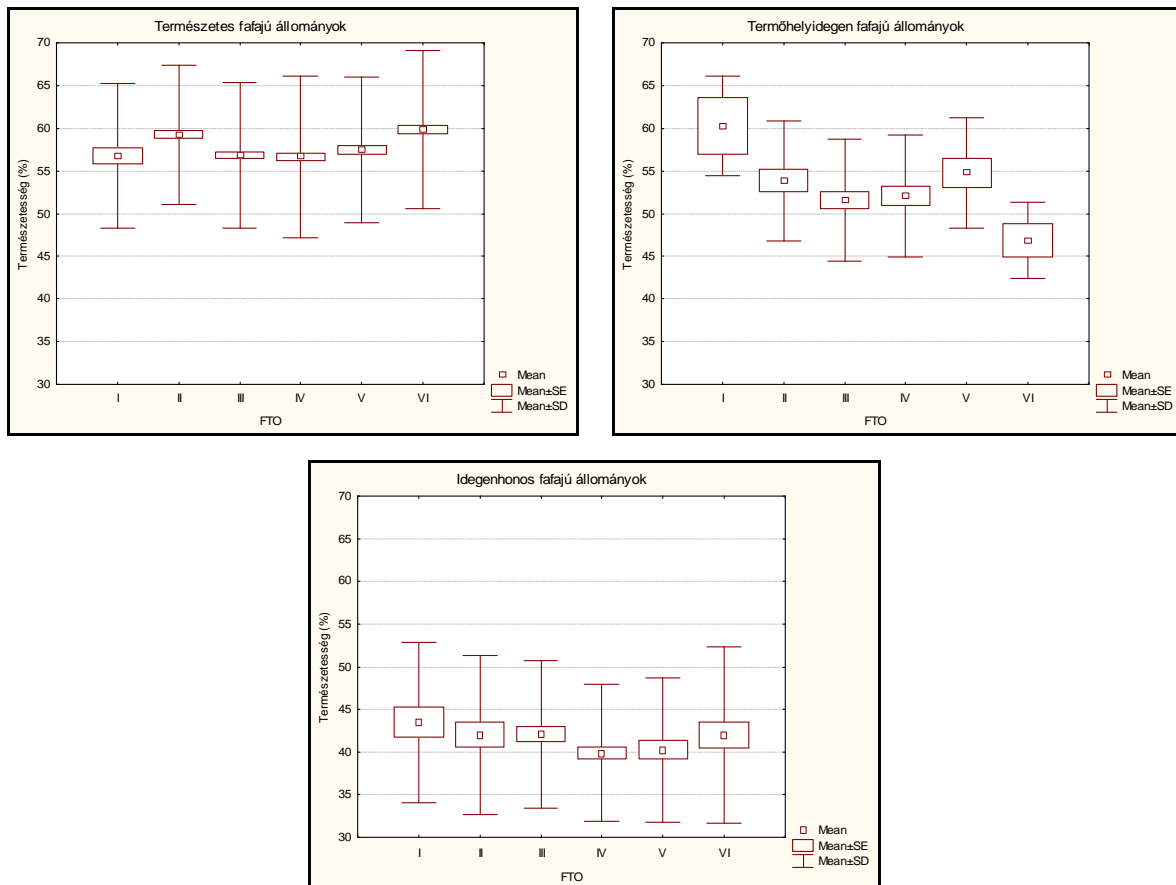


52. ábra – Az erdőállományok természetessége az állományok fatermési osztálya függvényében (átlag ± maximum/minimum)
(Jelmagyarázat: I – VI = fatermési osztályok)



53. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása az állományok fatermési osztálya függvényében
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 52. ábránál)

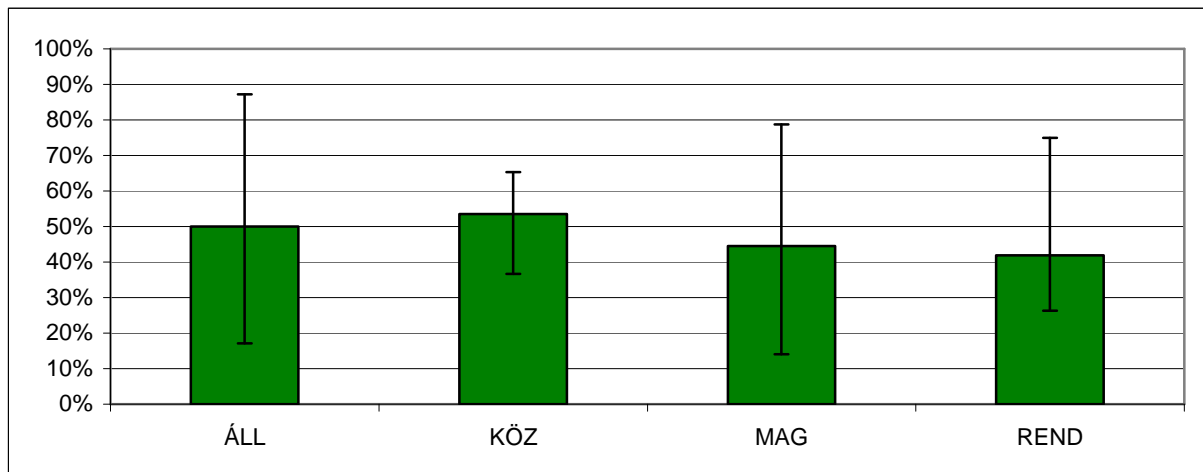
A természetes fafajú, termőhelyidegen fafajú és idegenhonos fafajú állományok bontásában vizsgálva a fatermési osztály és a természetesség kapcsolatát (54. ábra), megfigyelhetjük, hogy a legrosszabb fatermési osztályok (V-VI.) állományai magasabb értékeket mutatnak mind a természetes fafajú, mind az idegenhonos fafajú állományok esetében. Ezeket a – szélsőséges termőhelyen álló – állományokat kíméletesebben kezelik, mint a közepes fatermési osztályú állományokat. A jobb fatermési osztályok állományainak magasabb természetességi értéke vélhetően a nagyobb odafigyeléssel végzett gazdálkodásnak, és a szélsőségektől mentes termőhely nagyobb regenerációs potenciáljának tudható be.



54. ábra – Természetes fafajú, termőhelyidegen fafajú és idegenhonos fafajú állományok természetessége fatermési osztályonként (közéérték, közéérték hibája és szórás)

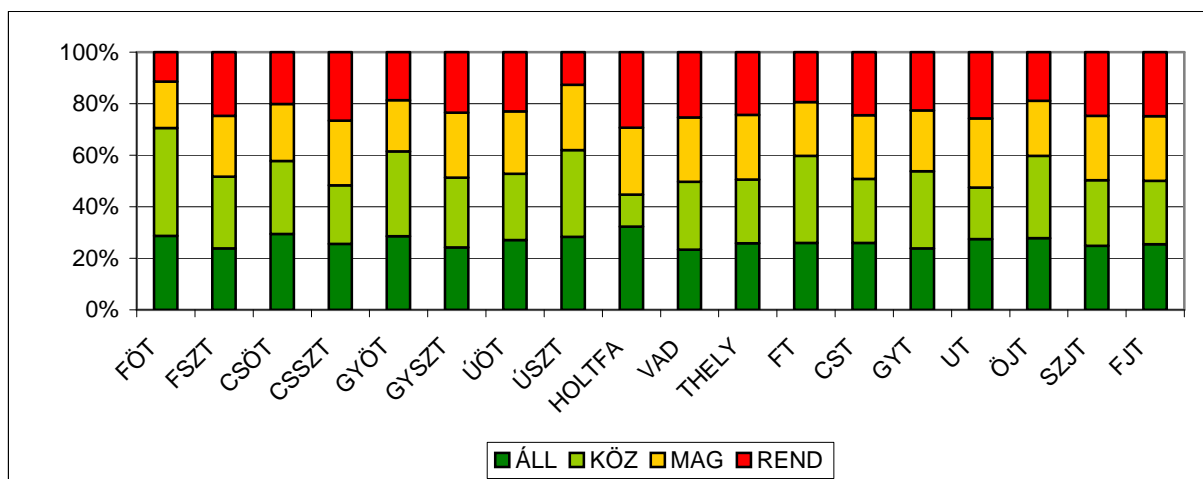
6.3.12. A tulajdonforma és az erdőtermészetesség kapcsolata

Országos viszonylatban (55. és 56. ábra) a közösségi tulajdonban lévő erdők mutatják a legmagasabb természetességet (53,6 %), de nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy ezek az állományok alig 1 %-át teszik ki a hazai erdőterületnek. Az állami tulajdonban lévő erdőktől a magán tulajdonú erdőkön át a rendezetlen tulajdoni viszonyú erdők felé haladva csökkenő és szignifikánsan különböző természetességi értéket (50,0 % – 44,5 % – 41,9 %) kapunk. Ez utóbbiban a faállomány-összetétel természetessége kiugróan alacsony, viszont – az utóbbi másfél évtized elmaradt erdőművelési beavatkozásai miatt – a holtfa-ellátottság a legmagasabb. Az eltérő tulajdon-formákból adódó természetességbeli különbségek inkább csak hosszabb időszak után, rendszeres visszatéréssel végzett (monitoring jellegű) vizsgálat-sorozattal mutathatók majd ki.



55. ábra – Az erdőállományok természetessége a tulajdonformák függvényében (átlag ± maximum/minimum)

(Jelmagyarázat: ÁLL = állami; KÖZ = közösségi; MAG = magán; REND = rendezetlen tulajdon)

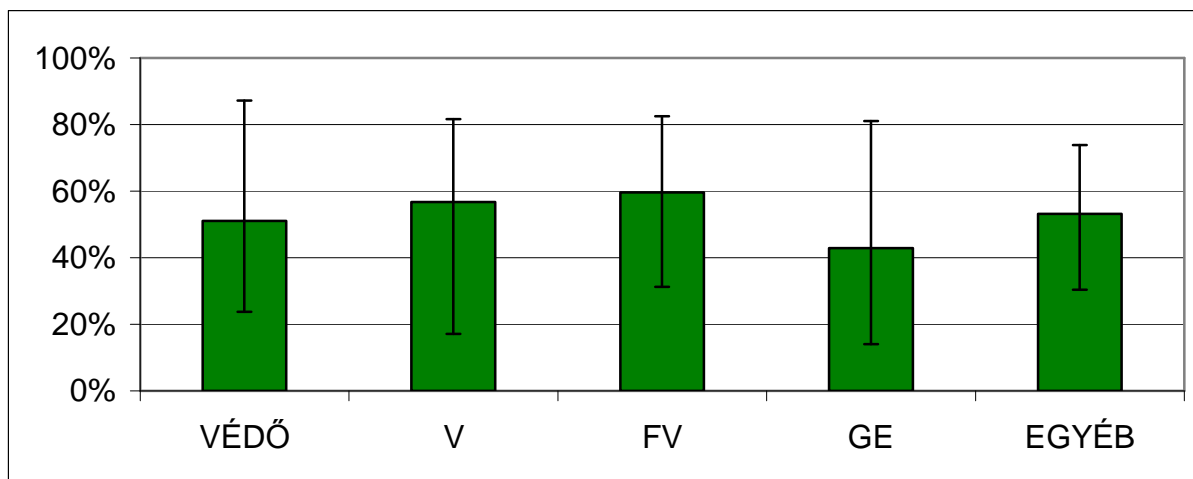


56. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása a tulajdonformák függvényében

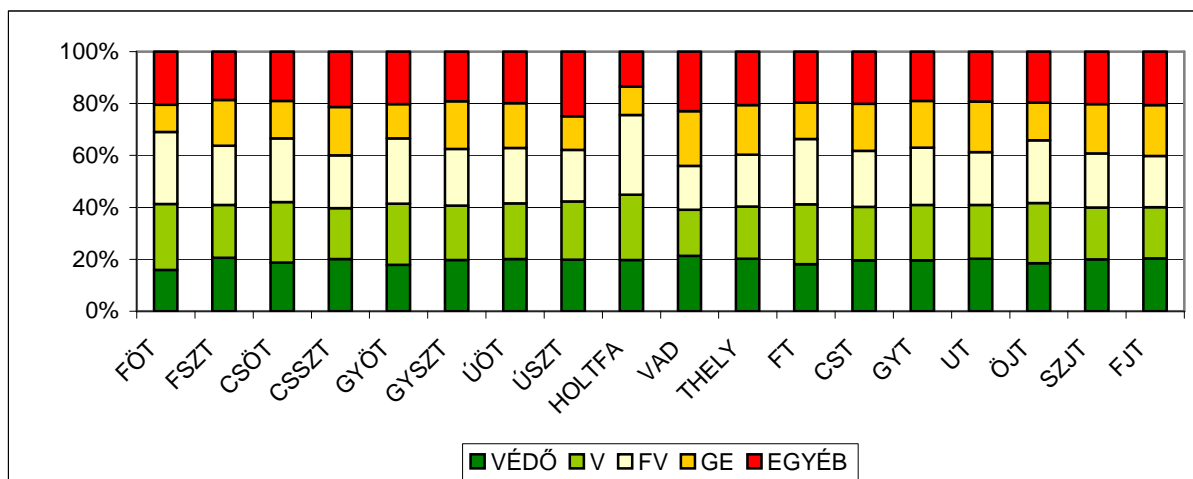
(Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 55. ábránál)

6.3.13. Az állományok elsődleges rendeltetése és az erdőtermészetesség kapcsolata

A gazdasági rendeltetésű erdők – a várakozásoknak megfelelően – szignifikánsan alacsonyabb természetességi értéket (42,9 %) mutatnak a többi rendeltetésű erdő természetességéhez (védő erdők: 51,1 %, védett erdők: 56,8 %, fokozottan védett erdők: 59,7 %, egyéb rendeltetésű erdők: 53,2 %) képest (57. és 58. ábra). Ez utóbbiak természetessége viszont egymástól szignifikánsan nem különbözik, s ez különösen szembetűnő a védett és a fokozottan védett állományok természetessége esetében. A fokozottan védett állományok esetében a faállomány-szerkezet, a gyepszint-szerkezet természetessége és a holtfa-ellátottság szignifikánsan nagyobb az országos középértékektől, ami mindenképpen ezen állományok és kezelőik javára írandó.



57. ábra – Az erdőállományok természetessége az állományok elsődleges rendeltetése függvényében (átlag ± maximum/minimum)
 (Jelmagyarázat: VÉDŐ = védő erdők; V = védett erdők; FV = fokozottan védett erdők; GE = gazdasági erdők; EGYÉB = egyéb rendeltetésű erdők)

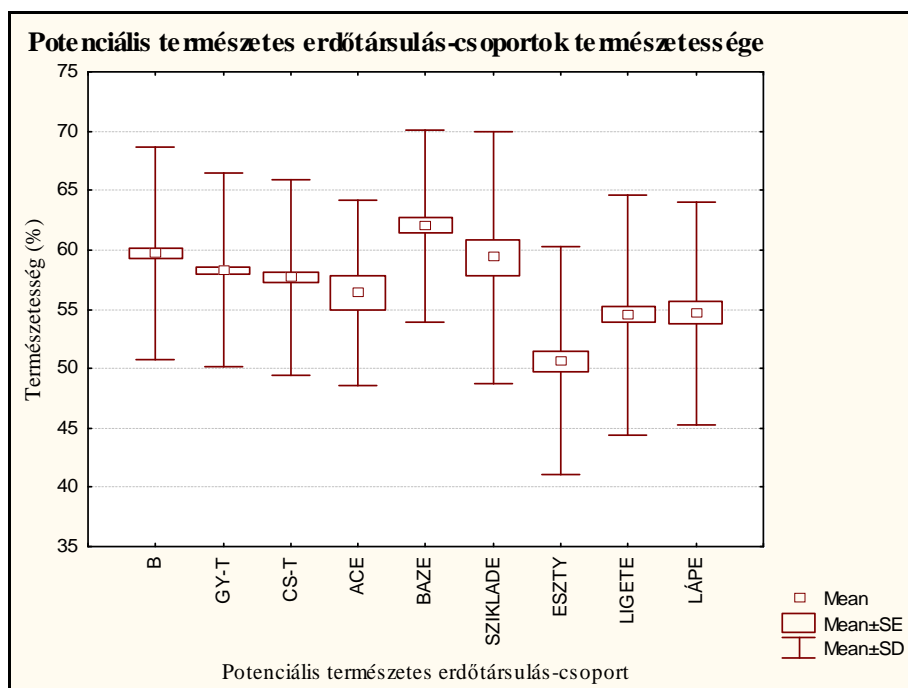


58. ábra – A kritériumok és kritérium-csoportok természetességének megoszlása az állományok elsődleges rendeltetése függvényében
 (Jelmagyarázat: lásd a 29. és a 57. ábránál)

6.4. A magyarországi erdők természetessége potenciális természetes erdőtársulás-csoportonként és kultúrerdő-típusonként

6.4.1. A potenciális természetes erdőtársulás-csoportok természetessége

A hazai erdőállományok természetességi elemzése során vizsgáltuk az értékszámok potenciális természetes erdőtársulás-csoportok szerinti differenciálódását is. (Bizonyos elemzésekhez a 24 hazai potenciális természetes erdőtársulás-csoport összevonásával 9 főcsoportot alakítottunk ki.) A legmagasabb természetességi értékszámot (59. ábra és M20. táblázat) a mészkedvelő erdők (62,0 %) és a szikladomborzatú-erdők (59,3 %) kapták. E két főcsoportot követik a hazai zonális erdőtársulások, a bükkösök (59,7 %), gyertyános-tölgyesek (58,3 %) és cseres-tölgyesek (57,7 %). A mészkerülő erdők (56,4 %), láperdők (54,7 %) és ligeterdők (54,5 %) a középmezőny alsó felében foglalnak helyet, s a legalacsonyabb értéket az erdős-tyepp-erdőknél (50,6 %) találjuk.

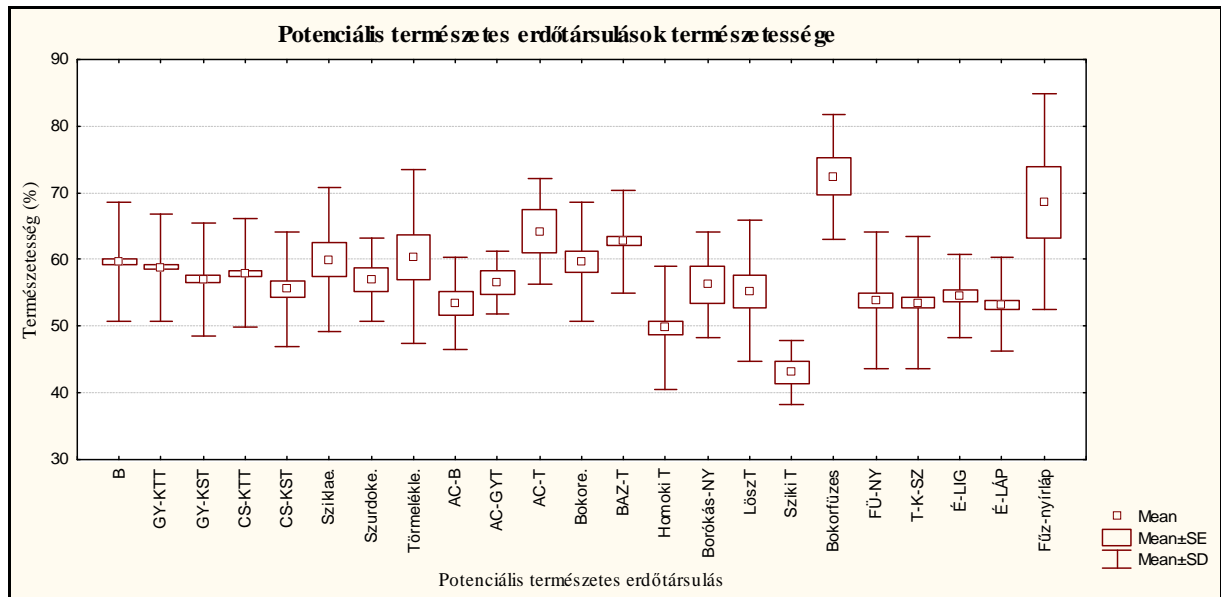


59. ábra – A potenciális természetes erdőtársulás-főcsoportok természetessége (középérték, középérték hibája és szórás)

(Jelmagyarázat: B – bükkösök, GY-T – gyertyános-tölgyesek, CS-T – cseres tölgyesek, ACE – mészkőrűlő erdők, BAZE – mészkedvelő erdők, SZIKLADE – szikladomborzatú erdők, ESZTY – erdőssztyepp-erdők, LIGETE – ligeterdők, LÁPE – láperdők)

Az értékszámok jól mutatják azt a korábbi fejezetekben (6.2-3. fejezet) már bizonyított tény, hogy domb- és hegyvidéki erdeinknél magasabb, alföldi / síkvidéki termőhelyeinken alacsonyabb az állományok természetessége. Az erdőgazdálkodási tevékenységgel ma már gyakorlatilag nem érintett, nehezen megközelíthető, gyenge fatermési adottságokkal rendelkező, ugyanakkor rendkívül mozaikos és változatos felépítésű erdőtársulás-főcsoportok (szikladomborzatú-erdők illetve mészkedvelő erdők) adják a legmagasabb értékeket, amit a természetes erdőkre jellemző szerkezeti és összetételi elemek kielégítő megtartásával, a korábbi csekély intenzitású erdőhasználattal indokolhatunk. A sorban ezután következő zonális erdőtársulások termőhelyei az erdőgazdálkodás szempontjából kiemelt fontosságúak, itt a humiditás csökkenésének, illetve a múltbeli erdei haszonvételek intenzitása növekedésének megfelelő sorrendben, a bükkösöktől a gyertyános-tölgyeseken át a cseres-tölgyesekig szignifikánsan csökkennek az átlagos értékszámok. [Ugyanezt a tendenciát rögzítették az ausztriai erdők hasonló célú elemzésekor (GRABHERR et. al, 1998a) is.] A többletvízhatástól függő ligeterdők és láperdők természetessége egymástól nem különbözik, átlagos értékük viszont elmarad az előző zonális erdőkhez képest. A múltban és a jelenben is nagyon intenzív beavatkozásokkal érintett síkvidéki erdőssztyepp-erdők igen alacsony természetességi értékei mutatják, hogy a kedvezőtlen klimatikus adottságok melletti intenzív (termőhelyet és növénytakarót egyaránt érintő) beavatkozások milyen mértékben képesek visszavetni az erdők természetességi állapotát.

Az átlagos értékszámok potenciális természetes erdőtársulás-csoportok (24 típus) szerinti vizsgálata a fenti interpretáció szerinti képet erősíti, finomabb felbontásban (60. ábra és M21. táblázat). A kiugró értéként jelentkező bokorfüzesek (72,5 %), illetve fűz- és nyírlápok (68,7 %) különleges, erdőgazdálkodási szempontból irreleváns élőhelyek adottságait jelenítik meg, de csekély térbeli kiterjedésük miatt csak mérsékelt hatással vannak az érintett potenciális erdőtársulás-főcsoportok átlagértékeire. Az erdőtársulás-csoportoknál bemutatott különbségek érzékeltetésére és indokolására a 2. vizsgálati szintünket (kritériumok természetessége) hívjuk segítségül.



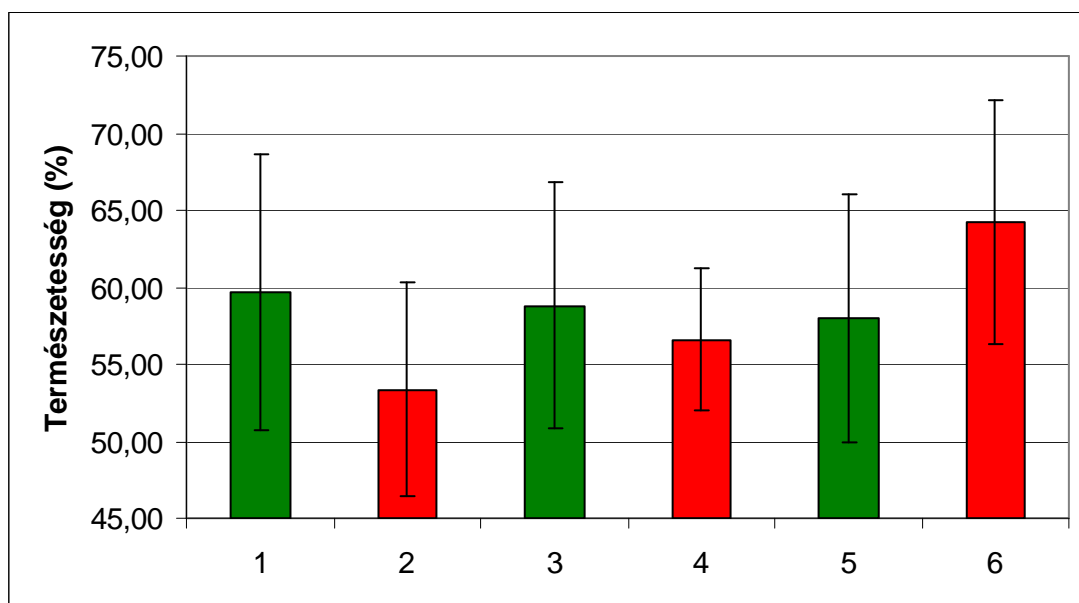
60. ábra – A potenciális természetes erdőtürsulás-csoportok természetessége (középérték, középérték hibája és szórás)

(Jelmagyarázat: B – bükkösök, GY-KTT – gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, GY-KST – gyertyános-kocsányos tölgyesek, CS-KTT – cseres-kocsánytalan tölgyesek, CS-KST – cseres-kocsányos tölgyesek, Sziklae – sziklaerdők, Szurdoke – szurdokerdők, Törmelékle – törmeléklejtő-erdők, AC-B – mészkérülő bükkösök, AC-GYT – mészkérülő gyertyános-tölgyesek, AC-T – mészkérülő tölgyesek, Bokore – bokorerdők, BAZ-T – mész- és melegkedvelő tölgyesek, Homoki T – homoki tölgyesek, Borókás-NY – borókás-nyárasok, LőszT – lősz-tölgyesek, Sziki T – sziki tölgyesek, FÜ-NY – füz-nyár ligeterdők, T-K-SZ – tölgy-köris-szil ligeterdők, É-LIG – égerligetek, Füz-nyírláp – füz- és nyírlápok)

A zonális erdőtürsulások esetében szignifikánsan ($p < 0,001$) csökkenő természetesség mutatkozik a bükkösök – gyertyános-kocsánytalan tölgyesek – gyertyános-kocsányos tölgyesek – cseres-kocsánytalan tölgyesek – cseres-kocsányos tölgyesek képzeltbeli gradiens mentén a faállomány-összetétel (71,3 – 65,2 – 61,6 – 60,0 – 57,8 %) és a holtfa-ellátottság (21,4 – 15,4 – 15,1 – 13,8 – 9,8 %) tekintetében. Kiemelendő, hogy a bükkösök valamennyi összetételi jellemző (faállomány-, cserjeszint-, gyepszint-, újulat-összetétel) viszonylatában magasabb természetességi értéket mutatnak a többi négy zonális erdőtürsuláshoz képest. Ezzel szemben a szerkezeti jellemzők vizsgálatakor szembetűnő, hogy csak az újulat-szerkezet esetében mutatnak nagyobb természetességet a bükkösök (36,7 %), a cserjeszint- és a gyepszint-szerkezet esetében pedig a legalacsonyabbat (69,8 ill. 63,8 %), a faállomány-szerkezetnél pedig nincs szignifikáns különbség az öt zonális erdőtürsulás-csoport között.

A hegy- és dombvidékekre jellemző gyertyános-kocsánytalan tölgyest ill. cseres-kocsánytalan tölgyest szembe állítva a síkvidékekre (és alacsony dombvidékekre) jellemző gyertyános-kocsányos tölgyessel ill. cseres-kocsányos tölgyessel szembeállítva, hogy a kocsánytalan tölgy által uralt társulások valamennyi összetételi és szerkezeti jellemző esetében magasabb (vagy szignifikánsan nem különböző) természetességi értékeket vesznek fel. Különösen feltűnő a gyepszint-összetétel (67,9 – 55,0 % ill. 67,6 – 53,5 %), az újulat-összetétel (96,8 – 91,6 % ill. 96,5 – 86,4 %) és az újulat-szerkezet (32,2 – 26,0 % ill. 33,9 – 25,9 %) közötti különbség a kocsányos tölgy uralt társulások rovására. Egyedül a vadhatás az, ahol fordított sorrend mutatkozik a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és a cseres-kocsánytalan tölgyesek rovására (64,3 – 65,2 % ill. 62,1 – 65,9 %). A termőhely természetessége esetében egyik zonális erdőtürsulásnál sem mutatkozott szignifikáns különbség.

Érdekes tendencia figyelhető meg, ha a zonális hegy- és dombvidéki erdőtársulás-csoportok (bükkösök, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek) természetességét összevetjük a mészkerülő (acidofil) megfelelőikkel (mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános-tölgyesek, mészkerülő tölgyesek). Amíg a zonális társulások esetében a fenti sorrendben (s tkp. a tengerszint feletti magasság, a makroklíma humiditásának csökkenésével) kismértékben csökkenő természetességi értékeket (59,7 – 58,8 – 58,0 %) találunk, addig a mészkerülő erdők esetében fordított a tendencia, s a természetességi érték növekedése sokkal erőteljesebb (53,4 – 56,6 – 64,2 %) (61. ábra). Ha a kritérium-csoportok természetességét nézzük a zonális-acidofil párok esetében, akkor a bükkös – mészkerülő bükkös pár esetében a cserjeszint természetessége kivételével valamennyi csoportnál a (zonális) bükkösök mutatnak nagyobb természetességi értéket. A gyertyános-kocsánytalan tölgyes – mészkerülő gyertyános tölgyes pár viszonylatában a faállomány-természetessége, a cserjeszint-természetessége, az újulat-természetessége és a termőhely természetessége között nincs szignifikáns különbség, csupán a gyepszint-természetességének és a holtfa-ellátottságának különbsége dönt a (zonális) gyertyános-kocsánytalan tölgyesek javára. A cseres-kocsánytalan tölgyesek és a mészkerülő tölgyesek párnál a cserjeszint-természetessége és az újulat-természetessége esetében nincs szignifikáns különbség, ugyanakkor a faállomány-természetessége, a gyepszint-természetessége és a holtfa-ellátottság értéke magasabb az (edafikus) mészkerülő tölgyeseknél.



61. ábra – Három zonális erdőtársulás-csoport és a nekik megfelelő acidofil edafikus variánsok természetességének összehasonlítása

(Jelmagyarázat: 1 – bükkösök, 2 – mészkerülő bükkösök, 3 – gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, 4 – mészkerülő gyertyános-tölgyesek, 5 – cseres-kocsánytalan tölgyesek, 6 – mészkerülő tölgyesek)

A mészkerülő erdők két típusa (bokorerdők ill. mész- és melegkedvelő (bazifil) tölgyesek) egyaránt magas természetességi értéket (59,6 ill. 62,7 %) mutatnak. Az előzetes elvárások alapján a bokorerdőket természetesebbnek vélhetnénk a bazifil tölgyeseknél, de mindössze a faállomány-szerkezet és a gyepszint-összetétel ill. -szerkezet tekintetében találunk magasabb természetességi értékeket náluk. A faállomány-összetétel, az újulat-szerkezet és a termőhely természetességének különbsége a bazifil tölgyesek javára több mint 10 %-ot jelent.

Érdekes összevetni az edafikusan meghatározott mészkerülő (acidofil) tölgyeseket és a mész- és melegkedvelő (bazifil) tölgyeseket is. Az állományszintű természetesség között nincs szignifikáns különbség (64,2 ill. 62,7 %), ugyanakkor a kritériumok természetessége esetében

csak a faállomány-összetétel, az újulat-összetétel és a termőhely esetében mondhatjuk el ugyanezt. Míg a cserjeszint kritériumai természetessége a bazifil tölgyeseknél a nagyobb, addig a gyepszint kritériumainak természetessége az acidofil tölgyesek esetében kiugró. Lényeges különbség mutatkozik az újulat-szerkezetben is a bazifil tölgyesek javára, míg a holtfa-ellátottság sokkal jobb az acidofil tölgyesekben.

A szikladomborzatú erdők típusait (sziklaerdők, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők) vizsgálva kijelenthetjük, hogy nem mutatható ki szignifikáns különbség az állományszintű természetességük (60,0, 57,0 ill. 60,4 %) között. A gyepszint-összetétel kivételével ugyancsak nem mutatható ki különbség a többi összetételi kritérium (faállomány-összetétel, cserjeszint-összetétel, újulat-összetétel) természetessége között. A gyepszint-összetétel természetessége a sziklaerdőknél azért magasabb a másik két típusánál, mert itt jóval alacsonyabb a nitrofil fajok borítása. Ugyancsak nem különbözik a termőhely természetessége sem a három típus esetében. A szerkezeti kritériumok természetességének típusonkénti eltérése viszont semmilyen törvényszerűséget nem mutat, ezzel is bizonyítván azt, hogy a szikladomborzatú-erdők szerkezeti jellemzői rendkívül változatosak, a korábbi erdőhasználatok kevésbé homogenizálták azokat.

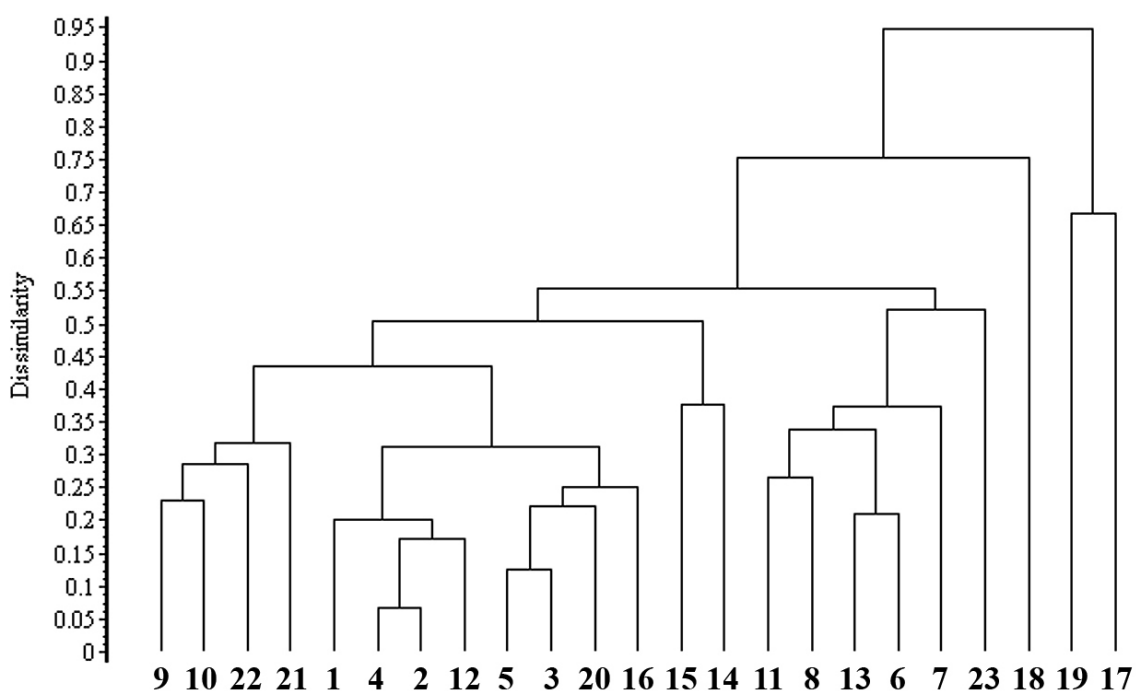
Az erdőssztyepp-erdők esetében a borókás-nyárasok és a lösztölgyesek állományszintű természetessége a legmagasabb (56,3 ill. 55,3 %), s egymástól szignifikánsan nem különbözik. Hozzájuk képest elmarad a homoki tölgyesek természetessége (49,8 %), s valamennyi erdőtársulás-csoport közül a legalacsonyabb értéket veszik fel a sziki tölgyesek (43,1 %). Az egyes típusok között a szerkezeti jellemzők tekintetében lényeges különbség nem mutatható ki, a különbségek elsősorban az összetételi jellemzők, s különösen az erdészeti beavatkozások által kevésbé érintett cserjeszint-, gyepszint- és újulat-összetételében jutnak érvényre. A sziki tölgyesek sajátosan kettős arculatot mutatnak, az idegenhonos fa- és cserjefajok betörése miatt a cserjeszint- és az újulati szint összetételének természetessége rendkívül alacsony (20,5 ill. 20,0 %), ugyanakkor a gyepszint-összetétel a négy típus közül a legmagasabb természetességű (70,2 %). Ez utóbbi tény arra vezethető vissza, hogy a szikes talajokra kevésbé tudnak betörni a nitrofil ill. zavarást jelző fajok, az invazív fajok térhódítása is itt jóval kisebb mértékű, mint a homok vagy lösz alapkőzetű talajoknál. A sziki tölgyesek esetében kiemelendő még a termőhely alacsony természetessége (46,9 %) is, amely az erdőfelújítást megelőző szántásnak vagy altalajlazításnak a következménye. A homok alapkőzetben lévő típusok (homoki tölgyes, borókás-nyáras) gyepszint összetételének természetessége (47,7 ill. 36,9 %) viszont messze elmarad a másik két erdőssztyepp-erdő típusától. Ez a tény az 1. szint (indikátorok) vizsgálatával egyértelműen magyarázható, ugyanis itt a legnagyobb a gyomjellegű, zavarást jelző és sokszor invazív fajok borítása és fajszáma.

A ligeterdő csoporton belül ki kell emelnünk a bokorfüzeseket, mivel természetességi értékük (72,5 %) magasan fölülmúlja a többi típusét. Csak az összetételi jellemzők esetében adódnak itt alacsonyabb természetességi értékek, ami az adventív fajok térhódításának köszönhető. Egyéb tekintetben (szerkezeti jellemzők, vadhatás, termőhely) magas természetességet mutatnak, ami a spontán dinamikai jelenségeknek, a gyors és könnyű regenerálódásnak tudható be. A másik három ligeterdő-típusnál (fűz-nyár ligeterdők, tölgy-kőris-szil ligeterdők, égerligetek) viszont az állományszintű természetességben (53,9 – 53,5 – 54,5 %) nincs szignifikáns különbség. A 2. értékelési szint kritériumainak vizsgálata azt mutatja, hogy a fűz-nyár ligeterdők valamennyi összetételi jellemző esetében – az 1. értékelési szintben (indikátorok) bizonyított nagyobb fokú adventív invázió (nagyobb fajsám és nagyobb borítási értékek) miatt – a legalacsonyabb természetességet adják, amit ennek a típusnak a valamivel jobb szerkezeti jellemzői kompenzálnak. Az égerligetek a tölgy-kőris-szil ligetekhez képest elsősorban az újulat-összetétel és az újulat-szerkezet természetességében különböznek, az égerligetek esetében az újulatban gyakorlatilag idegenhonos fafajok nem figyelhetők meg (98,5 %), ugyanakkor a szerkezete rendkívül alacsony természetességű (5,0 %).

A láperdők csoportjából az állományszintű természetesség alapján kiemelkednek a fűz- és nyírlápok (68,7 %), melyek természetességét csak az idegenhonos fajok rontják, szerkezeti jellemzőik magas értékeket vesznek fel. Ezzel szemben az erdészeti kezelés alatt álló égerlápok (53,2 %) esetében valamennyi kritérium természetessége elmarad a fűz- és nyírlápokéhoz képest, különösen a faállomány-szerkezet, gyepszint-összetétel és -szerkezet, holtfa-ellátottság, vadhatás, termőhely természetessége esetében feltűnő a különbség.

Összességében megállapítható, hogy a természetességi értékszámok potenciális erdőtársulás-csoportok szerinti alakulása hűen tükrözi az erdőállományok termőhelyi-klimatikus adottságoktól, valamint a múltbeli (és a jelenkori) erdőgazdálkodás intenzitásától függően változó önfenntartó és önreprodukáló (regenerálódó) képességét.

A potenciális természetes erdőtársulások állomány szintű (3. értékelési szint) természetesség vizsgálata után egy hierarchikus klasszifikáció során elemezhetjük az egyes erdőtársulások egymáshoz való hasonlóságát ill. különbözőségét is. Az összehasonlítás alapját a kritériumok természetessége (2. értékelési szint) adja, a dendrogramot a 62. ábra szemlélteti.



62. ábra – A kritériumok természetességi értéke alapján végzett hierarchikus osztályozás (nem standardizált, euklidészi távolság) dendrogramja

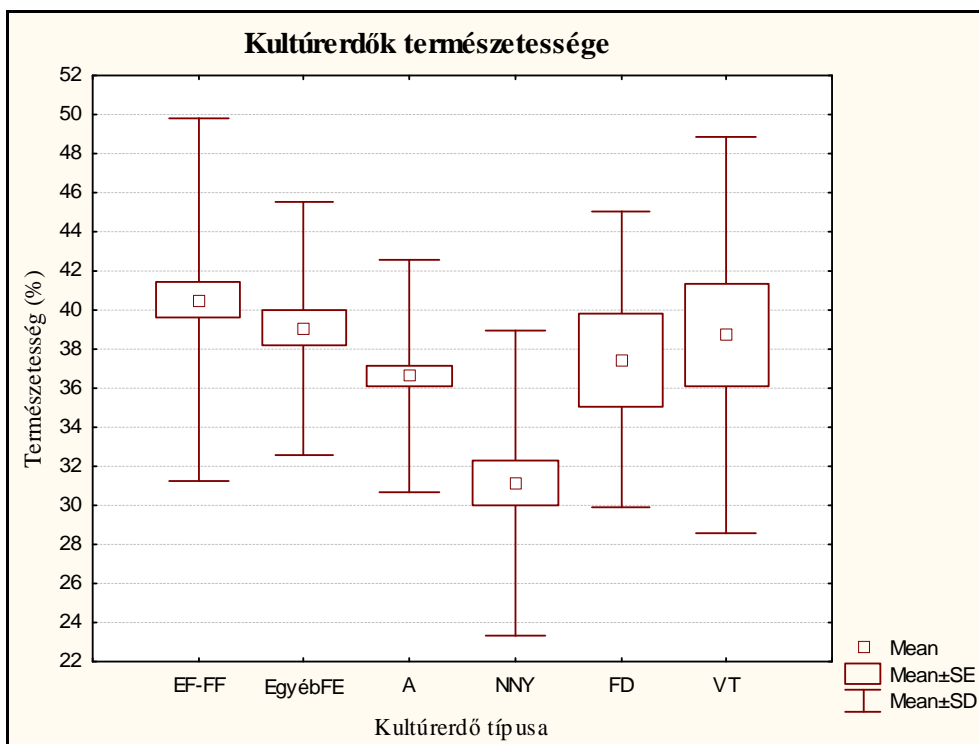
(Jelmagyarázat: 1 – bükkösök, 2 – gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, 3 – gyertyános-kocsányos tölgyesek, 4 – cseres-kocsánytalan tölgyesek, 5 – cseres-kocsányos tölgyesek, 6 – sziklaerdők, 7 – szurdokerdők, 8 – törmeléklejtő-erdők, 9 – mészkerülő bükkösök, 10 – mészkerülő gyertyános-tölgyesek, 11 – mészkerülő tölgyesek, 12 – mész- és melegkedvelő tölgyesek, 13 – bokorerdők, 14 – homoki tölgyesek, 15 – borókásnyárasok, 16 – lösztölgyesek, 17 – sziki tölgyesek, 18 – bokorfüzesek, 19 – fűz-nyár ligeterdők, 20 – tölgy-kóris-szil ligeterdők, 21 – égerligetek, 22 – égerlápok, 23 – fűz- és nyírlápok)

A dendrogram alapján jól kirajzolódik, hogy a fűz-nyár ligeterdők és a sziki tölgyesek élesen elkülönülnek a többi potenciális erdőtársulástól. Hasonlóképpen – bár már nem ilyen markánsan – elválnak a legmagasabb állományszintű természetességi értéket fölmutató bokorfüzesek, továbbá a fűz- és nyírlápok csoportja is. A további potenciális természetes erdőtársulások öt csoportba tömörülnek. Ezek közül legjobban elválnak a középhegységi edafikus,

kis gazdasági jelentőséggel bíró erdőtársulások (mészkerülő tölgyesek, szikla-domborzatú erdők, bokorerdők) csoportja, majd külön klasztert képeznek a síkvidéki homoki erdőtársulások (homoki tölgyesek, borókás-nyárasok). A fennmaradó erdőtársulások két nagyobb csoportot alkotnak, a gazdaságilag kevésbé jelentős (mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános-tölgyesek, égerlápok, égerligetek) csoport megkülönböztethető a gazdaságilag jelentős csoporttól. Utóbbi ismét két klaszterre bomlik, a hegy- és dombvidéki erdőtársulások (bükkösök, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek, mész- és melegkedvelő tölgyesek) ill. a sík vidéki erdőtársulások (gyertyános-kocsányos tölgyesek, cseres-kocsányos tölgyesek, tölgy-kőris-szil ligeterdők, lösztölgyesek) csoportjára. Kirajzolódik az is, hogy a hegy- és dombvidéken ill. a sík vidéken a gyertyános-tölgyesek hasonlítanak legjobban a cseres-tölgyesekre (gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és cseres-kocsánytalan tölgyesek ill. gyertyános-kocsányos tölgyesek és cseres-kocsányos tölgyesek). A fenti hierarchikus osztályozást elvégezhetjük a kritériumcsoportok (összetételi jellemzők, szerkezeti jellemzők, funkcionális jellemzők) természetessége alapján is (M22. ábra). Az összetételi jellemzők dendrogramja jól kirajzolja, hogy a kritériumok természetessége alapján végzett osztályozás két elkülönülő erdőtársulás-csoportja (fűz-nyár ligeterdők, sziki tölgyesek) itt még jobban elválik a többi klasztertől, tehát természetességük alakulását legmarkánsabban az idegenhonos (fa- és cserje-)fajok nagyszámú és nagymértékű arányával magyarázhatjuk. Úgyszintén a természetes fajok alacsonyabb száma és részaránya különíti el a homoki tölgyesek, tölgy-kőris-szil ligeterdők és lösztölgyesek csoportját, míg a többi erdőtársulás-csoport esetében ebben a tekintetben markáns elválást nem találunk. A szerkezeti jellemzők természetessége tekintetében – a sokszor spontán dinamikájú – bokorfüzesek, fűz- és nyírlápok, törmeléklejtő-erdők, szurdokerdők, mészkerülő tölgyesek, illetve bokorerdők, sziklaerdők, fűz-nyár ligeterdők, továbbá a borókás-nyárasok, homoki tölgyesek elváló csoportokat alkotnak, ami a kevésbé intenzív gazdálkodásnak, vagy annak hiányának tudható be elsősorban. A maradék erdőtársulás-csoportok két klaszterbe tagozódnak, az üde mészkerülő erdők és higrofil erdők alkotják az egyiket, ahol a gazdálkodás ismételten alacsonyabb intenzitású, illetve a száraz-félszáraz-üde termőhelyű – főleg a tölgyes jellegű – erdőtársulás-csoportok a másikat. Utóbbi klaszterbe tartozó állományokat érinti legintenzívebben a gazdálkodás. Megjegyzendő az is, hogy az összetételi jellemzők esetében a csoportok közötti különbség nagyobb, markánsabban elválnak, mint a szerkezeti jellemzők esetében. Ez a különbség a funkcionális jellemzők természetességének vizsgálatakor tűnik a legkevésbé szembeűnőnek, bár jól elváló csoportjaink képződnek. A másodlagos erózióknak kitett termőhelyű és jelentősen vadkárosított szikladomborzatú erdők mindhárom típusa egy klaszterbe került, úgyszintén külön csoportot képeznek a többletvízhatásnak kitett, termőhelyében sokszor átalakított (víztelenített, szántott) égerlápok, égerligetek, fűz-nyár ligeterdők, tölgy-kőris-szil ligeterdők, homoki tölgyesek is. Elkülönülnek a szintén speciális, de kevésbé átalakított termőhelyű bokorfüzesek, fűz- és nyírlápok, borókás-nyárasok is egy külön csoportba, valamint a rendkívül meredek termőhelyű, másodlagos erózióknak kitett mészkerülő bükkösök, mészkerülő tölgyesek és bokorerdők is. A további, egy csoportba osztott erdőtársulások termőhelyi természetessége magas, ezek azok, amelyek az erdőgazdálkodásunk elsődleges színterei.

6.4.2 A kultúrerdő-típusok természetessége

A kultúrerdő-típusok természetességének bemutatása előtt ismételten hangsúlyozni kell a már a 3.2.2. fejezetben is kifejtett tényt, hogy csak erdő-termőhelyen lévő kultúrállományokat vizsgáltunk, mert csak itt van értelme erdőtermészetességről beszélni.

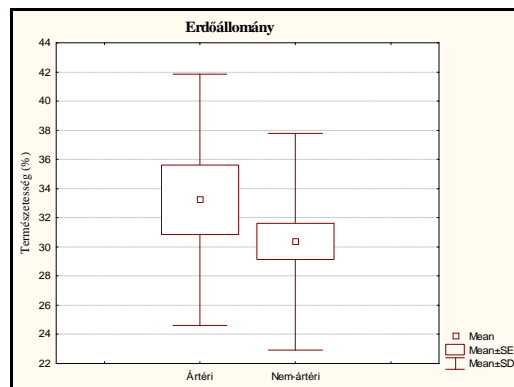


62. ábra – A kultúrerdők természetessége (középérték, középérték hibája és szórás)
 (Jelmagyarázat: EF-FF – erdei- és feketefenyvesek, EgyébFE – egyéb fenyvesek, A – akácok,
 NNY – nemesnyárasok, FD – feketediósok, VT – vöröstölgyesek)

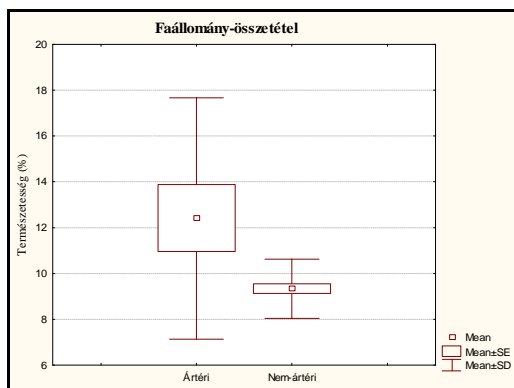
A kultúrerdőket állományalkotó fafajuk szerint 6 csoportba soroltuk, ahol a kultúrfenyveseket két típus, a hosszútűs és kéttűs *Pinus*-okból álló erdei- és feketefenyvesek, illetve az egyéb fenyvesek képviselik. Az egyes kultúrerdő típusok természetességi értékeit a 62. ábra és az M23. táblázat mutatja, melynek elemzéséből a következő sorrendet állapíthatjuk meg: 1. erdei- és feketefenyvesek (40,5 %), 2. egyéb fenyvesek (39,1 %), 3. vöröstölgyesek (38,7 %), 4. feketediósok (37,5 %), 5. akácok (36,6 %), 6. nemesnyárasok (31,1 %). A sorrend megértésére és a különbségek magyarázatára a 2. értékelési szintünket (kritériumok természetessége) hívjuk segítségül. A faállomány-, cserjeszint- és gyepszint-összetétel esetében az akácok mutatják a legalacsonyabb természetességi értéket (2,0 – 27,1 – 17,0 %), az akác agresszivitása miatt természetes fa- és cserjefajok állományaiba nem vagy alig tudnak betörni, a gyökerén élő *Rhizobium leguminosarum* N-kötése miatt pedig igen magas a nitrofil növényfajok száma és borítása. Újulat-összetételében viszont magasabb természetességi értéket (52,8 %) mutat, ami a honos fafajok spontán felverődésének köszönhető. Azonban a fenti számok azt is igazolják, hogy természetes úton ezen újulati arány csak elenyésző töredéke jut el a lombkorona-szintbe. A szerkezeti jellemzők elemzése során azt tapasztalhatjuk, hogy a nemesnyárasok valamennyi szintben alacsony értéket vesznek fel, s különösen igaz ez a faállomány- és a cserjeszint-szerkezetére (28,0 ill. 46,4 %), ami a sematikus hálózatnak, az intenzív agrotechnikának tudható be, s utóbbival indokolható a termőhely-természetességének valamennyi típus közül a legalacsonyabb értéke (63,1 %) is.

A nemesnyárasokat vizsgálhatjuk úgy is, hogy milyen termőhelyen létesítik őket. Így ártéri és nem-ártéri típusokat különböztethetünk meg, amelyek erdőállomány szintű természetessége (33,2 ill. 30,4 %) egymástól szignifikánsan nem különbözik (63a. ábra). Ugyanakkor az összetételi jellemzők esetében már szignifikáns különbséget találunk (26,6 ill. 34,2 %) (63b. ábra). Ezt összetevőkre bontva azt az érdekes jelenséget figyelhetjük meg, hogy az ártéri nemesnyárasok faállomány-összetétele heterogénebb, magasabb természetességgű (12,4 %),

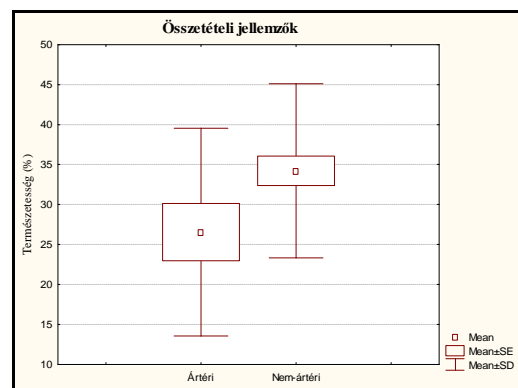
a nem-ártériké homogénebb, szignifikánsan alacsonyabb természetességű (9,3 %) (varianciájukban 17-szeres különbség figyelhető meg) (63c. ábra). Ugyanakkor a többi szint esetében fordított a helyzet, valamennyinél a nem-ártéri típus szintjei mutatnak szignifikánsan magasabb értékeket. Ebből arra lehet következtetni, hogy az áltéri típus faállományába erdészeti vagy spontán úton nagyobb arányban jelennek meg a természetes fafajok, míg a többi állományszintnél az áltéri típusok jobban fertőződnek adventív, invazív és gyomosító jellegű fajokkal. A szerkezeti és a funkcionális jellemzők esetében is az áltéri típus mutat szignifikánsan magasabb értéket a nem-ártéri típusokkal szemben (szerkezeti jellemzők: 53,8 ill. 45,6 %, funkcionális jellemzők: 75,6 ill. 68,3 %), ami azt erősíti, hogy a spontán folyamatok jobban érvényesülnek az áltéri típusnál, s a sematizáló erdészeti beavatkozásoknak itt kisebb eredménye van.



a.



b.

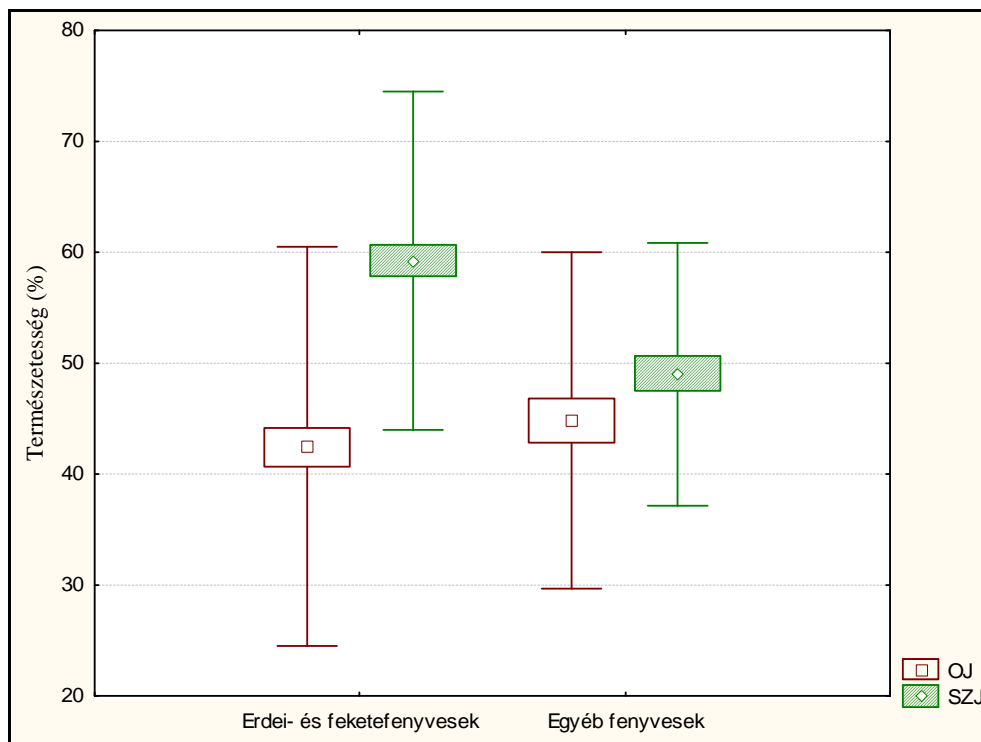


c.

63. ábra – Ártéri és nem-ártéri nemesnyárasok erdőállomány (a.), faállomány-összetétel (b.) és összetételi jellemzők (c.) természetességének összehasonlítása

A két kultúrfenyves típus éri el a legmagasabb átlagos természetességet, ami általánosságban a könnyebb átalakíthatóságukat is jelenti egyben. Külön elemezve őket megállapíthatjuk, hogy az összetételi jellemzők természetessége magasabb, de nem szignifikánsan eltérő az egyéb fenyveseknél, mint az erdei- és feketefenyveseknél (44,8 ill. 42,4 %), a szerkezeti jellemzők természetessége között, az erdei- és feketefenyvesek javára szignifikánsan magasabb természetességi értékeket tapasztalhatunk (59,2 ill. 42,0 %) (64. ábra). Az előzőekben vázolt tendencia a kritériumok esetében (2. vizsgálati szint) is igaz, a faállomány-, a cserjeszint-, a gyepszint- és az újulat-összetétel értékei azt mutatják, hogy az erdei- és feketefenyvesekbe könnyebben törnek be és maradnak meg az idegenhonos és/vagy

gyomosító fajok. Ezzel szemben a szerkezeti jellemzők esetében fordított a helyzet, az erdei- és feketefenyvesek cserjeszint-, gyepszint- és újulat-szerkezet természetessége szignifikánsan magasabb az egyéb fenyvesekénél, ami az előző típus fényben gazdagabb erdőbelsőjével, idősebb korban mozaikosan felritkuló faállomány-szerkezetével, térbeli heterogenitásával magyarázható.



64. ábra – A két kultúrfenyves típus (erdei- és feketefenyvesek ill. egyéb fenyvesek) összetételi és szerkezeti jellemzői természetességének összehasonlítása (Jelmagyarázat: ÖJ – összetételi jellemzők, SZJ – szerkezeti jellemzők)

A feketediósok és a vöröstölgyesek átlagos természetességi mutatója szignifikánsan nem különbözik egymástól, s nem tér el a kultúrerdők átlagos természetességétől sem. Kritériumaik természetessége is hasonló, amelyek közül mindkét esetben a gyepszint-összetétel alacsony értékét (30,0 ill. 30,6 %) kell kiemelni. Ez a mutató azonban eltérő okokra vezethető vissza a két típus esetében, a feketediósoknál az akácéhoz hasonló N-gyűjtő baktériumok tevékenységére, a vöröstölgyesek esetében a fényben szegény erdőbelsőre és a nehezen bomló lombavarrára (BARTHA, 1990, 1991; JÁRÓ, 1963).

A kultúrerdők közül a legnagyobb térfoglalású akácosok erdőgazdasági tájcsoportok szerinti elemzéséből a következő tűnik ki. A legalacsonyabb természetességi értéket a Kisalföldön (31,6 %) illetve a Nagyalföldi szikesvidék (31,7 %) és homokvidék (32,6 %) tájcsoportjaiban kapták, míg ugyanakkor a legmagasabb értékeket a Nyugat-Dunántúlon (38,2 %) és az Északi-középhegységben (38,2 %). (A további – köztes – értékek: Nagyalföldi ártér- és lápvidék: 34,7 %, Dél-Dunántúl: 36,5 %, Dunántúli-középhegység: 36,8 %.) Ez az értékelés azt mutatja, hogy a leginkább feldarabolódott erdőterületű, alacsony erdőszűrségű, erősen átalakított növénytakarójú tájcsoportokban az akácosok is alacsonyabb természetességet vesznek fel, míg a magasabb erdőszűrségű, természetes fafajú erdővel nagy területen borított tájcsoportokban az akácosok is nagyobb természetességet mutatnak. Megjegyzendő, hogy TOBISCH et al. (2003) aljnövényzet vizsgálatai alapján a Duna-Tisza közti akácosok bizonyultak a legheterogénebbnek, míg a kisalföldi akácosok – ebben a tekintetben – jobban hasonlítottak a nyírségiekre, mint a Duna-Tisza köziekre.

Az akácok természetességét jellemezhetjük úgy is, hogy a potenciális természetes erdő-társulás (tkp. nagyobb termőhelyi kategóriák) szerint elemzünk. (Megjegyzendő, hogy csak az erdő-termőhelyen lévő akácállományok elemzésének van ebben az esetben is értelme.) E szempontok szerint végezve az értékelést megállapíthatjuk, hogy az erdőssztyepp társulások helyére ültetett akácok természetessége a legalacsonyabb (32,4 %), ami korrelál a fenti, megfelelő erdészeti tájcsoporthoz (Kisalföld, Nagyalföldi szikesvidék és homokvidék) értékeivel. A xerotherm hegy- és dombvidéki tölgyesek (cseres-tölgyesek, mész- és melegkedvelő tölgyesek) helyére ültetett akácok természetessége a legmagasabb (38,3 %), míg a mezofil jellegű erdő-társulások (bükksők, gyertyános-tölgyesek, keményfás ligeterdők) helyére ültetettek valamivel elmarad ettől (36,1 %). A természetességi érték varianciáját nézve nincs szignifikáns különbség az erdőssztyepp erdő-társulások és a mezofil jellegű erdő-társulások helyére ültetett akácok között (26,5 ill. 24,5), míg a xerotherm tölgyesek helyére ültetett akácok természetességi értékének varianciája (43,0) csaknem kétszerese azokénak. A különbséget az összetételi jellemzőkben kell keresni, a potenciális természetes erdő-társulásból a legtöbb természetes faj a xerotherm tölgyesekből tud megmaradni, illetve visszatelepülni. Hasonló lehetőségek adódnak a mezofil jellegű erdő-társulásoknál is, de itt – a jobb vízgazdálkodás és tápanyag-ellátás miatt – a nitrofil, invazív és idegenföldi fajok borítása (tömegessége) nagyobb, mint az előző csoportban. Az erdőssztyepp erdő-társulások helyére ültetett akácok esetében a természetes fajok aránya itt a legalacsonyabb, míg a nitrofil, invazív és idegenföldi fajok borítása itt a legmagasabb.

6.4.3. A pusztavágások és az erdőfelújítások természetessége

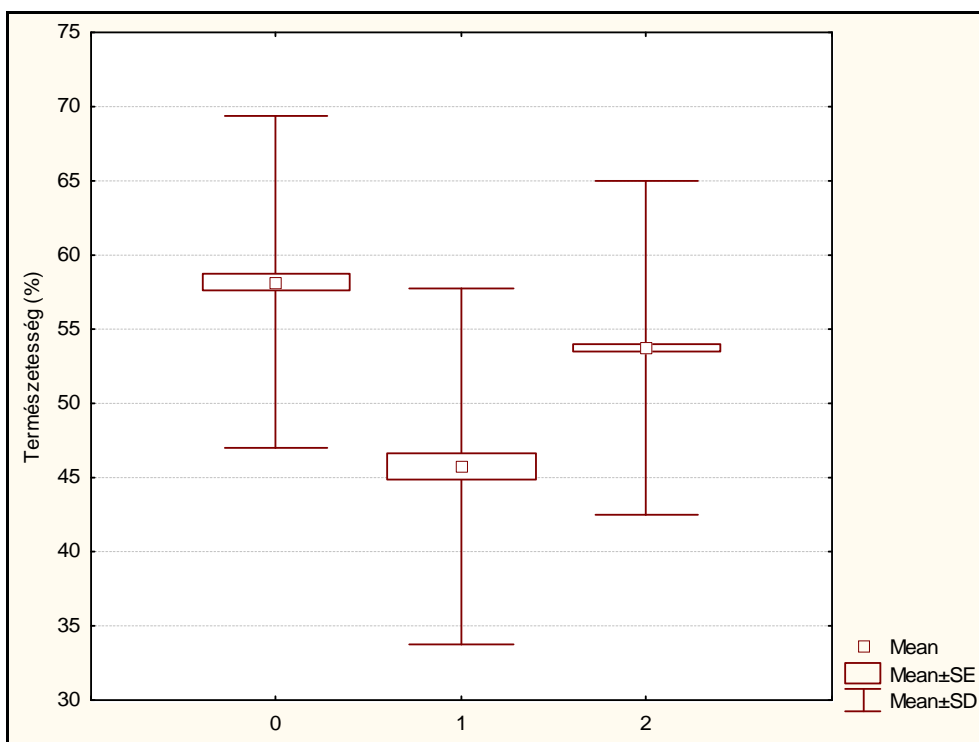
Ebben a fejezetben arra szeretnénk rámutatni, hogy erdő-termőhelyeken nem csak a faállománnyal rendelkező erdőrészek természetességéről érdemes beszélni, hanem ott a pusztavágásoknak és az erdőfelújításoknak is van természetességi értéke. Véletlenszerű minta-vételezésünkben – tudatosan – bent hagytuk az 5 m-nél alacsonyabb faállománnyal (tkp. csemetés, fiatalos vagy sűrűség életfázissal) rendelkező erdőrészeket, valamint a faállomány nélküli pusztavágásokat is, de csak a természetszerű kategóriában, tehát kultúrállományok és átmeneti állományok nem kerültek ebből a szempontból felvételezésre. További értékeléseink java részébe ezeket az erdőrészeket nem vettük be, de itt e helyen csak az ebbe a csoportba sorolható részek természetességével foglalkozunk. Talán meglepő, de ezen erdőrészek természetessége 12,4 – 50,4 % között mozog, amely alsó érték arra is utal egyben, hogy a természetességi skálán 0 %-os vagy ahhoz közeli természetességet felvenni csak együttesen a termőhely és az erdőállomány teljes, vagy szinte teljes megsemmisítésével lehet. A mintavételezésünkbe eső 107 db erdőrészlet átlagos természetességi mutatójaul 37,8 % adódott, ami az alacsony faállomány-természetesség (14,0 %) következménye. Ezen állományok természetességi értéke egyetlen termőhelyi tényezővel, potenciális természetes erdő-társulás-csoporttal, erdőgazdasági tájcsoporthoz, rendeltetéssel, tulajdonformával sem volt kapcsolatba hozható, valamennyi esetben nagyon gyenge korrelációt ($r < 0,200$) tapasztaltunk. A differenciált lombkoronaszinttel nem rendelkező állományok természetességét vizsgálatunk alapján csak a felújítás módja (tkp. az állomány eredete) befolyásolja (dugvány és suháng: 23,7 %, mag és csemete: 34,2 %, tuskó- és gyökérsarj: 41,3 % sorrendben, növekvő természetességi értékkel), amit vélhetően – de jelen vizsgálat keretében nem bizonyítottan – befolyásol még a környező állományokból való rekolonizáció lehetőségének valószínűsége is. Mivel itt az idegenhonos fafajú állományok nem kerültek vizsgálatra, megállapíthatjuk, hogy a természetes fafajú állományok esetében a sarj eredet, a sarjzattatás jelenti a legmagasabb természetességet, a korábbi állományokból ebben az esetben maradhat fenn a legtöbb faj, ekkor van a legnagyobb esélyük átvészelni. Ez természetesen ellentmond a gazdálkodói szempontból előtérbe helyezett mag- és csemete

eredetű felújításnak, ami az alacsonyabb termőhelyi jellemzők természetességével (69,8 %, szemben a sarj eredetű felújítások 78,5 %-os értékével) is arra utal, hogy az ilyen típusú állományokban a talaj-előkészítés intenzívebb a sarjzatott állományokhoz képest. (Hasonló megállapításokat tettünk a 6.3.10. fejezetben is.)

Az ebbe a csoportba tartozó, legjobban átalakított termőhelyű erdőrészlet termőhely természetessége is mintánkban 13,2 %-ot ért el, s a minta átlaga ennél a kritériumnál 76,6 %. A pusztavágások átlagos természetessége (21,1 %) értelemszerűen elmarad az 5 m-nél alacsonyabb faállománnyal (már) rendelkező erdőrészletek átlagos természetességétől (39,6 %). A kritériumok közül – az előzőekben tárgyalt termőhely mellett – a holtfa-ellátottságot, illetve a faállomány-szerkezeti jellemzők közül a hagyásfákat kell még kiemelni. A holtfa-ellátottság természetessége igen alacsony (1,1 %), annak ellenére, hogy a vágásterületen és a későbbi felújításokban is maradhat(na) vissza holt faanyag. 30 cm-nél nagyobb átmérőjű lábbon álló holt faanyag, facsonk csak az erdőrészletek 0,9 %-ban fordult elő, a földön fekvő holt faanyag borítása az erdőrészletek 9,3 %-nál ért el 1-5 %-os borítást, 5 %-nál nagyobb borítás pedig egyetlen erdőrészletben sem volt megfigyelhető. 30 cm-nél nagyobb átmérőjű fekvő holt faanyag pedig mindössze az erdőrészletek 1,8 %-ban fordult elő. Mindezek a számok azt jelzik, hogy a holtfa-ellátottság a pusztavágásokban és az 5 m-nél alacsonyabb faállománnyal rendelkező állományokban hiányzó vagy elenyésző mértékű, ami a jelenlegi vágásos gazdálkodás szempontjából érthető és magyarázható, de a biodiverzitás megőrzése szempontjából viszont jogosan kifogásolható. Hasonló a helyzet a hagyásfákkal is, az erdőrészletek 94,5 %-ában nem maradt vissza hagyásfa, 5,5 %-ában pedig 0,3-0,6 db/ha hagyásfát lehetett regisztrálni. [Megjegyzendő, hogy az erdőrészletek nagysága 3-10 ha között változott.] Megemlítendő az is, hogy a hagyásfák több mint 60 %-a szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedeket képviselt. [Ez utóbbi tény a gazdálkodás és a biodiverzitás-megőrzés szempontjából is egyaránt elfogadható, a kompromisszumkeresés egyik lehetséges pontja.]

6.4.4. Az erdőtermészetesség értékelése gazdálkodási típusonként

Gyakorlati szempontú megállapításokat tehetünk, ha a természetes fafajú potenciális erdő-társulás-csoportjainkat gazdálkodási típusokba soroljuk (SÓDOR – TEMESI, 2001), s e csoportok természetességét vetjük össze (65. ábra). Előzetes várakozásunk szerint az átlagos természetességnek a 0: nincs gazdasági jelentősége – 1: részben van gazdasági jelentősége – 2: van gazdasági jelentősége gradiens mentén csökkenő tendenciát kellene mutatnia, ami az erdészeti beavatkozások mértékének és intenzitásának növekedésével korrelálhat. Azonban az 1: részben van gazdasági jelentősége csoport (mészkerülő erdők, homoki tölgyesek) átlagos természetessége (45,8 %) messze elmarad a 2: van gazdasági jelentősége és különösen a 0: nincs gazdasági jelentősége csoport természetességétől (53,8 ill. 58,2 %). Ez igazolja azt a tényt, hogy a mészkerülő erdők és a homoki tölgyesek – a természetesség megőrzése szempontjából – érzékenyek a gazdálkodásra, a jelenleg és a múltban alkalmazott erdészeti beavatkozások rontják természetességi állapotukat. E csoportosítás azonban arra is rávilágít, hogy az erdészeti beavatkozást nem feltétlenül kell negatívan megítélni a természetesség megőrzése ill. fokozása szempontjából, amit a 0. típushoz képest a 2. típus bár szignifikánsan, de az 1. típushoz képest csak kisebb mértékben elmaradó átlagos természetességi mutatója is igazol. Ha a természetességi kritériumok szintjén tesszük az összehasonlítást, akkor valamennyi összetételi és szerkezeti jellemző, holtfa-ellátottság tekintetében az átlagos természetességi mutatónak megfelelő sorrend alakul ki, azaz az 1. típus (mészkerülő erdők, homoki tölgyesek) valamennyi kritériumát negatívan érinti az ott folyó gazdálkodás. Ettől eltérő kivételt csak a vadhatás és a termőhely természetessége mutat.



65. ábra – A természetességi érték alakulása gazdálkodási típusonként a természetes fafajú erdők esetében (középérték, középérték hibája és szórás)

(Jelmagyarázat: 0 – nincs gazdasági jelentősége, 1 – részben van gazdasági jelentősége, 2 – van gazdasági jelentősége; a potenciális természetes erdőtársulás-csoportok típusokba sorolását lásd a M24. táblázatban)

6.5. A magyarországi erdők természetessége kritériumcsoportonként és kritériumonként

Ebben a fejezetben a 2. értékelési szintünk eredményeit vetjük össze, részben kritériumcsoportonként (faállomány, cserjeszint, gypszint, újulat természetessége ill. összetételi, szerkezeti, funkcionális jellemzők természetessége), részben kritériumonként (faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, cserjeszint-szerkezet, gypszint-összetétel, gypszint-szerkezet, újulat-összetétel, újulat-szerkezet, holtfa, vadhatás, termőhely természetessége). Az összehasonlítás érdekében mintánkat természetes fafajú, termőhely-idegen fafajú és idegenhonos fafajú csoportokra osztottuk, s az összehasonlítást ezek alapján tesszük. Keressük továbbá azt is, hogy a kritériumok és a kritériumcsoportok természetessége milyen kapcsolatban vannak egymással, s az erdőállomány természetességével, azaz a 2. értékelési szinten belüli ill. a 2. és 3. értékelési szintek közötti korrelációt is elemzzük.

6.5.1. A magyarországi erdők természetessége kritériumcsoportonként

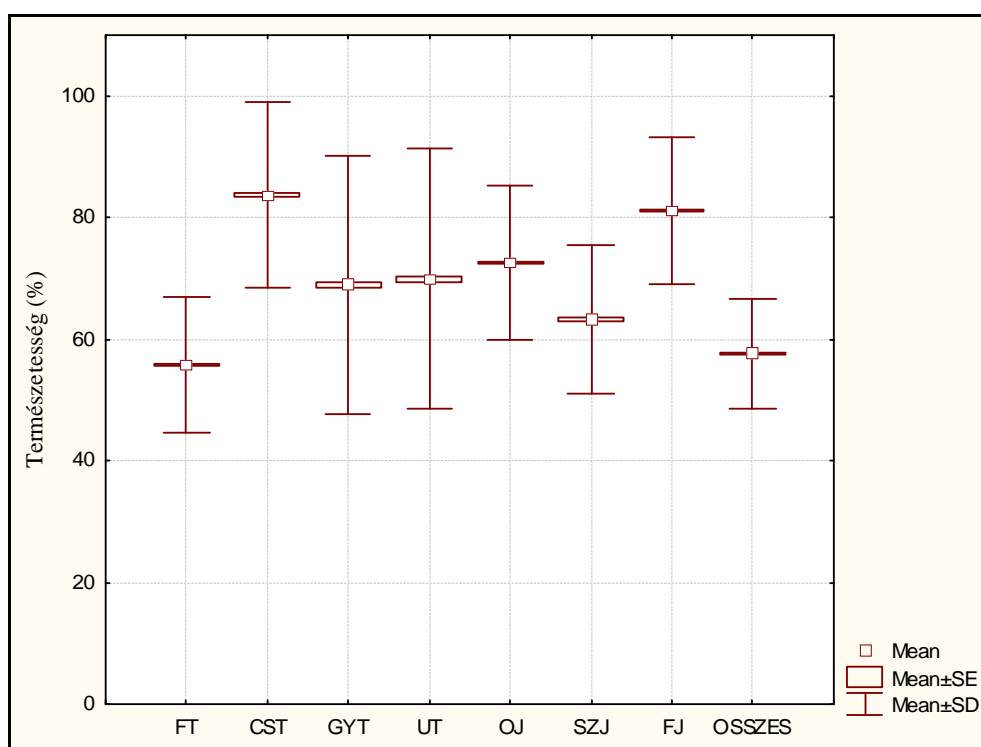
Természetességi kritériumcsoportonként vizsgálva mintánkat ismételtelen a természetes fafajú, termőhelyidegen fafajú és idegenhonos fafajú bontást alkalmazzuk, s a köztük lévő különbségre ill. hasonlóságra szeretnénk rámutatni. Mivel rendező elvünk a faállomány-összetétel, ezért értelemszerűen a faállomány természetességében (melyben a faállomány-szerkezet is szerepel ugyan) szignifikáns, s az előbbi sorrendben csökkenő különbséget tapasztalunk (55,8; 39,8 és 25,5 %). Ezt a szignifikánsan csökkenő különbséget az újulat természetessége és a szerkezeti jellemzők természetessége kivételével valamennyi kritérium-csoportban föl lehet fedezni, amit az is igazol (27. táblázat és 66. ábra), hogy a faállomány-természetessége e két kivételtől eltekintve igen szoros kapcsolatot mutat a többi kritérium-csoport természetességével.

Típus	FT	CST	GYT	ÚT	ÖJ	SZJ	FJ	Összes
T	55,8±0,2	83,7±0,3	69,0±0,5	69,9±0,5	72,6±0,3	63,2±0,3	81,2±0,3	57,6±0,2
TI	39,8±0,6	81,9±1,4	63,4±1,7	66,1±1,8	59,3±1,2	63,6±0,9	79,5±1,0	51,0±0,6
I	25,5±0,4	68,9±1,0	55,4±1,3	68,0±1,6	36,5±0,9	57,7±0,8	76,8±0,7	38,7±0,4

27. táblázat – A kritériumcsoportok átlagos természetességi értéke és a középérték hibája természetes fafajú (T), termőhelyidegen fafajú (TI) és idegenhonos fafajú (I) bontásban.

(A dőlten szedett értékek az egymástól szignifikánsan ($p < 0,05$) nem különböző csoportokat jelölik.)

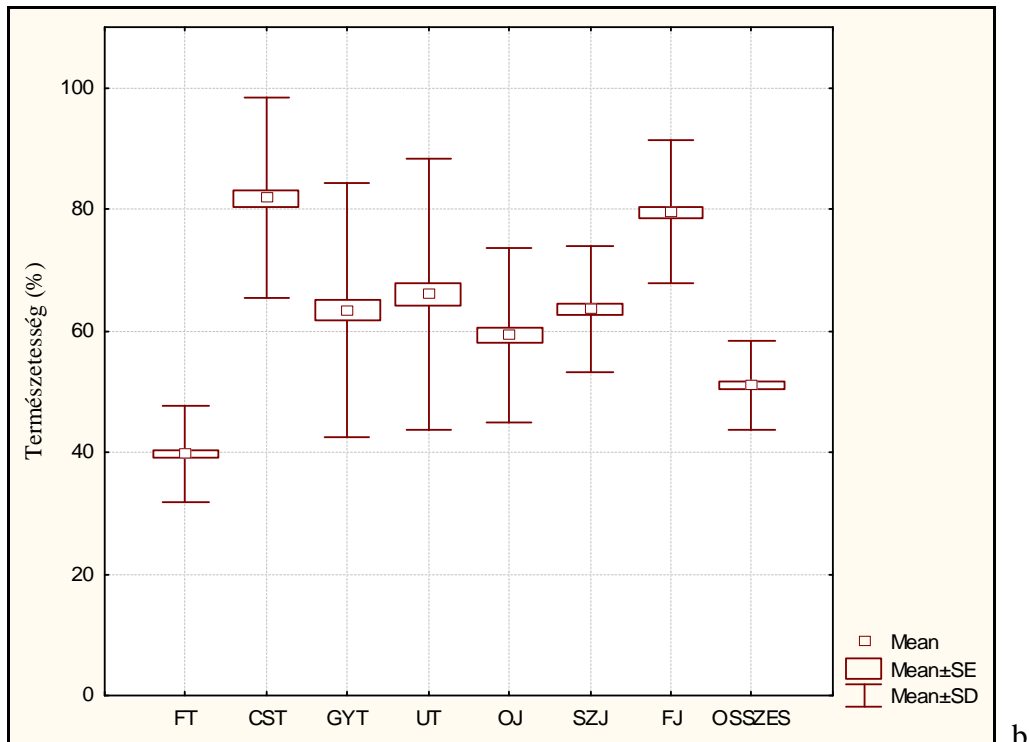
(Jelmagyarázat: FT – faállomány természetessége, CST – cserjeszint természetessége, GYT – gyepszint természetessége, ÚT – újulat természetessége, ÖJ – összetételi jellemzők természetessége, SZJ – szerkezeti jellemzők természetessége, FJ – funkcionális jellemzők természetessége)



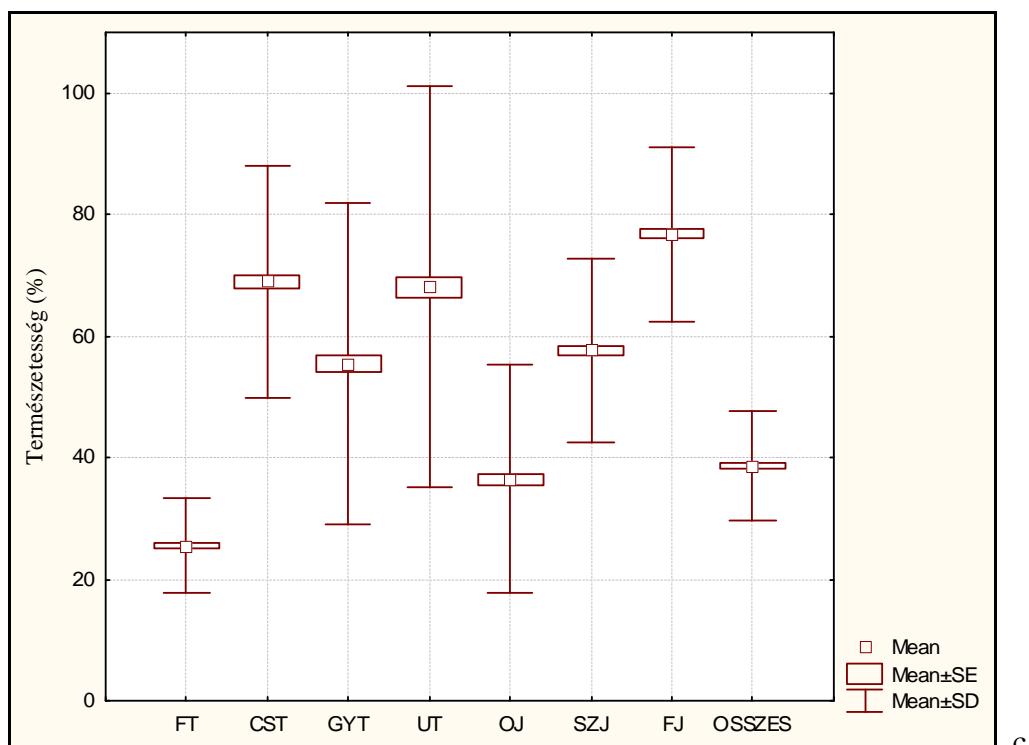
a.

66a-c. ábra – A természetes fafajú (a.), a termőhelyidegen fafajú (b.) és az idegenhonos fafajú (c.) állományok kritériumcsoportjainak természetessége (középérték, középérték hibája és szórás) I.

(Jelmagyarázat: lásd 27. táblázatnál)



b.



c.

66a-c. ábra (folytatás) – A természetes fafajú (a.), a termőhelyidegen fafajú (b.) és az idegenhonos fafajú (c.) állományok kritériumcsoportjainak természetessége (közéérték, közéérték hibája és szórás) II. (Jelmagyarázat: lásd 27. táblázatnál)

Mindez azt bizonyítja, hogy a faállomány-összetétel természetessége (tkp. az állományalkotó fajok őshonossága és termőhelyhonossága, illetve idegen-honossága és termőhelyidegensége) szignifikánsan hat a cserjeszint, a gypeszint, az összetételi jellemzők, a funkcionális jellemzők, valamint az erdőállomány természetességére. Ugyanakkor az állományalkotó fajok termőhelyhonossága – termőhelyidegensége nincs szignifikáns hatással a szerkezeti jellemzők természetességére, viszont azok őshonossága – idegenhonossága már szignifikáns különbséget idéznek elő ennél a kritériumnál is.

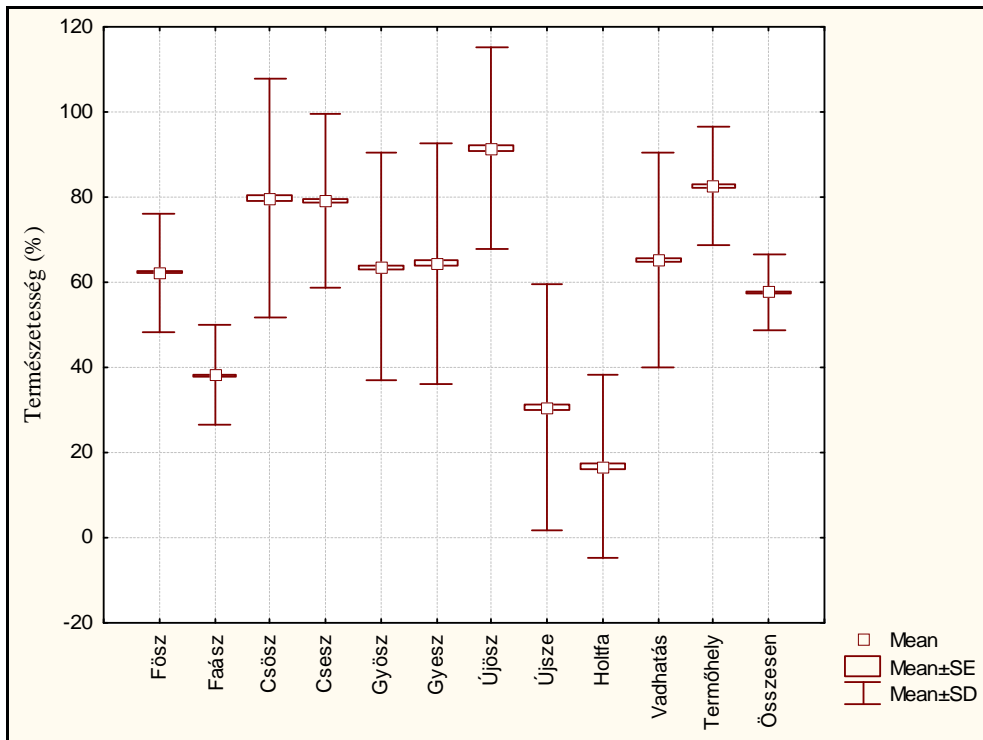
6.5.2. A magyarországi erdők természetessége kritériumoként

Az előző alfejezetben vázolt tendencia fedezhető fel akkor is, ha a kritériumokat hasonlítjuk össze a szokásos bontásban. A természetes fafajú állományok és a termőhelyidegen fafajú állományok több kritériumának (cserjeszint-szerkezet, gypeszint-szerkezet, újulat-összetétel, vadhatás, termőhely) természetessége nem tér el szignifikánsan egymástól, ami azt igazolja, hogy az állományalkotó fajok termőhelyhonossága – termőhelyidegensége ezekre nincs különösebb hatással. Ugyanakkor az idegenhonos fafajú állományok valamennyi fenti kritériumának természetessége szignifikánsan különbözik a természetes fafajú és a termőhelyidegen fafajú állományok ezen kritériumainak természetességétől, tehát az őshonosság – idegenhonosság ezekre a jellemzőkre jelentős hatást gyakorol. A 28. és M25. táblázat valamint a 67. ábra azt is igazolja, hogy a faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, gypeszint-összetétel, újulat-szerkezet esetében az állományalkotó faj őshonosságának – idegenhonosságának, termőhelyhonosságának – termőhelyidegenségének döntő (és szignifikánsan) különböző hatása van. Kis súllyal, és az eddigiekkel szemben ellentétes előjellel hat az állományalkotó faj őshonossága ill. termőhelyhonossága a vadhatás természetességére, azaz az idegenhonos fafajú állományokat kisebb mértékben károsítja a vad, mint az őshonos fafajú állományokat.

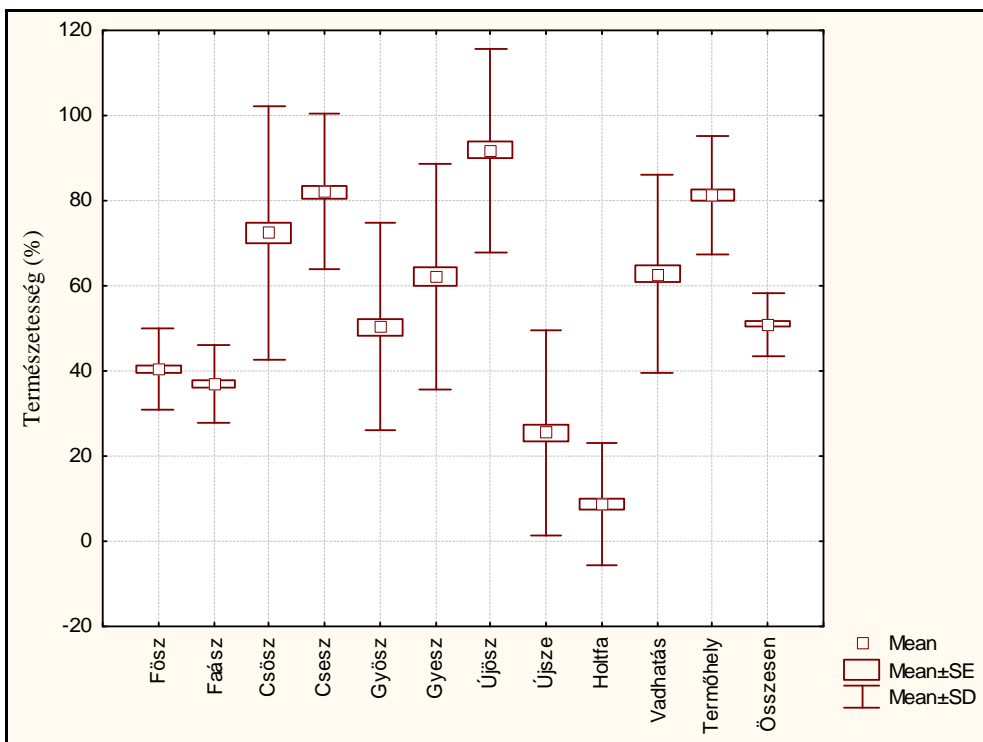
Kritérium	Típus		
	T	TI	I
Faállomány-összetétel	62,3±0,3	40,5±0,8	12,1±0,5
Faállomány-szerkezet	38,1±0,3	37,0±0,7	32,9±0,5
Cserjeszint-összetétel	79,8±0,6	72,5±2,5	42,4±1,4
Cserjeszint-szerkezet	79,2±0,4	82,1±1,5	71,1±1,3
Gypeszint-összetétel	63,5±0,6	50,3±2,0	29,9±1,4
Gypeszint-szerkezet	64,5±0,6	62,1±2,2	54,1±1,5
Újulat-összetétel	91,5±0,5	91,8±2,0	72,7±2,1
Újulat-szerkezet	30,6±0,6	25,5±2,0	14,9±1,1
Holtfa	16,7±0,5	8,7±1,2	7,5±0,7
Vadhatás	65,2±0,5	62,8±1,9	68,8±1,1
Termőhely	82,6±0,3	81,3±1,2	75,6±1,0
Erdőállomány	57,6±0,2	51,0±0,6	38,7±0,4

28. táblázat – A kritériumok átlagos természetességi értéke és a középérték hibája természetes fafajú (T), termőhelyidegen fafajú (TI) és idegenhonos fafajú (I) bontásban.

(A dőlttel szedett értékek az egymástól szignifikánsan ($p < 0,05$) nem különböző csoportokat jelölik.)

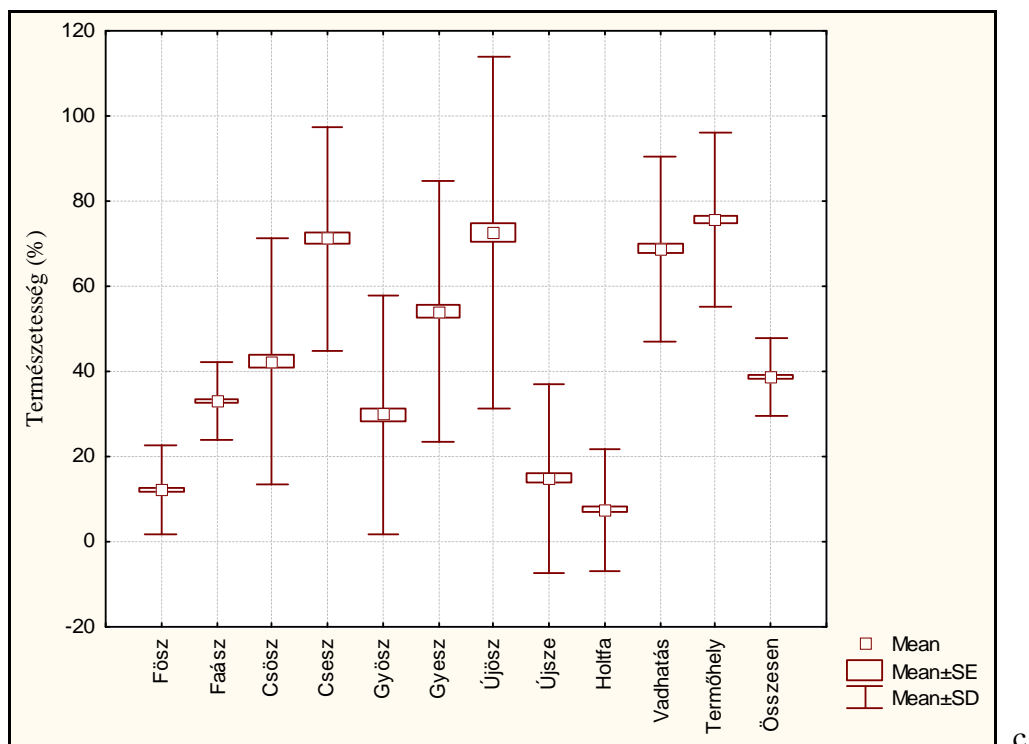


a.



b.

67a-c. ábra – A természetes fafajú (a.), a termőhelyidegen fafajú (b.) és az idegenhonos fafajú (c.) állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája és szórás) I.
 (Jelmagyarázat: Fősz – faállomány-összetétel, Faász – faállomány-szerkezet, Csősz – cserjeszint-összetétel, Csesz – cserjeszint-szerkezet, Győsz – gyepszint-összetétel, Gyesz – gyepszint-szerkezet, Újősz – újulat-összetétel, Újsze – újulat-szerkezet)



c.

67a-c. ábra (folytatás) – A természetes fafajú (a.), a termőhelyidegen fafajú (b.) és az idegenhonos fafajú (c.) állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája és szórás) II.

(Jelmagyarázat: Fősz – faállomány-összetétel, Faász – faállomány-szerkezet, Csősz – cserjeszint-összetétel, Csesz – cserjeszint-szerkezet, Győsz – gyepszint-összetétel, Gyesz – gyepszint-szerkezet, Újősz – újulat-összetétel, Újsze – újulat-szerkezet)

6.5.3. A kritériumok, kritériumcsoportok és az erdőállományok természetességének kapcsolata

A kritériumok és az erdőállomány természetességének összefüggését elemezve megállapíthatjuk, hogy a teljes mintavétel (29. táblázat) és a rész minta-vételek (természetes fafajú ill. idegenhonos fafajú állományok) (30. és 31. táblázat) esetében is szignifikáns kapcsolat mutatható ki valamennyi esetben. A teljes mintavételre vonatkoztatva az erdőállományok természetességének varianciáját – a determinációs koefficiens (r^2) alapján – a faállomány-összetétel 50,2 %-ban, a faállomány-szerkezet 26,8 %-ban, a cserjeszint-összetétel 42,3 %-ban, a cserjeszint-szerkezet 24,7 %-ban, a gyepszint-összetétel 38,0 %-ban, a gyepszint-szerkezet 17,5 %-ban, az újulat-összetétel 10,6 %-ban, az újulat-szerkezet 20,4 %-ban, a holtfa-ellátottság 24,9 %-ban, a vadhatás 2,3 %-ban, a termőhely természetessége 16,4 %-ban magyarázza. Ezek az értékek – a vadhatás értékének kivételével – meghaladják az erdőállomány természetességi értékének képzésénél (3. szint) megállapított súlyértékeket. [A vadhatás természetessége egyébként az a kritérium, amely a legbizonytalanabban mérhető. Ebben elsősorban az játszik közre, hogy a vadhatás miatt hiányzó állományszintek (cserje-, gyep-, újulati szint) tényét nehéz a terepen felismerni.]

r	Faállomány- összetétel	Faállomány- szerkezet	Cserjeszint- összetétel	Cserjeszint- szerkezet	Gyepszint- összetétel	Gyepszint- szerkezet	Újulat- összetétel	Újulat- szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely
Faállomány-összetétel	1,000										
Faállomány-szerkezet	0,234	1,000									
Cserjeszint-összetétel	0,494	0,156	1,000								
Cserjeszint-szerkezet	0,108	0,253	0,187	1,000							
Gyepszint-összetétel	0,496	0,294	0,410	0,186	1,000						
Gyepszint-szerkezet	0,129	0,221	0,086	0,283	0,285	1,000					
Újulat-összetétel	0,355	0,049	0,532	-0,016	0,286	-0,022	1,000				
Újulat-szerkezet	0,204	0,159	0,168	0,228	0,256	0,215	-0,030	1,000			
Holtfa	0,227	0,366	0,146	0,109	0,212	0,093	0,049	0,175	1,000		
Vadhatás	-0,138	-0,082	-0,041	0,172	-0,015	0,161	-0,125	0,150	-0,039	1,000	
Termőhely	0,156	0,071	0,171	0,199	0,177	0,035	0,068	0,126	0,139	0,186	1,000
Erdőállomány	0,709	0,518	0,650	0,497	0,616	0,419	0,325	0,451	0,499	0,151	0,405

29. táblázat – A teljes mintavétel (a lombkoronaszint nélküli állományok (A-) kivételével, N=2715) kritériumai természetességének, valamint az erdőállomány természetességének kapcsolata

Jelmagyarázat: A dőlten szedett értékek $p < 0,001$ szinten nem mutatnak szignifikáns összefüggést.

r	Faállomány- összetétel	Faállomány- szerkezet	Cserjeszint- összetétel	Cserjeszint- szerkezet	Gyepszint- összetétel	Gyepszint- szerkezet	Újulat- összetétel	Újulat- szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely
Faállomány-összetétel	1,000	0,193	0,270	0,002	0,289	0,041	0,320	0,064	0,149	-0,164	0,039
Faállomány-szerkezet		1,000	0,110	0,227	0,270	0,209	0,023	0,153	0,370	-0,091	0,044
Cserjeszint-összetétel			1,000	0,175	0,278	0,051	0,496	0,102	0,074	0,002	0,125
Cserjeszint-szerkezet				1,000	0,129	0,252	-0,021	0,211	0,097	0,172	0,151
Gyepszint-összetétel					1,000	0,280	0,228	0,206	0,150	0,018	0,108
Gyepszint-szerkezet						1,000	-0,016	0,196	0,084	0,165	0,011
Újulat-összetétel							1,000	-0,049	-0,004	-0,095	0,053
Újulat-szerkezet								1,000	0,146	0,169	0,100
Holtfa									1,000	-0,026	0,104
Vadhatás										1,000	0,229
Termőhely											1,000
Erdőállomány	0,477	0,551	0,551	0,511	0,501	0,434	0,271	0,435	0,518	0,232	0,369

30. táblázat – A természetes fafajú állományok (N=2159) kritériumai természetességének, valamint az erdőállomány természetességének kapcsolata

Jelmagyarázat: A dőlten szedett értékek $p < 0,001$ szinten nem mutatnak szignifikáns összefüggést.

A természetes fafajú állományok esetében (30. táblázat) a faállomány-összetétel természetessége nincs szignifikáns kapcsolatban a cserjeszint-szerkezet, a gyepszint-szerkezet és a termőhely természetességével, ugyanez vonatkozik a faállomány-szerkezet és a termőhely természetessége, a gyepszint-szerkezet és a termőhely természetessége kapcsolatára is. Kiemelendő, hogy az előző két alfejezetben is eltérő módon viselkedő újulat-összetétel természetessége szintén nincs szignifikáns kapcsolatban egyik szerkezeti jellemző természetességével (faállomány-, cserjeszint-, gyepszint-, újulat-szerkezet, holtfa) sem. A vadhatás természetessége pedig függetlennek bizonyul a cserjeszint-összetétel és a gyepszint-összetétel természetességétől, valamint a holtfa-ellátottságtól. Gyakorlatiasan közelítve a problémát, a korrelációs koefficiensek alapján ismételten megállapíthatjuk azt a korábbiakban is már többször bizonyított tényt, hogy a faállomány-összetétel természetessége valamennyi további összetételi jellemző természetességével kimutatható kapcsolatban van, de ugyanez mondható el a faállomány-szerkezet természetessége és az egyéb szerkezeti jellemzők (beleértve a holtfát is) természetességének kapcsolatáról is. Fontos, hogy a legnagyobb korrelációs együttműködőt a cserjeszint-összetétel és az újulat-összetétel természetességének kapcsolatánál találtuk. Az idegenhonos fafajú állományok esetében (31. táblázat) a cserjeszint-összetétel természetessége ugyanúgy viselkedik, mint a természetes fafajú állományok esetében az újulat-összetétel természetessége, nincs szignifikáns kapcsolatban a faállomány-, a cserjeszint-, a gyepszint- és az újulat-szerkezet természetességével. E típus esetében is megfigyelhető, hogy az újulat-összetétel természetessége és a faállomány-szerkezet természetessége illetve a termőhely természetessége független egymástól, továbbá itt is igazolható a vadhatás természetességének és a holtfa-ellátottságnak is a hiányzó kapcsolata. A fentiekben tett gyakorlatias megállapításunkat az idegenhonos fafajú állományok esetében is megerősíthetjük (még magasabb korrelációs koefficiensekkel), miszerint a faállomány-összetétel természetessége kimutatható kapcsolatban van a további összetételi jellemzők természetességével, illetve ugyanez igaz a faállomány-szerkezet természetessége és a további szerkezeti jellemzők természetessége esetében is. A legnagyobb korrelációs együttműködőt itt is a cserjeszint-összetétel és az újulat-összetétel természetessége között kaptunk.

r	Faállomány- összetétel	Faállomány- szerkezet	Cserjeszint- összetétel	Cserjeszint- szerkezet	Gyepszint- összetétel	Gyepszint- szerkezet	Újulat- összetétel	Újulat- szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely
Faállomány-összetétel	1,000	0,200	0,464	0,074	0,458	0,044	0,318	0,145	0,273	-0,217	0,093
Faállomány-szerkezet		1,000	0,037	0,335	0,262	0,251	0,006	0,064	0,292	-0,014	0,085
Cserjeszint-összetétel			1,000	0,016	0,333	-0,043	0,557	0,001	0,193	-0,176	0,089
Cserjeszint-szerkezet				1,000	0,214	0,364	-0,120	0,234	0,137	0,244	0,282
Gyepszint-összetétel					1,000	0,185	0,233	0,109	0,269	-0,087	0,181
Gyepszint-szerkezet						1,000	-0,158	0,187	0,009	0,204	0,053
Újulat-összetétel							1,000	-0,263	0,089	-0,225	-0,019
Újulat-szerkezet									0,172	0,137	0,077
Holtfa										-0,039	0,239
Vadhatás										1,000	0,085
Termőhely											1,000
Erdőállomány	0,543	0,495	0,504	0,632	0,555	0,429	0,187	0,346	0,514	0,173	0,503

31. táblázat – Az idegenhonos fafajú állományok (N=405) kritériumai természetességének, valamint az erdőállomány természetességének kapcsolata

Jelmagyarázat: A dőltten szedett értékek $p < 0,001$ szinten nem mutatnak szignifikáns összefüggést.

A kritériumcsoportok természetességének egymás között és az erdőállományok természetességével vizsgált kapcsolata (32. és 33. táblázat) alapján megerősíthető, hogy az újulat természetessége nincs szignifikáns kapcsolatban sem a faállomány, sem az erdőállomány természetességével, s ez egyaránt igaz mind a természetes fafajú, mind az idegenhonos fafajú állományokra. A faállomány és a cserjeszint (mint az erdőgazdálkodó által közvetlenül befolyásolható elemek) természetessége illetve az összetételi jellemzők természetességének kapcsolatában sokkal erősebb kapcsolatot találunk a természetes fafajú állományok esetében ($r=0,675$ és $r=0,553$), mint az idegenhonos fafajú állományoknál ($r=0,201$ és $r=0,251$).

r	FT	CST	GYT	UT	OJ	SZJ	FJ	Erdőállomány
FT	1,000	0,172	0,141	0,024	0,675	0,101	-0,008	0,579
CST		1,000	0,206	0,043	0,553	0,631	0,150	0,640
GYT			1,000	-0,098	0,172	0,569	0,063	0,481
UT				1,000	0,169	0,022	0,022	0,013
OJ					1,000	0,125	0,033	0,649
SZJ						1,000	0,136	0,598
FJ							1,000	0,363

32. táblázat – A természetes fafajú állományok (N=2159) kritériumcsoportjai természetességének, valamint az erdőállomány természetességének kapcsolata
Jelmagyarázat: A dőlttel szedett értékek $p<0,001$ szinten nem mutatnak szignifikáns összefüggést.

r	FT	CST	GYT	UT	OJ	SZJ	FJ	Erdőállomány
FT	1,000	0,325	0,239	-0,055	0,201	0,350	0,061	0,575
CST		1,000	0,369	-0,082	0,251	0,792	0,274	0,676
GYT			1,000	-0,212	0,030	0,661	0,129	0,467
UT				1,000	0,471	-0,167	-0,079	-0,010
OJ					1,000	-0,001	0,002	0,513
SZJ						1,000	0,247	0,604
FJ							1,000	0,507

33. táblázat – Az idegenhonos fafajú állományok (N=405) kritériumcsoportjai természetességének, valamint az erdőállomány természetességének kapcsolata
Jelmagyarázat: A dőlttel szedett értékek $p<0,001$ szinten nem mutatnak szignifikáns összefüggést.

6.6. A magyarországi erdők természetességének elemzése néhány kiválasztott indikátor alapján

Fontos kérdés az is, hogy az egyes indikátorok (1. értékelési szint) milyen kapcsolatban vannak a kritériumok (2. értékelési szint) és az erdőállomány (3. értékelési szint) természetességével, illetve egymással. (Az indikátorok rövidítéseinek feloldását lásd a 6. Függelékben.) Az elvégzett Spearman-féle rangkorreláció alapján megállapíthatjuk, hogy a természetes fafajú állományokban valamennyi indikátor szignifikáns ($p<0,001$) kapcsolatot mutat fel a saját kritériumával, míg az idegenhonos fafajú állományok esetében az A4 (nemesített őshonos fa-

faj(ok) fajtájának(inak) aránya, az A5 (termőhelyidegen, de őshonos fafaj(ok) aránya), az A7b (a lombkoronaszint záródásának átlaga) és az A16 (idős fák térbeli mintázata) indikátorok nem mutattak szignifikáns kapcsolatot kritériumaikkal. Ugyanakkor az indikátorok és az erdőállomány természetessége közötti kapcsolatot elemezve elmondhatjuk, hogy az A4, A5, A16, továbbá az E1 (hántáskár mértéke), F2 (az erózió területaránya), F7 (talajsebzés) indikátorok sem a természetes fafajú, sem az idegenhonos fafajú állományok esetében nem mutattak szignifikáns kapcsolatot. Az idegenhonos fafajú állományok esetében ez még tovább bővül az A7b, A8 (tisztások megléte), A15 (idős fák mennyisége), A16 (idős fák térbeli mintázata), B6 (a nitrofil cserje- és fafajok aránya a cserjeszintben), D3 (az idegenhonos újulat aránya), E4 (alomszint károsításának mértéke), E5 (állományszintek hiánya a vad miatt), F4 (humuszforma) indikátorokkal. Ezek a megállapítások azért is fontosak, mert a későbbiekben (6.9. fejezet) tárgyalásra kerülő egyszerűsített mintavételezés kidolgozásakor az indikátorok elhagyásánál ill. megtartásánál szerepet játszottak.

A továbbiakban – a korrelációs koefficiens szem előtt tartásával – néhány kiválasztott indikátort önmagában értékelünk, tehát az 1. vizsgálati szintünkön elemzünk, ismételten bizonyítván azt, hogy a felállított értékelő rendszerünk hierarchikus elemzést is lehetővé tesz. Az elemzés szempontjait úgy választottuk meg, hogy gyakorlatiasan interpretálható problémákra adhasunk választ.

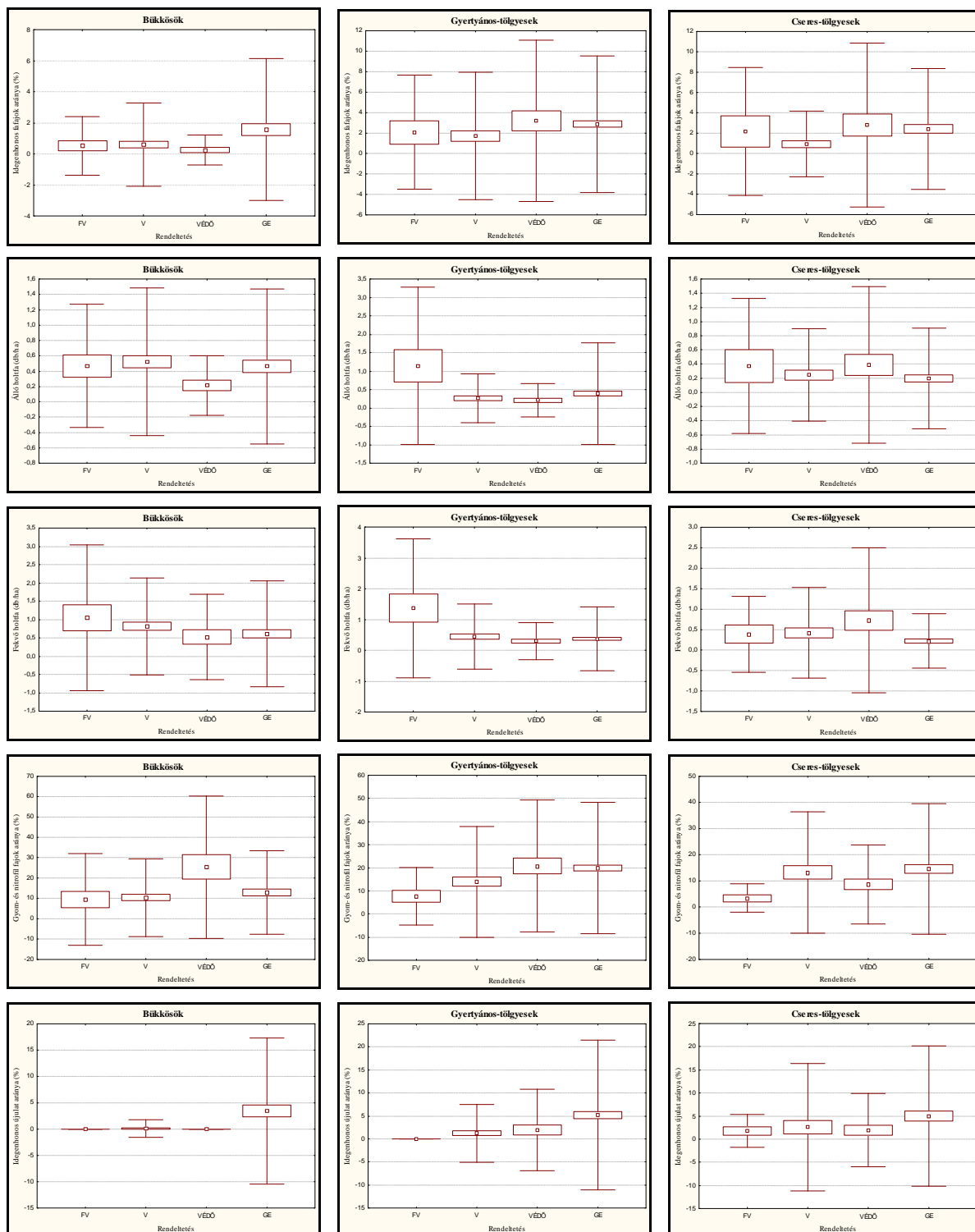
Első esetben öt olyan indikátort választottunk ki (idegenhonos fafajok aránya, álló holtfa mennyisége, fekvő holtfa mennyisége, gyom- és nitrofil fajok aránya a gypszintben, idegenhonos újulat aránya), amelyek természetességi értékét az erdőgazdálkodó közvetlenül befolyásolhatja, ill. szembetűnően jelzi neki a természetességi állapotot. Ezen indikátorokat az erdőrészetek rendeltetés szerinti megoszlása alapján három gazdaságilag fontos erdőtürsülés-csoportban (bükkösök, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek) elkülönítetten vizsgáljuk (68. ábra). Az egyik legszembeűnőbb megállapítás, hogy a fokozottan védett és a védett rendeltetésű állományok között a bükkösök esetében egyetlen egy sem, a cseres-tölgyesek esetében mindössze egy indikátor (gyom- és nitrofil fajok aránya a gypszintben) esetében mutatkozik szignifikáns különbség. A gyertyános-tölgyeseknél viszont csak az idegenhonos fafajok aránya nem különbözik szignifikánsan egymástól a védett és a fokozottan védett állományokban. Ezen indikátorok esetében a fokozott védelem tehát nem érvényesül a bükkösöknél és a cseres-tölgyeseknél, a gyertyános-tölgyeseknél viszont igen. Ha pedig a védett elsődleges rendeltetésű állományokat hasonlítjuk össze a gazdasági rendeltetésű állományokkal, akkor mind a három erdőtürsülés-főcsoportnál szignifikáns különbség adódik az idegenhonos fafajok arányában, továbbá az idegenhonos újulat arányában. Tehát a gazdálkodásnak ill. kezelésnek ezekre az indikátorokra nézve jól mérhető és pozitív hatása van, viszont a további három indikátor esetében nem adódtak szignifikáns különbségek a védett és a gazdasági rendeltetésű állományok között. Különösen az álló és a fekvő holtfa mennyisége az, amelynek alakításában tevékenyen közreműködhet az erdész, javítván ezzel a védett természeti területek erdeinek természetességi állapotát.

A második esetben ugyanezen öt indikátort elemezzük, de ezúttal a tulajdonforma (állami, magán, rendezetlen) szerinti megoszlásban a fenti három erdőtürsülés-főcsoportban (69. ábra). Mindezek alapján azt a megállapítást tehetjük, hogy az állami tulajdonú és a magán tulajdonú erdők között (egyelőre) nincs szignifikáns különbség négy indikátor (álló holtfa mennyisége, fekvő holtfa mennyisége, gyom- és nitrofil fajok aránya a gypszintben, idegenhonos újulat aránya) esetében, az idegenhonos fafajok arányában viszont a bükkösök és a gyertyános-tölgyesek esetében kimutatható a szignifikáns különbség ebben a bontásban. Azonban rögtön hozzá kell tenni, hogy a magán tulajdonú bükkösök rosszabb, a gyertyános-tölgyesek viszont jobb állapotúnak bizonyultak az állami erdőknél. (A rendezetlen tulajdonú állományokat nem

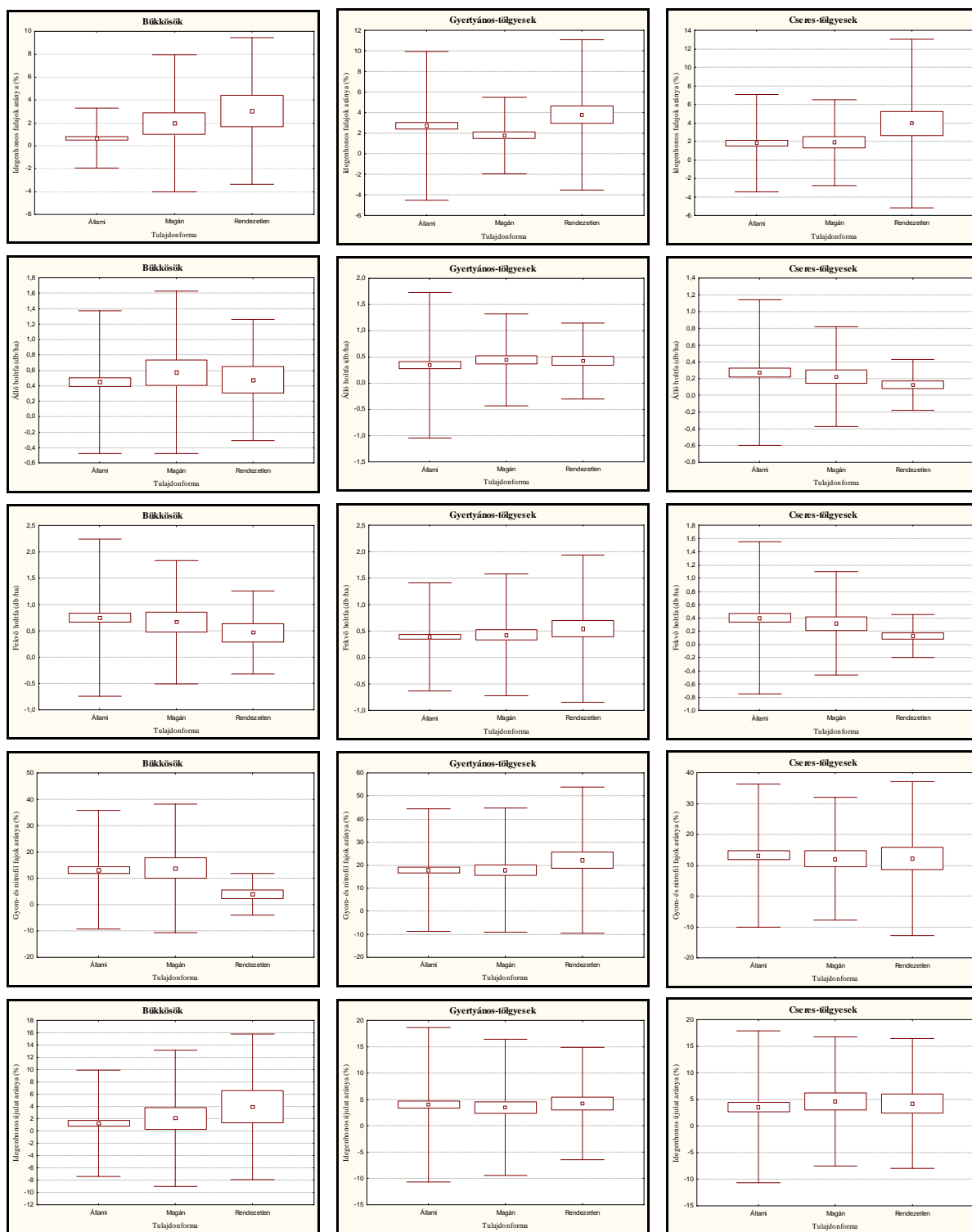
vetjük össze, mert „gazdátlanságuk” miatt megállapításokat egyelőre nem célszerű tenni.) Megjegyzendő viszont, hogy a természetesség vizsgálat monitoring jellegű kiterjesztése esetén (rendszeres, pl. 10 éves visszatérési periódussal) ismét össze lehet vetni a különböző rendeltetésű és tulajdonviszonyú állományokat a fenti indikátorok alapján, s a gazdálkodást ill. kezelést ez alapján is lehet majd minősíteni.

Az indikátorok viselkedéséről nem csak úgy kaphatunk információt, hogy az átlagukat, szórásukat vizsgáljuk, hanem gyakoriság eloszlásaik alapján is. A 70. ábra néhány összetételi indikátor gyakoriság eloszlását mutatja, ahol csak a természetes fafajú állományainkat elemeztük a mintánkból. A gyakorlat számára is fontos megállapítás az, hogy pl. az 5 % alatti elegyarányú fafajok elegyarányának összege (b.) a vizsgált és reprezentatívnak kijelentett erdőrészek mintegy 65 %-ában nem haladja meg az 1 %-ot, a többi kategóriában (10 % elegyarány összegig) pedig exponenciálisan csökkenő tendenciát mutatnak. E fölött kis elegyarányú (< 5 %) elegyfaj-összeg nincs. Ugyanakkor a gyom- és/vagy nitrofil fajok aránya a gyepszintben (f.) már más eloszlást mutat. Az állományok mintegy 65 %-a esetében a borításarány 10 % alatti, viszont a többi kategóriában (11-100 % borításarány között) csaknem egyenletes eloszlást mutatnak a fennmaradó erdőrészek. Ez a tendencia kapcsolatba hozható az alomszint bolygatottságának (h.) mértékével is. Kiemelendő még az idegenhonos újulat arányának eloszlása (g.), mely fontos figyelmeztetést hordoz magában. A faállomány idegenhonos fafaj-aránya (d., a., c.) 40 %-os részarányig rohamosan csökkenő tendenciát mutat, s e fölött nincs erdőrésztünk (mert ezek az állományok már az idegenhonos fafajú csoportba tartoznak, s ezeket tudatosan nem vettük be a mintába), ugyanakkor az idegenhonos újulat aránya az 50-100 % tartományban fokozatosan növekvő tendenciát vázol fel. Tehát a természetes fafajú erdeinkben idegenhonos újulat betörésével kell az erdőrészek mintegy 5 %-ában számolnunk. (Csak a korábbiakban is hangoztatott monitoring jellegű vizsgálat döntheti majd csak el, hogy ez a tendencia a jövőben hogyan alakul. Jelen vizsgálatunk egy állapotot rögzít, de pont az idegenhonos újulat arányának eloszlása sejteti a jövőt is.)

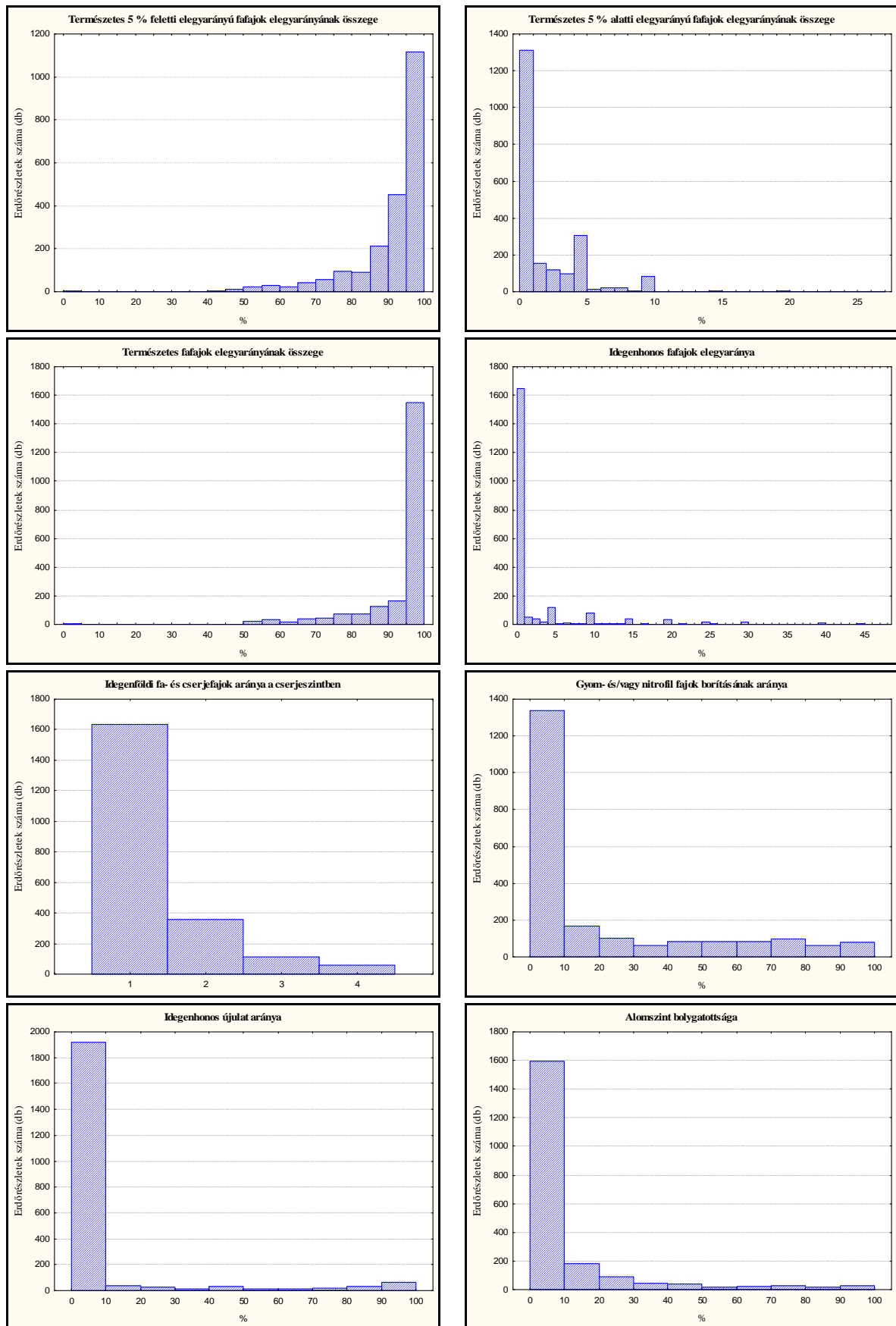
Érdekes még a holtfa indikátorok egy részét is közelebbről megvizsgálni (71. ábra). A legegyenetlenebb eloszlásokat ugyanis az idős fák arányánál és az álló ill. fekvő holtfa arányánál találjuk. Különösen kitűnik a vastag holtfa hiánya a hazai természetes fafajú erdőkben. De ennél is feltűnőbb, hogy milyen kevés a vágásérettségi kort meghaladó idős faegyedek aránya. Háromnál több idős fát (hagyásfát) hektáronként nem találunk a magyarországi természetes fafajú erdők átlagában, s az 1 db idős fa / ha vagy ennél nagyobb érték is csak az erdőrészek 2,1 %-ában mutatkozik. [Megjegyzendő, hogy vizsgálatunkba nem vettük be a differenciált lombkoronaszinttel nem rendelkező állományokat, amelyekben a hagyásfák részaránya lehet magasabb, de a fiatalos záródásával a hagyásfák aránya a fenti átlagos értékre csökken. Ez a tény arra utal, hogy a hagyásfa-nevelés külön figyelmet érdemel, azért, hogy a második generációs állományban is megmaradhassanak az idős fák.] A fekvő vastag holtfa esetében a természetes fafajú állományok 89,4 %-ában a kínálat nem éri el az 1 db / ha értéket, hasonlóan alakul az arány az álló vastag holtfa esetében is, itt az állományok 89,9 %-ában találunk 1 db / ha-nál kisebb mutatót. Az idős fákkal való ellátottsággal ellentétben a vastag holtfa esetében valamivel jobb a helyzet, akadnak olyan erdőrészek is – igaz csak nagyon kis arányban –, ahol 3-9 db / ha holtfa mennyiséget lehet regisztrálni.



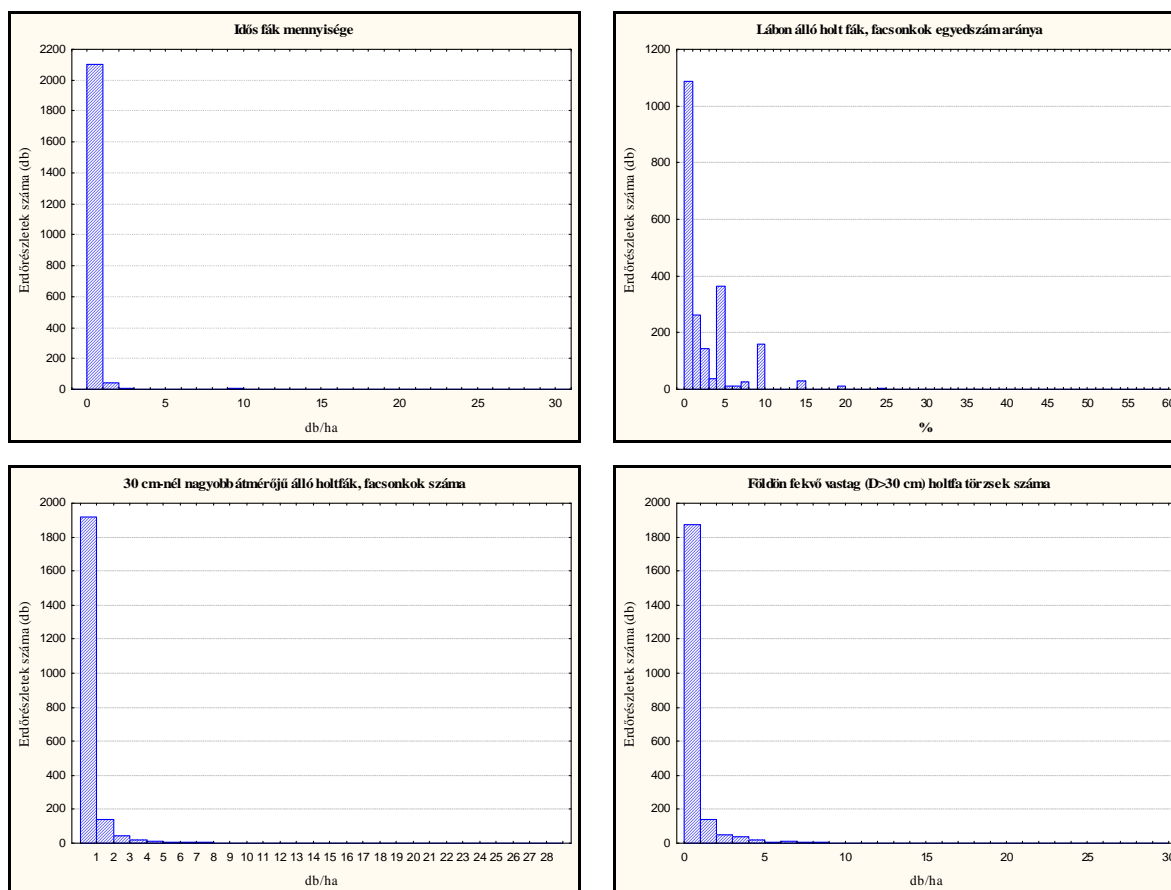
68. ábra – Öt kiválasztott indikátor (idegenhonos fafajok aránya, álló holtfa mennyisége, fekvő holtfa mennyisége, gyom- és nitrofil fajok aránya a gyepszintben, idegenhonos újulat aránya) természetességi értéke (középérték, középérték hibája és szórás) rendeltetés szerinti megoszlása három gazdaságilag fontos erdőtársulás-csoportban (bükkösök, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek)
 (Jelmagyarázat: FV – fokozottan védett erdő, V – védett erdő, VÉDŐ – védőerdő, GE – gazdasági erdő)



69. ábra – Öt kiválasztott indikátor (idegenhonos fajok aránya, álló holtfa mennyisége, fekvő holtfa mennyisége, gyom- és nitrofil fajok aránya a gyepszintben, idegenhonos újulat aránya) természetességi értéke (középérték, középérték hibája és szórás) tulajdonforma (állami, magán, rendezetlen) szerinti megoszlása három gazdaságilag fontos erdőtürsülés-csoportban (bükkösök, gyertyános-tölgyesek, cseres-tölgyesek)



70. ábra – Néhány összetételi indikátor eloszlás ábrája természetes fafajú állományoknál



71. ábra – Néhány holtfa indikátor eloszlás ábrája természetes fafajú állományoknál

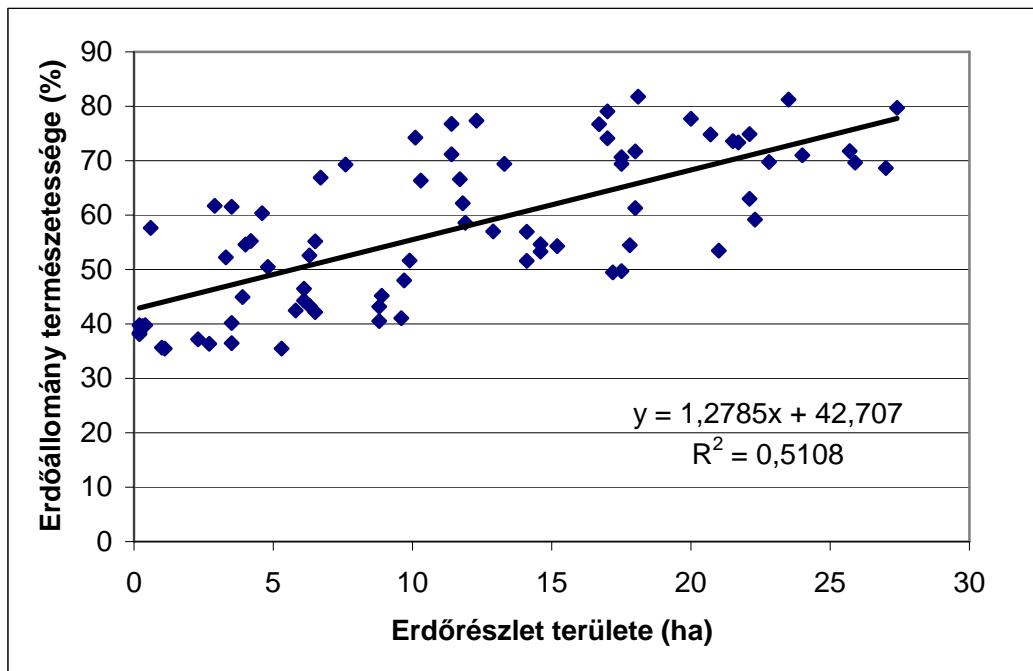
6.7. Az állományok területnagysága, a fejlődési fázisok és a kezelési típusok hatása az erdőtermészetesség alakulására

Ebben a fejezetben olyan kérdésekre keressük a választ, melyek – a többi fejezettől eltérően – az országos mintavételezés alapján nem megválaszolhatók, mivel a háttérváltozók különbözőek, s az összehasonlítást nem teszik lehetővé. Épp ezért a mintavételi fejezetben leírt speciális mintavétellel (zömében a Magas-Bakonyból ill. a Nyírségből) elégtjük ki a homogén háttérváltozókra vonatkozó kitélt.

6.7.1. Az állományok területnagysága és az erdőtermészetesség kapcsolata

A Magas-Bakony erdőgazdasági tájban felvételezett, ernyős felújítógáccsal kezelt bükkös állományok természetességének területfüggését a 72. ábra mutatja. A korrelációs koefficiens közepes-szoros ($r=0,715$) kapcsolatot igazol a területnagyság és az állománytermészetesség között. Kézenfekvőnek tűnik a következtetés, hogy vágásos üzemmódban kezelt állományok esetében a minél nagyobb erdőrésztlet-nagyság a kedvezőbb, azonban hangsúlyozni kell, hogy esetünkben 95-105 év közötti állományokat elemeztünk. Csak egy korosztályon (életfázison) belül tekinthető igazoltnak a fenti megállapítás, valamennyi életfázist figyelembe véve az erdőtermészetesség értéke módosulhat (lásd 6.7.2. fejezet). Ha a természetességi kritériumok értékét vetjük össze a területfüggéssel (34. táblázat), akkor az újulat-szerkezet természetessége mutatja a legszorosabb kapcsolatot az erdőállomány területével, azaz minél nagyobb az erdőrésztlet területe, annál heterogénebb az újulat mintázata, annál jobban tud reagálni az újulat az erdőállomány heterogenitásaira. Magasabb korrelációs koefficiens adódott a funkcionális jellemzők (termőhely, vadhatás) esetében is. Azaz nagyobb erdőrésztlet esetében

az erdészeti munkák során a termőhely kisebb mértékű kárt szenved, s a vadhatás mértéke is alacsonyabb lesz. Hasonló szorosságú kapcsolatot igazol a holtfa és a terület összefüggése is. Az 1. szint (indikátorok) alapján nagyobb erdőrészekben több a lábón álló holtfa, facsonk, fekvő holtfa mértéke, azaz az erdőgazda itt kevésbé tudja/akarja a holtfát eltávolítani. Kiemelhető még a gyepszint-összetétel természetessége és a területfüggés kapcsolata is. A cönológiai referenciaként tekintett gyepszint-összetétel csak a nagy területű erdőrészek esetében tekinthető megbízhatóbbnak a társulások jellemzésére, kis területű állományok esetében torz képet adhat. A faállomány és a cserjeszint összetételei illetve szerkezeti jellemzői természetessége és a területfüggés gyenge-közepes kapcsolata azt igazolja, hogy az erdőnevelések során ezeket befolyásolja legjobban a gazdálkodó, a spontán folyamatok – szemben pl. a gyepszinttel, újulattal – itt érvényesülnek a legkevésbé.



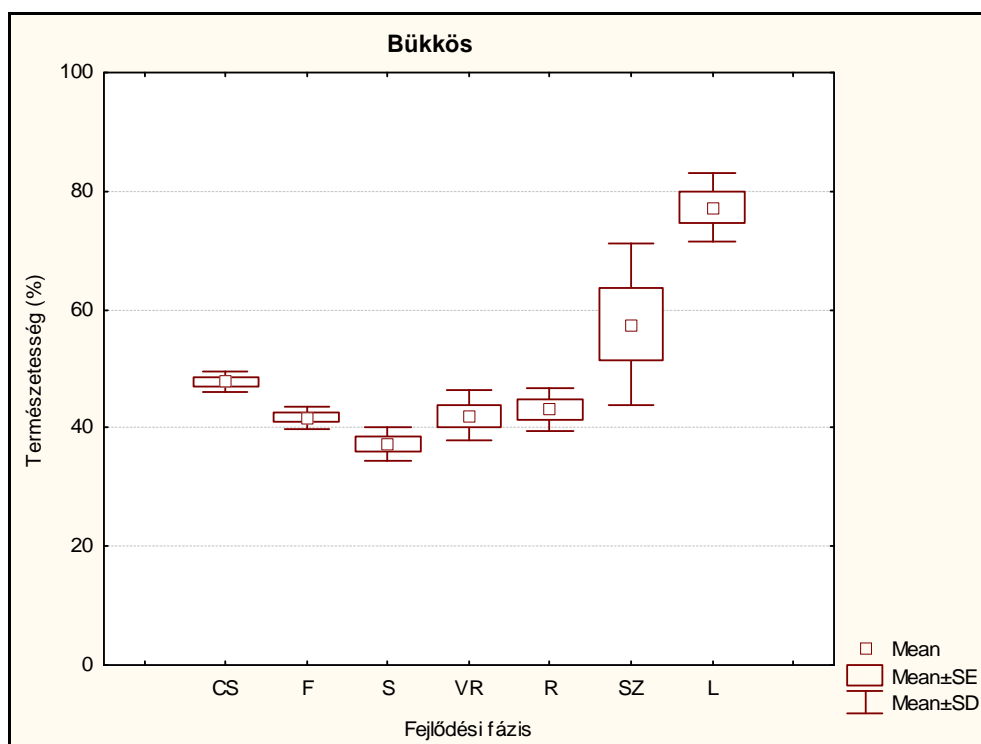
72. ábra – Ernyős felújítógáccsal kezelt lábás életfázisú bükkös állományok természetességének kapcsolata az erdőrészek (N=77) területével

Kritérium	Korrelációs koefficiens (r)
Faállomány-összetétel	0,460
Faállomány-szerkezet	0,480
Cserjeszint-összetétel	0,466
Cserjeszint-szerkezet	0,437
Gyepszint-összetétel	0,614
Gyepszint-szerkezet	0,467
Újulat-összetétel	0,000
Újulat-szerkezet	0,703
Holtfa	0,648
Vadhatás	0,652
Termőhely	0,601
Erdőállomány	0,715

34. táblázat – Az erdőrészek nagysága és a kritériumok ill. erdőállomány természetességének kapcsolata

6.7.2. Az állományok fejlődési fázisa és az erdőtermészetesség kapcsolata

A magas-bakonyi mintaterületek fokozatos felújítógaggással, ernyős bontással kezelt bükkös állományainak természetessége és a fejlődési fázisok közötti kapcsolatot a 73. ábra mutatja. A természetesség minimumát a sűrűség fázisban éri el az állományok, itt a legalacsonyabb a faállomány-összetétel, faállomány-szerkezet, gyepszint-összetétel, gyepszint-szerkezet, újulat-szerkezet, holtfa, vadhatás, termőhelyi jellemzők természetessége. Az egyes kritériumok varianciáját elemezve is itt találjuk a legalacsonyabb értékeket, ez a fázis tekinthető a leghomogénebbnek. Ezzel szemben a két korábbi fázis, a csemetés és a fiatalos természetessége magasabb a sűrűségénél, sőt a csemetés fázis természetessége meghaladja a vékonyrudas és a rudas fázisét is. A csemetés életfázisban – a fokozatos felújítógaggásból adódóan – az anyaállomány egy része még visszamaradhat, ezzel nagyban növeli a szerkezeti jellemzők természetességét, de ez kihat a holtfa kínálatra is. Az ápolások hiánya vagy csekély száma miatt az összetételi jellemzők természetessége is magasabb, ezek homogenizáló hatása még kevésbé jelentkezik. Ezzel szemben a fiatalos életfázisban az elvégzett beavatkozások homogenizáló hatása miatt az összetételi és a szerkezeti jellemzők esetében is alacsonyabb természetességet találunk, mint a csemetés életfázisban. A vékonyrudas és rudas fázisban a cserjeszint differenciálatlansága, a fényhiány miatt a gyepszint homogenitása, az újulat hiánya miatt alacsony a természetesség, s itt alacsony a (vastag) holtfa kínálat is. Lényeges változás következik be a szálas életfázisban, a természetesség leginkább az állományszintek differenciálódása, az újulat megjelenése, a holtfa kínálat növekedése miatt következik be, de a gyepszint is itt töltődik fel a tömegfajok mellett a jellemző kísérőfajokkal. Valamennyi kritérium esetében a lábas életfázisban a legnagyobb a természetesség, melyek együttesen eredményezik, hogy az állományok természetességi értéke is itt a legmagasabb.

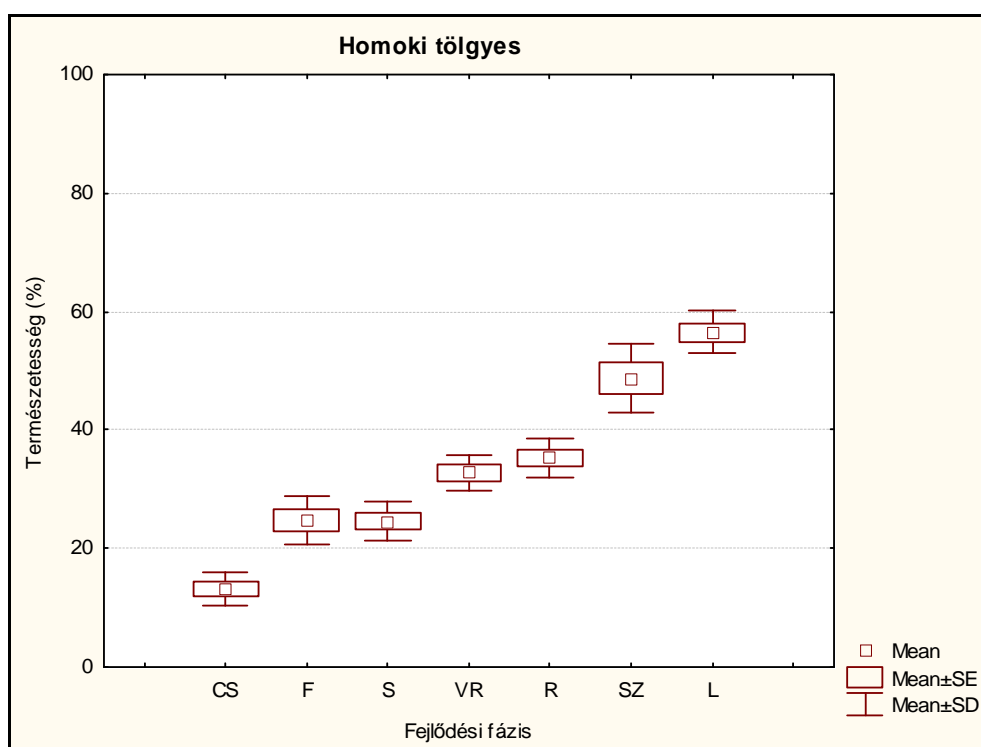


73. ábra – Magas-bakonyi bükkösök fejlődési fázisai és az erdőtermészetesség kapcsolata (középérték, középérték hibája és szórás)

(Jelmagyarázat: CS – csemetés, F – fiatalos, S – sűrűség, VR – vékonyrudas, R – rudas, SZ – szálas, L – lábas)

Fentiekkel ellentétben a tarvágással és mesterséges felújítással kezelt homoki tölgyes állományok természetességének változása az életfázisok függvényében más lefutást mutat (74. ábra). Itt az állományok természetességének minimuma a csemetés életfázisban van, valamennyi szerkezeti jellemző itt veszi fel a legalacsonyabb értéket, s itt a legalacsonyabb – a vágástakarítás, talaj-előkészítés miatt – a holtfa kínálat és a termőhely természetessége is. Ettől kezdve az állományok természetessége lassú ütemű növekedést mutat, de a fiatalos és sűrűség életfázisban egy stagnálás itt is megfigyelhető. A bükkösökhöz képest itt a váltás egy életfázissal hamarabb történik, ami azzal magyarázható, hogy a homoki tölgyes állománybelsejének fényellátottsága kedvezőbb a vékonyrudas fázisban, mint a bükkösöknél, s itt hamarabb megindulhat a gypszint feltöltődése. Ezt igazolja ebben a fázisban a homoki tölgyesek gypszint-összetétel természetességének magasabb értékszáma is. A vékonyrudas és rudas életfázis között itt is kicsi különbség adódik, az állománytermészetesség – hasonlóan a bükkösökhöz – a szálas fázisban növekszik meg ugrásszerűen.

Összefoglalásként megállapítható, hogy a vágásos üzemmódban kezelt állományoknál a természetesség a sűrűség életfázistól fokozatosan nő, de az ennél fiatalabb életfázisokban a felújítás módja a természetességi értékben erősen differenciál.



74. ábra – Nyírségi homoki tölgyesek fejlődési fázisai és az erdőtermészetesség kapcsolata (középérték, középérték hibája és szórás)
 (Jelmagyarázat: CS – csemetés, F – fiatalos, S – sűrűség, VR – vékonyrudas, R – rudas, SZ – szálas, L – lábas)

6.7.3. Az erdőkezelési típusok (bontási módok) és az erdőtermészetesség kapcsolata

Ennek a kérdésnek megválaszolására ma hazánkban csak a farkasgyepűi Roth-féle IUFRO-kísérlet tűnik alkalmasnak, épp ezért következtetéseket csak bükkös állományokra lehet levonni. A különböző bontási módokkal érintett állományok természetességének szórása között a Bartlett-próba nem igazolt különbséget, a Kruskal-Wallis-próba a csoportos bontással kezelt állományok természetességét szignifikánsan különbözőnek találta a szegélyes, vonalas és ernyős bontással kezelt állományok természetességéhez képest (35-36. táblázat). A mintaterületek hiánya miatt bár csak bükkösök esetében sikerült igazolni, de ezen állománytípus – s nagy valószínűséggel a hasonlóan árnyaló fafajokból álló állománytípusok esetében – a csoportos bontás a legtermészetesebb, ez utánozza legjobban a kis erdőciklus lékesedési folyamatait. Kevésbé árnyaló fafajokból (pl. tölgyek) álló állományok esetében ez az állítás még bizonyításra vár, amihez célzott módon mintaterületek beállítása szükséges (pl. az erdőrezervátumok védőzónájában).

Bontás módja	Csoportos	Szegélyes	Vonalas
Szegélyes	2,673**	-	-
Vonalas	2,198*	0,535 n.s.	-
Ernyős	3,207***	0,535 n.s.	1,069 n.s.

35. táblázat – A különböző bontási móddal kezelt állományok (N=4x5) természetességének összehasonlítása Kruskal-Wallis-próbával (* = p<0,05; ** =p<0,01; *** = p<0,001)

Bontás módja	Az erdőállományok természetessége (%)			
	átlag	szórás	maximum	minimum
Csoportos	51,78	1,61	52,94	48,99
Szegélyes	44,01	3,52	48,02	39,70
Vonalas	45,86	1,24	47,19	43,80
Ernyős	42,54	4,17	46,24	37,81

36. táblázat – Az erdőállományok természetességi értéke bontási módonként

A bükkös állományokra visszatérve és a 2. szint természetességi értékeit varianciaanalízisnek alávetve (37. táblázat) megállapíthatjuk, hogy a bontás módja és a faállomány-szerkezet, valamint a holtfa természetessége között nagyon szoros összefüggés van (p<0,001), de a bontás módja befolyásolja a faállomány-összetételt (p<0,01 és a gyepszint-összetételt (p<0,05), továbbá a termőhely természetességét (p<0,1) is. További kritériumok (cserjeszint-összetétel és –szerkezet, gyepszint-szerkezet, újulat-összetétel és –szerkezet, vadhatás) érzéketlennek bizonyulnak a bontás módjára.

	Faállomány-összetétel	Faállomány-szerkezet	Cserjeszint-összetétel	Cserjeszint-szerkezet	Gyepszint-összetétel	Gyepszint-szerkezet	Újulat-összetétel	Újulat-szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely
F	5,731	14,609	0,000	0,000	4,262	1,430	0,000	0,757	12,930	0,667	3,000
Szignifikancia	**	***	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.	n.s.	***	n.s.	+

37. táblázat – A bontás módja és a 2. szint kritériumainak természetessége közötti kapcsolat

6.8. Az elegyesség, a korszerkezet, a színtezettségek és a záródás hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére

Gyakorlati szempontból sem elhanyagolandó kérdés, hogy tud-e az erdész a természetesség fokozása érdekében valamit tenni, beavatkozásai milyen irányban és mekkora mértékben módosítják az egyes kritériumok ill. az erdőállomány természetességét. Az erdészeti beavatkozások objektuma a faállomány, ez az, amely – mint korábban láttuk – jelentős súllyal vesz részt az erdőállományok természetességének alakításában, s ez az, amelyen keresztül az erdész befolyásolhatja annak alakulását. A faállomány négy olyan jellemzőjét (elegyesség, korszerkezet, vertikális faállomány-szerkezet \approx színtezettség, horizontális faállomány-szerkezet \approx záródás) ragadtuk ki, melyeket a tudatos erdészeti beavatkozások közvetlenül érintenek, s melyek azokra érzékenyen reagálnak. A zavaró tényezők kiküszöbölése céljából a mintánkból olyan részmintát képeztünk, melyekben kizárólag természetes (öshonos és termőhelyhonos) fafajok vannak, így termőhelyidegen és idegenhonos fafajok jelenléte nem torzítja eredményeinket. [A korábbi elemzéseknél alkalmazott természetes fafajú csoport nem felel meg a jelenlegi szűréssel végzett *kizárólag* természetes fafajokat tartalmazó csoportnak!] Továbbá megköveteltük azt is, hogy az állományalkotó fafaj(ok) elegyaránya érje el a potenciális természetes erdőtársulásra elfogadott minimális értéket (6. Függelék A1b. indikátor). Ezzel a feltétellel 1291 db erdőrészletet tudtunk részmintánkba gyűjteni. Az egyes faállomány-jellemzők értékelésénél mindig úgy jártunk el, hogy képeztük részmintánkból azt a csoportot, amely a vizsgált jellemző szempontjából mindig a minimális értéke(ke)t vette fel, s ezt vetettük össze azokkal a csoportokkal, melyek a minimális érték(ek)től eltérőket vettek fel. Ez utóbbiak közül az 1. típus mindig a legenyhébb – és sohasem maximális - feltételek, a 2. típus a legszigorúbb feltételek (tehát maximális érté(ke)k) szerint lett csoportba sorolva. Ettől eltérést csak az elegyesség és a záródás elemzésénél találunk. Előbbinél ugyanis nem adódott egyetlen olyan erdőrészlet sem, amely kielégítette volna a maximális elvárásokat, s ezért engedményként azt adtuk, hogy az indikátorok pontértékének legalább 50-et kell elérnie a maximális 100 helyett. A záródásnál – mivel öt indikátorral jellemezhető – kettő (homogén) ill. három (heterogén), azaz összesen öt típust állítottunk fel, és vetettük össze. Ki kell még térnünk arra is, hogy az elegyességet, korszerkezetet, színtezettséget és záródást nem lehet generálisan megítélni, azok a potenciális természetes erdő-társulások sajátjai. Az ilyen jellegű differenciálás és eltérő minősítés viszont a természetességi értékelésünk 1. szintjében már megtörtént, amikor az ezekhez rendelt indikátorokat eltérő lefutású és szélességű természetességi skálákkal értékeltük. Mivel a 6.5.3. fejezetben bizonyítottuk a faállomány összetételi és szerkezeti jellemzői természetességének kapcsolatát a többi összetételi és szerkezeti jellemző természetességével, ezért kérdésfeltevésünk arra irányul, hogy a vizsgált faállomány-jellemző különböző értékei (a különböző típusok) hogyan, s milyen mértékben befolyásolják az erdőállomány természetességének alakulását, s ezen értékek változása milyen hatással van a többi kritérium természetességének alakulására.

6.8.1. Az elegyesség hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére

A különböző elegyességű állományok tipizálását és jellemzését a 38. táblázat tartalmazza. Az eredmények (39. táblázat, M26. ábra) elemzése során megállapíthatjuk, hogy az elegyetlen állományok valamennyi kritériumának természetességi értéke és az erdőállomány természetességi értéke szignifikánsan különbözik az elegyes állományok mindkét típusának természetességi értékeitől. Egyetlen kivétel van, a termőhely természetessége, melyek értékei nem különböznek szignifikánsan. Ez viszont egyértelműen azt jelenti nekünk, hogy az előzőekben vázolt szignifikáns különbségeket nem a csoportok eltérő termőhelyi viszonyai okozták, hanem valóban a faállomány-összetétel eltérő hatását lehet megfigyelni! Továbbá megállapíthatjuk azt is, hogy szignifikánsan növekvő természetességi értékeket találunk az elegyesség mértékének (elegyetlen – elegyes 1. – elegyes 2.) növekedésével az erdőállományok, valamint a kritériumok közül a faállomány-összetétel, a faállomány-szerkezet, az újulat-

összetétel és a holtfa-ellátottság esetében. Tehát az elegyesség ezen tényezők alakulására van a legnagyobb hatással. Ezek közül elkülönítetten kell értékelni a faállomány-összetételt, mivel természetességi értékét jelentősen befolyásolják a csoportképzési feltételek. Ugyancsak szignifikáns különbségeket találunk a vadhatás tekintetében is, de itt fordított előjellel, az elegyesség mértékének növekedésével a vadhatás természetességi értéke csökken, gyakorlatiasan fogalmazva, minél elegyesebb egy állomány, annál nagyobb mértékű vadhatásra lehet benne számítani. A cserjeszint-összetételre, a cserjeszint-szerkezetre, a gyepszint-összetételre, a gyepszint-szerkezetre, az újulat-szerkezetre szintén szignifikánsan hat az elegyetlenség – elegyesség, de itt a különböző elegyességi típusok (elegyes 1. – elegyes 2.) között szignifikáns különbséget már nem lehet regisztrálni. [E tény igazolásakor azonban figyelembe kell vennünk, hogy „maximális elegyességű” állományokat nem találtunk, e tekintetben a mintavételnél 50 %-os engedményt kellett tennünk.] Gyakorlati szempontból sem elhanyagolandó viszont, hogy a potenciális természetes erdőtársulásra jellemző 50 %-os elegyességi jellemző elérésével a faállomány-szerkezet természetessége átlagosan 47 %-kal, a cserjeszint-összetétel természetessége 10 %-kal, a cserjeszint-szerkezet természetessége 6 %-kal, a gyepszint-összetétel természetessége 32 %-kal, a gyepszint-szerkezet természetessége 31 %-kal, az újulat-összetétel természetessége 7 %-kal, az újulat-szerkezet természetessége 67 %-kal, a holtfa-ellátottság természetessége 128 %-kal, a termőhely természetessége 3 %-kal, s az erdőállomány természetessége 22 %-kal növelhető. A vadhatás természetessége viszont átlagosan 31 %-kal csökken.

Elegyesség típusa	Jellemzők
Elegyetlen	A faállományt egyetlen fafaj építi fel ($A1a = 1$).
Elegyes 1	A faállományt egynél több fafaj építi fel ($A1a > 1$), az elegyfaajok száma és borítása > 0 ($A2a > 0$, $A2b > 0$).
Elegyes 2	Az 5 % feletti elegyarányú fafaj(ok) számának pontértéke ($A1a$), az 5 % alatti elegyarányú elegyfák számának és összesített elegyarányának pontértéke ($A2a$ és $A2b$) ≥ 50 .

38. táblázat – A különböző elegyességi típusok magyarázata

Jellemző	Elegyesség típusa			Szignifikancia		
	<i>Elegyetlen</i>	<i>Elegyes 1</i>	<i>Elegyes 2</i>	<i>a-b</i>	<i>a-c</i>	<i>b-c</i>
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>			
<i>Mintaszám (db)</i>	195	1096	74			
Faállomány-összetétel	57,78±0,74	67,66±0,35	85,09±0,59	⇒	⇒	⇒
Faállomány-szerkezet	29,50±0,53	38,98±0,34	43,32±1,37	⇒	⇒	⇒
Cserjeszint-összetétel	80,84±1,88	86,12±0,69	88,76±2,68	⇒	⇒	→
Cserjeszint-szerkezet	73,09±1,65	78,44±0,63	77,69±2,13	⇒	⇒	←
Gyepszint-összetétel	54,42±1,71	68,95±0,73	71,80±3,09	⇒	⇒	→
Gyepszint-szerkezet	53,01±2,23	65,56±0,84	69,65±3,30	⇒	⇒	→
Újulat-összetétel	93,46±1,55	97,53±0,39	99,80±0,12	⇒	⇒	⇒
Újulat-szerkezet	19,52±1,79	32,87±0,89	32,56±3,54	⇒	⇒	←
Holtfa	9,92±1,12	18,40±0,67	22,60±2,53	⇒	⇒	⇒
Vadhatás	71,15±1,57	62,60±0,78	54,38±3,31	⇐	⇐	⇐
Termőhely	81,59±1,00	82,95±0,39	83,84±1,33	→	→	→
Erdőállomány	52,55±0,60	59,80±0,25	64,36±0,98	⇒	⇒	⇒

39. táblázat – A különböző elegyességű állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája)

(Jelmagyarázat: a kritériumon belül $p < 0,05$ szinten egymáshoz képest szignifikánsan nagyobb (⇒), szignifikánsan kisebb (⇐), nem szignifikánsan nagyobb (→), nem szignifikánsan kisebb (←) természetességi értékek)

6.8.2. A korszerkezet hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére

A különböző korszerkezetű állományok tipizálását és jellemzését a 40. táblázat tartalmazza. Az eredmények (41. táblázat, M27. ábra) elemzése során megállapíthatjuk, hogy a vadhatás természetességi értékei a többi kritérium értékétől eltérően, de az elegyességnél elmondot-takhoz hasonlóan viselkednek. Azaz a korszerkezet differenciáltabbá válásával a vadhatás természetességi értéke szignifikánsan csökken, a vadkár mértéke növekszik. A termőhely természetessége kivételével – melynek előnyét a vizsgálat szempontjából már az előző alfejezetben részleteztük – valamennyi kritérium és az erdőállomány természetességi értéke szignifikánsan különbözik az egykorú és a többkorú állományok között az utóbbiak javára, s a korszerkezet differenciáltabbá válása (egykorú – többkorú 1. – többkorú 2.) jelentős hatással (szignifikánsan növekvő természetességi értékekkel) jelentkezik a faállomány-összetétel, a faállomány-szerkezet, a gyepszint-összetétel, a gyepszint-szerkezet, a holtfa-ellátottság és az erdőállomány természetessége esetében. A faállomány-szerkezetnél megjegyzendő, hogy a csoportok képzésénél alkalmazott korszerkezet is ide tartozik, így annak természetességi értéke ez által (tudatosan) torzított. A cserjeszint-összetétel, a cserjeszint-szerkezet, az újulat-összetétel, az újulat-szerkezet esetében az egykorú és a többkorú állományok természetességi értéke szignifikánsan különbözik az utóbbiak javára, de a többkorú állományok különböző típusainál (többkorú 1. – többkorú 2.) ezen kritériumok természetességi értéke már nem mutat

Korszerkezet típusa	Jellemzők
Egykorú	A faállomány egyetlen korosztályból áll ($A_6 = 1$, a pontérték = 0).
Többkorú 1	A faállomány több mint egy korosztályból áll ($A_6 > 1$, a pontérték > 0).
Többkorú 2	A faállomány 3 vagy több korosztályból áll ($A_6 = 4$ vagy $A_6 = 5$, a pontérték = 100).

40. táblázat – A különböző korszerkezeti típusok magyarázata

Jellemző	Korszerkezet típusa			Szignifikancia		
	<i>Egykorú</i>	<i>Többkorú 1</i>	<i>Többkorú 2</i>	<i>a-b</i>	<i>a-c</i>	<i>b-c</i>
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>			
<i>Mintaszám (db)</i>	823	468	137			
Faállomány-összetétel	64,70±0,41	68,75±0,54	71,41±0,95	⇒	⇒	⇒
Faállomány-szerkezet	32,38±0,26	46,63±0,52	55,48±0,93	⇒	⇒	⇒
Cserjeszint-összetétel	83,24±0,87	88,99±0,91	92,19±1,44	⇒	⇒	→
Cserjeszint-szerkezet	76,28±0,76	80,00±0,92	81,64±1,47	⇒	⇒	→
Gyepszint-összetétel	62,94±0,87	73,47±1,05	78,92±1,89	⇒	⇒	⇒
Gyepszint-szerkezet	61,18±1,01	68,03±1,29	73,62±2,26	⇒	⇒	⇒
Újulat-összetétel	96,07±0,58	98,40±0,45	99,05±0,41	⇒	⇒	→
Újulat-szerkezet	28,86±1,01	34,34±1,36	37,15±2,45	⇒	⇒	→
Holtfa	13,57±0,64	23,36±1,15	32,67±2,46	⇒	⇒	⇒
Vadhatás	65,54±0,88	60,99±1,19	58,15±2,13	⇐	⇐	⇐
Termőhely	82,46±0,47	83,24±0,57	81,58±1,21	→	←	←
Erdőállomány	56,46±0,29	62,66±0,38	66,59±0,68	⇒	⇒	⇒

41. táblázat – A különböző korszerkezetű állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája)

(Jelmagyarázat: a kritériumon belül $p < 0,05$ szinten egymáshoz képest szignifikánsan nagyobb (⇒), szignifikánsan kisebb (⇐), nem szignifikánsan nagyobb (→), nem szignifikánsan kisebb (←) természetességi értékek)

szignifikáns eltérést. Ezek esetében tehát a korosztályszerkezetnek kisebb hatása van a természetességi érték alakulására. Gyakorlati szempontból sem elhanyagolandó, hogy a potenciális természetes erdőállományra jellemző maximális korszerkezeti jellemző elérésével a faállomány-összetétel természetessége átlagosan 10 %-kal, a cserjeszint-összetétel természetessége 11 %-kal, a cserjeszint-szerkezet természetessége 7 %-kal, a gyepszint-összetétel természetessége 25 %-kal, a gyepszint-szerkezet természetessége 20 %-kal, az újulat-összetétel természetessége 3 %-kal, az újulat-szerkezet természetessége 29 %-kal, a holtfa-ellátottság természetessége 141 %-kal, s az erdőállomány természetessége 18 %-kal növelhető. A vadhatás természetessége viszont átlagosan 13 %-kal csökken.

6.8.3. A színteztettség hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére

A különböző színteztettségű állományok tipizálását és jellemzését a 42. táblázat tartalmazza. Az eredmények (43. táblázat, M28. ábra) elemzése során megállapíthatjuk, hogy a vadhatás és a termőhely természetességi értékei kivételével a többi kritérium és az erdőállomány természetességi értéke szignifikánsan alacsonyabb az egyszintes állományoknál a többszintes állományokhoz képest. Úgyszintén szignifikáns különbség adódik a faállomány-szerkezet, cserjeszint-összetétel, cserjeszint-szerkezet, újulat-összetétel, újulat-szerkezet, holtfa-ellátottság és az erdőállomány természetességi értékei között is, minden esetben a differenciáltabban

Színteztettség típusa	Jellemzők
Egyszintes	A faállomány egyszintes ($A_{13} = 1$, a pontérték = 0).
Többszintes 1	A faállomány több mint egyszintes ($A_{13} > 1$, a pontérték > 0).
Többszintes 2	A faállomány 3 vagy többszintes ($A_{13} = 3$, a pontérték = 100).

42. táblázat – A különböző színteztettségi típusok magyarázata

Jellemző	Színteztettség típusa			Szignifikancia		
	<i>Egyszintes</i>	<i>Többszintes 1</i>	<i>Többszintes 2</i>	<i>a-b</i>	<i>a-c</i>	<i>b-c</i>
	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>			
<i>Mintaszám (db)</i>	822	469	38			
Faállomány-összetétel	63,80±0,41	70,32±0,51	72,72±1,93	⇒	⇒	→
Faállomány-szerkezet	32,98±0,30	45,55±0,51	60,68±1,75	⇒	⇒	⇒
Cserjeszint-összetétel	82,62±0,87	90,07±0,89	94,02±2,34	⇒	⇒	⇒
Cserjeszint-szerkezet	76,21±0,77	80,11±0,89	85,76±2,47	⇒	⇒	⇒
Gyepszint-összetétel	62,49±0,87	74,23±1,02	79,17±4,00	⇒	⇒	→
Gyepszint-szerkezet	60,94±1,03	68,44±1,23	73,18±4,35	⇒	⇒	→
Újulat-összetétel	95,94±0,59	98,62±0,40	99,74±0,26	⇒	⇒	⇒
Újulat-szerkezet	28,26±1,01	35,39±1,34	38,33±4,94	⇒	⇒	⇒
Holtfa	14,00±0,65	22,59±1,14	36,01±5,00	⇒	⇒	⇒
Vadhatás	65,69±0,87	60,75±1,22	62,40±4,01	⇐	←	→
Termőhely	82,49±0,48	83,18±0,56	81,59±2,19	→	←	←
Erdőállomány	56,35±0,30	62,84±0,36	68,96±1,43	⇒	⇒	⇒

43. táblázat – A különböző színteztettségű állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája)

(Jelmagyarázat: a kritériumon belül $p < 0,05$ szinten egymáshoz képest szignifikánsan nagyobb (⇒), szignifikánsan kisebb (⇐), nem szignifikánsan nagyobb (→), nem szignifikánsan kisebb (←) természetességi értékek)

szintezett (többszintes 2.) állományok mutatnak magasabb értéket. Megjegyzendő, hogy a szintezettség a faállomány-szerkezet indikátora, s mivel a csoportok elkülönítése ez alapján történt, ezért ennek természetességi értéke torzított. A szintezettségnek kisebb hatása van a faállomány-összetétel, a gyepszint-összetétel és a gyepszint-szerkezet természetességi értékének alakulására, mivel a többszintes állományok típusainak (többszintes 1. – többszintes 2.) ezen természetességi értékei között szignifikáns különbség nem adódott. Gyakorlati szempontból is megfontolandó, hogy a potenciális természetes erdő társulásra jellemző maximális szintezettségi jellemző elérésével a faállomány-összetétel természetessége átlagosan 14 %-kal, a cserjeszint-összetétel természetessége 14 %-kal, a cserjeszint-szerkezet természetessége 20 %-kal, a gyepszint-összetétel természetessége 27 %-kal, a gyepszint-szerkezet természetessége 20 %-kal, az újulat-összetétel természetessége 4 %-kal, az újulat-szerkezet természetessége 36 %-kal, a holtfa-ellátottság természetessége 157 %-kal, s az erdőállomány természetessége átlagosan 22 %-kal növelhető.

6.8.4. A záródás hatása a kritériumok és az erdőállomány természetességére

A különböző záródástípusú állományok tipizálását és jellemzését a 44. táblázat tartalmazza. Rögtön megjegyzendő, hogy az állományok horizontális szerkezetét 5 indikátorral jellemeztük, ezért többféle csoport képzésére nyílt lehetőség. Ugyanakkor a heterogén záródású csoportnál nem tudtuk a maximális indikátorértékekkel leírható csoportot értékelni, mert ekkora heterogenitást felmutató állomány nem akadt a mintában. A feltételeket enyhítve a legheterogénebb csoportnak az adódott, ahol az indikátorok értékeinek a maximális értékek 50 %-át kellett elérniük, s így is csak 9 erdőrésztlet felet meg ennek a feltételrendszernek. [Mindenféle értékelést mellőzve, pusztán ez a tény is arra utal, hogy az erdőgazdálkodásunk homogenizáló törekvése a vizsgált négy jellemző közül a záródás esetében nyilvánul meg a legkifejezettebben.] A további két heterogén záródás-csoportot (37 ill. 21 db erdőrésztlet) még enyhébb feltételek mellett tudtuk elkülöníteni. További enyhítést azért nem volt célszerű eszközölni, mert akkor már nem a horizontális szerkezet, hanem csak az egyes indikátorok hatásait elemezhetjük volna. Ugyanez vonatkozik a homogén záródású állományokra is.

Záródás típusa	Jellemzők
Homogén 1	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 0-10 % (A7a pontértéke = 0), a tisztások (fátlan foltok) területarányának (A8) pontértéke = 0, 50 % alatti záródású állományfoltok nincsenek (A9 pontértéke = 0), azonos záródásértékek találhatóak az erdőrésztlet területén (A11 pontértéke = 0).
Homogén 2	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 0-10 % (A7a pontértéke = 0), azonos záródásértékek találhatóak az erdőrésztlet területén (A11 pontértéke = 0).
Heterogén 1	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 61-90 % (A7a pontértéke = 100), nagyszámú, eltérő záródású állományfolt található az erdőrésztlet területén (A11 pontértéke = 100).
Heterogén 2	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 61-90 % (A7a pontértéke = 100), az 50 % alatti záródású állományfoltok (A9) pontértéke = 100, nagyszámú, eltérő záródású állományfolt található az erdőrésztlet területén (A11 pontértéke = 100).
Heterogén 3	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége 61-90 % (A7a pontértéke = 100), a lombkoronaszint záródásátlagának (A7b) pontértéke = 100, a tisztások (fátlan foltok) területarányának (A8) pontértéke = 100, az 50 % alatti záródású állományfoltok (A9) pontértéke = 100, nagyszámú, eltérő záródású állományfolt található az erdőrésztlet területén (A11 pontértéke = 100).

44. táblázat – A különböző záródástípusok magyarázata

Az eredmények (45. táblázat, M29-30. ábra) elemzése során megállapíthatjuk, hogy a korábbi három jellemzőhöz képest a sokkal szűkebb variációs skála miatt kevesebb kritérium esetében találunk a homogén és a heterogén záródású csoportok között szignifikáns különbséget. A faállomány-szerkezeten túl – melynek fontos komponense a horizontális szerkezet 5 indikátora, s melynek értéke a csoportosítás elve miatt torzított – az alacsonyabb szinteknél, a gyepszint-összetétel, a gyepszint-szerkezet, az újulat-összetétel, az újulat-szerkezet, valamint a holtfa, a vadhatás és az erdőállomány természetességi értékei között kapunk szignifikáns különbséget. A vadhatás esetében – a többi kritériummal ellentétben, de az elegységhez, a korszerkezethez és a színteztettséghez hasonlóan – magasabb a homogén záródású állományok természetességi értéke a heterogén záródásúakéhoz képest, azaz az utóbbiakban nagyobb mértékű vadhatás regisztrálható. A heterogén záródástípusú csoporton belül – feltehetően az enyhe csoportosítási feltételeknek, s az ennek köszönhető szűk variációs skálának – szignifikáns különbséget csak a faállomány-szerkezeten belül találtunk, ami a csoportosításunknak (is) köszönhető. Mivel ténylegesen nincsenek magas természetességi értékszámú indikátorokkal jellemezhető erdőállományaink, ezért nyitva marad a kérdés, hogy a horizontális szerkezetnek mekkora hatása van a kritériumok és az erdőállomány természetességére, csupán a hatás irányára következtethettünk a fenti elemzésből.

Jellemző	Horizontális faállomány-szerkezet típusa					Szignifikancia
	Homogén 1	Homogén 2	Heterogén 1	Heterogén 2	Heterogén 3	
	a	b	c	d	e	
Mintaszám (db)	73	379	37	21	9	
Faállomány-összetétel	54,23±2,62	64,32±0,73	66,58±2,05	65,17±3,17	60,61±6,63	ae, bc, bd, be, cd, ce, de
Faállomány-szerkezet	22,34±0,77	30,80±0,38	52,56±2,20	57,91±2,94	58,60±3,05	de
Cserjeszint-összetétel	84,24±3,12	84,72±1,23	87,19±3,91	88,64±4,51	83,84±8,13	ab, ac, ad, ae, bc, bd, be, cd, ce, de
Cserjeszint-szerkezet	74,21±2,47	74,42±1,07	82,42±4,06	82,71±6,18	71,23±13,60	ab, ad, ae, be, cd, ce, de
Gyepszint-összetétel	52,88±2,95	61,12±1,26	82,88±3,42	86,11±4,50	85,56±9,40	cd, ce, de
Gyepszint-szerkezet	52,23±3,83	56,86±1,51	75,29±4,66	70,88±6,54	68,33±10,98	ab, be, cd, ce, de
Újulat-összetétel	93,22±2,51	96,95±0,72	96,89±2,70	99,52±0,33	99,44±0,56	ac, bc, cd, ce, de
Újulat-szerkezet	21,18±3,37	24,22±1,40	37,39±4,59	32,50±5,47	27,69±8,94	ab, ae, be, cd, ce, de
Holtfa	7,92±1,64	11,91±0,86	32,64±5,49	31,36±7,51	28,72±10,94	cd, ce, de
Vadhatás	78,57±2,36	64,88±1,30	54,10±3,88	52,79±5,22	47,96±8,96	cd, ce, de
Termőhely	82,30±1,32	83,12±0,67	78,94±2,49	74,47±3,33	72,21±4,07	ab, ac, cd, de
Erdőállomány	51,67±1,16	55,38±0,44	64,54±1,69	64,24±2,66	60,37±5,47	cd, ce, de

45. táblázat – A különböző horizontális szerkezetű (záródástípusú) állományok kritériumainak természetessége (középérték, középérték hibája)

(Jelmagyarázat: a szignifikancia jelölése a kritériumon belül a $p < 0,05$ szinten egymástól nem különböző csoportokat mutatja)

6.8.5. Az elegyesség, korszerkezet és színteztettség együttes hatásának vizsgálata a kritériumok és az erdőállomány természetességére

Szerettük volna a vizsgált négy jellemző (elegyesség, korszerkezet, színteztettség, záródás) együttes hatását is elemezni, azonban olyan állományok nem adódtak mintánkban (s a vágásos erdőgazdálkodás miatt feltehetően az országban sem), melyek valamennyi indikátor esetében maximális értékpontot kaptak volna. [Ez már az elegyesség – mint komponens – esetében sem teljesült.] Az együttes vizsgálatból ki kellett ejteni a záródást is, mivel ennek a legenyhébb (heterogén 1) feltételének bevonásával sem adódott egyetlen erdőrészlet az 1291-ből, amely a többi három jellemző (elegyes, többkorú, többszíntes) feltételeinek is megfelelt volna. [Gyakorlati szempontból egyébként ez a tény azt is jelenti, hogy a záródást kontrollálja legjobban az erdész, ez az a szerkezeti jellemző, amelynél a – fatermesztés érdekeinek megfelelő – homogenizáló törekvés a legjobban érvényesül.]. Így az elegyesség, korszerkezet és színteztettség együttes vizsgálatára nyílt csak mód, ahol két csoportot állítottunk fel: 1. egyetlen, egykorú, egyszíntes faállomány-típus, 2. elegyes, többkorú, többszíntes faállomány-típus (46. táblázat). Az utóbbi típus feltételrendszere sem a maximális pontértékek

Faállomány-típus	Jellemzők
Egyetlen, egykorú, egyszíntes	A faállományt egyetlen fafaj építi fel (A1a = 1); a faállomány egyetlen korosztályból áll (A6 = 1, a pontérték = 0); a faállomány egyszíntes (A13 = 1, a pontérték = 0).
Elegyes, többkorú, többszíntes	Az 5 % feletti elegyarányú fafaj(ok) számának pontértéke (A1a), az 5 % alatti elegyarányú elegyfák számának és összesített elegyarányának pontértéke (A2a és A2b) ≥ 50 ; a faállomány több mint egy korosztályból áll (A6 > 1, a pontérték > 0); a faállomány több mint egyszíntes (A13 > 1, a pontérték > 0).

46. táblázat – A különböző faállomány-típusok magyarázata

Jellemző	Faállomány-típus		Szignifikancia
	<i>Egyetlen, egykorú, egyszíntes</i>	<i>Elegyes, többkorú, többszíntes</i>	
	<i>a</i>	<i>b</i>	
<i>Mintasám (db)</i>	174	33	
Faállomány-összetétel	57,81±0,76	85,55±1,00	⇒
Faállomány-szerkezet	28,67±0,51	49,05±1,95	⇒
Cserjeszint-összetétel	81,07±1,99	87,47±4,04	⇒
Cserjeszint-szerkezet	73,66±1,75	80,64±3,31	⇒
Gyepszint-összetétel	52,79±1,79	75,05±4,63	⇒
Gyepszint-szerkezet	52,27±2,38	72,55±4,60	⇒
Újulat-összetétel	93,94±1,56	99,85±0,15	⇒
Újulat-szerkezet	19,44±1,92	36,77±5,21	⇒
Holtfa	9,59±1,16	21,82±3,53	⇒
Vadhatás	70,94±1,69	57,25±4,94	←
Termőhely	81,07±1,08	83,07±1,99	→
Erdőállomány	52,28±0,62	66,04±1,56	⇒

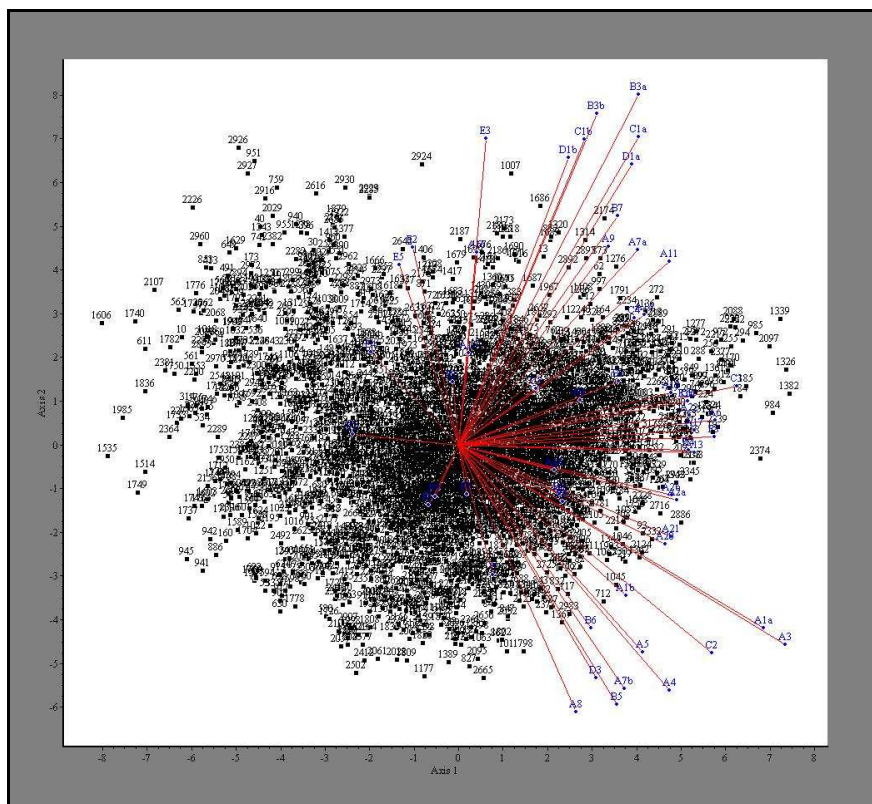
47. táblázat – A különböző faállomány-típusú erdőrészletek kritériumainak természetessége (középtérték, középtérték hibája)

(Jelmagyarázat: a kritériumon belül $p < 0,05$ szinten egymáshoz képest szignifikánsan nagyobb (⇒), szignifikánsan kisebb (⇐), nem szignifikánsan nagyobb (→), nem szignifikánsan kisebb (←) természetességi értékek)

elérésén alapul (mivel akkor ismételtelen nem adódott volna egyetlen erdőrészlet sem), hanem az enyhébb feltételeket (elegyes 2. – mivel itt már eleve 50 %-os engedményt kellett tenni, többkorú 1., többszintes 1.) vettük alapul a mintavételezésnél. Az eredmények és a tendenciák (47. táblázat, M31-32. ábra) az előző alfejezetekben tapasztaltakkal – nem meglepő módon – egybevágnak, a termőhely kivételével szignifikáns különbségek mutathatók ki a két típus kritériumainak és erdőállományának természetességi értékei között, a vadhatás kivételével valamennyi egyéb esetben az elegyes, többkorú, többszintes faállomány-típusú értékek bizonyultak nagyobbak. Egyedül az erdőállomány természetességét nézve a 2. típus javára a különbség átlagosan több mint 26 %-os, azaz egyszerűbben, kissé leegyszerűsítve és gyakorlatiasan fogalmazva: a potenciális természetes erdőtüszulásra jellemző fafajsám legalább fele, a legalább két korosztály és a legalább két faállomány-szint megvalósítása (továbbá a vadhatás csökkentése) esetén lényegesen növelheti az erdész erdőállományainak természetességét.

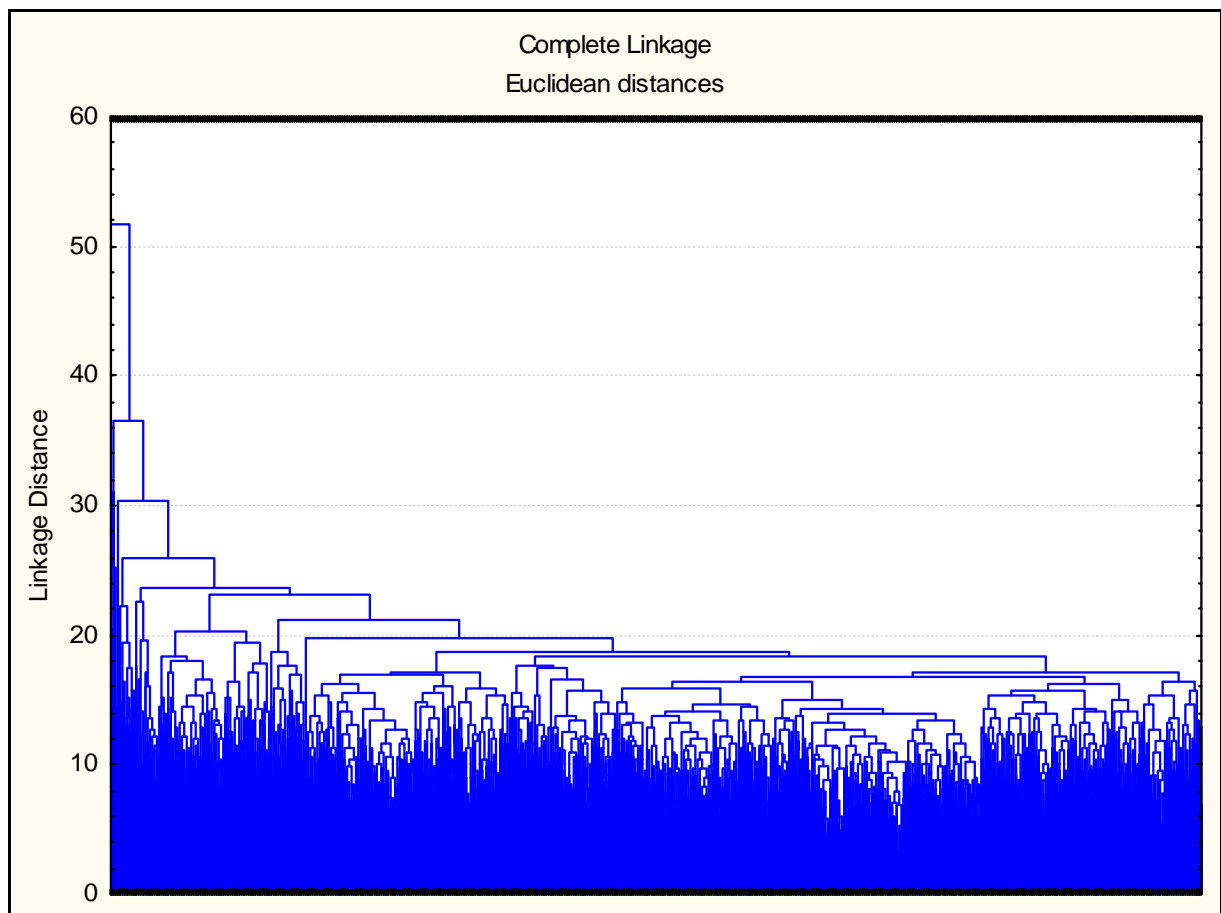
6.9. Erdőtermészetességi típusok

Azért, hogy az absztrakt természetességi fokozatokat jobban értelmezhetővé tegyük, gyakorlatiasabban közelítsük, megvizsgáljuk, hogy léteznek-e erdőtermészetességi típusok, vagy ha nem, akkor az alapsokaságunkban a változók (indikátorok) szabad kombinálódását figyelhetjük-e meg. Feltételezzük, hogy a múltbeli hatások és az erdőgazdálkodási gyakorlat (elsősorban a vágásos erdőgazdálkodás) „tipizálta” a természetesség szempontjából erdőállományainkat, azaz az együtt viselkedő indikátorok erdőtermészetességi típusokat hoztak létre. Fenti kérdés eldöntésére előzetes tájékozódásképpen – a sokváltozós adatstruktúra feltárására – az objektumok (erdőállományok) és a változók (indikátorok) együttes ordinációját, azaz biplot főkomponens analízist (PCABiplot) hajtottunk végre (75. ábra).



75. ábra – A PCABiplot elemzés ábrája. (A pontok az objektumok (erdőrészletek) helyét, a számok az erdőrészlet azonosítóját, a nyilak és a hozzá tartozó kódok a változókat (indikátorokat) illusztrálják.)

A biplotban a vektorok hossza az indikátor szórásával arányos, a közöttük lévő szögek pedig az indikátorok közötti korrelációkkal arányosak, továbbá a kis varianciájú állományok az origó körül tömörülnek. Markáns csomósodások nem figyelhetők meg az ábrán (amit a nagy mintaszám, az elfedő jegyzonosító számok is okozhatnak), az objektumok java része az origó körül csoportosul. Az objektumok kisebbik része viszont elválik ettől a pontfelhőtől. Elkülönülnek ugyanakkor az együtt viselkedő indikátorok, illusztrációképpen a B3b, C1b, D1b (cserjeszint, gyepszint, újulat borításátlagok), B3b, C1a, D1a (cserjeszint, gyepszint, újulat borítástartományok), vagy B5, D3 (idegenföldi fa- és cserjearány a cserjeszintben illetve újulatban) említhetők. Kiemelendő még az is, hogy a termőhelyi és a vadhatás indikátorok (azaz a funkcionális indikátorok) eltérő módon viselkednek az összetételi és a szerkezeti indikátorokhoz képest, varianciájuk is alacsonyabb. (A részletes elemzés eredményeit beépítettük a később tárgyalásra kerülő, egyszerűsített felvételezési módszertan kidolgozásába is.)



76. ábra – 2823 erdőrészlet klasszifikációja a standardizált indikátorértékek alapján.
(A nagyszámú minta miatt az ábra tömörödött.)

Az ordináció után – annak tanulságait levonva – az 1. vizsgálati szint (indikátorok) standardizált adataival hierarchikus klasszifikációt hajtottunk végre. A klasszifikáció eredményeül kapott dendrogramot a 76. ábra szemlélteti, melyben számos klaszter (tkp. erdőtermészetességi típus) fedezhető fel. Az erdőtermészetességi típusok optimális számának meghatározására egy segédelemzést végeztünk, a klaszterek előre megadott száma (1-től 100-ig) és a hozzájuk tartozó eltérésnégyzet-összeg alapján. Az így kirajzolódó \pm exponenciálisan csökkenő görbe alapján azt kapjuk, hogy a 10 klaszter feletti klaszterszámnál a varianciaérték nem csökken lényegesen, míg az e fölötti klaszterszámnál ugrásszerűen megnő. A 10

erdőtermészetességi csoport felállítása egyrészt azt jelenti, hogy viszonylag homogén csoportokat kapunk, másrészt kezelhető, áttekinthető a csoportszám. Az ismételten, de most már 10 csoportra elvégzett klasszifikáció megadta az oda tartozó objektumokat (erdőrészleteket), továbbá az együtt viselkedő, vagy éppen ellenkező módon viselkedő változók (indikátorok) elemzése segítségével jellemezhetővé is váltak erdőtermészetességi típusaink (M33. táblázat). A 10 erdőtermészetességi típus közül legjobban elválik a 4. és a 8. típus. Előbbi az idegenhonos fafajú, homogén faállomány-szerkezetű, legalacsonyabb holtfa-ellátottságú, a cserjeszintben, valamint a gyepszintben a legtöbb idegenhonos ill. nitrofil fajt tartalmazó, a legnagyobb idegenhonos újulat arányú, a legnagyobb talajréteg-keveredésű, mikroéőhelyekben a legszegényebb csoport. Utóbbi a differenciált lombkoronaszintet nem tartalmazó, a legalacsonyabb záródású és záródástartományú, nagyarányú idős fát (hagyásfát), viszont a legkevesebb holtfát, gyepszintjében a legmagasabb borítású, kevés kíséőfajt, de sok gyom- és/vagy nitrofil fajt tartalmazó, magas újulatborítású és borítástartományú, jelentős talajréteg-keveredésű csoport. A 10. típus zömében a termőhelyidegen fafajú állományokat foglalja magába, jelentős idegenhonos fafajú elegyarányal, ahol a legmagasabb a mohaszint borítástartománya és borításátlaga, az idegenhonos újulat aránya viszont a legalacsonyabb. A fennmaradó típusok (1., 2., 3., 5., 6., 7., 9.) a természetes fafajú állományoké. Közülük a 9. típus mutatja a legeltéőbb jellemzőket, a korosztály-eloszlás itt a legdifferenciáltabb, a záródástartomány itt a legmagasabb, itt a legnagyobb a tisztások aránya, vertikális szerkezetében a faállomány itt a legdifferenciáltabb, idős fák mennyiségében és holtfában a leggazdagabb, cserjeszintjében magas borítástartományú és átlagú, a gyepszint kíséőfajaiban és mikroéőhelyekben a leggazdagabb csoport. A maradék természetes fafajú típusok közül a 3. típus horizontális szerkezeti jellemzőiben (záródástartomány és záródásátlag, cserjeszint borítástartománya és borításátlaga, újulat borítástartománya és borításátlaga) mutatja a legmagasabb értékeket, az 5. típus a faállomány vertikálisszerkezetében a legdifferenciáltabb, ugyanakkor a gyepszint és a mohaszint borítástartomány és átlaga itt a legalacsonyabb, a gyepszint a vad által a legrágottabb, az alomszint a legbolygatottabb, s a másodlagos erózió is itt a legkifejezettebb. Az 1., 2., 6., és 7. típusok az indikátorok esetében egyetlen szélsőséges értéket sem vesznek fel, az indikátorértékek eltéő módon viselkednek, ezért e természetes fafajú típusok között éles határt nehéz húzni, s jellemzésüket sem lehet szavakkal megadni. Ez azt is jelenti, hogy a természetes fafajú típusok számának növelése fölösleges, nehezen interpretálható voltak miatt. (Megjegyzendő még, hogy a fenti klasszifikáció is megerősíti azt a korábbi csoportosítási rendezőelvünket, miszerint mintánkban külön választottuk a természetes fafajú, a termőhelyidegen fafajú, az idegenhonos fafajú és a differenciált lombkoronaszinttel nem rendelkező állományokat.)

A fent elvégzett ordinációs és klasszifikációs elemzések, továbbá az indikátorok, kritériumok 1., 2. és 3. vizsgálati szinten elvégzett rangkorrelációs vizsgálatai (M34. táblázat, a további részadatok az adatmátrixok nagysága miatt nem közölhetők) lehetőséget adnak arra is, hogy a gyakorlat számára egy kevésbé összetett, terepen gyorsan és jól használható, ugyanakkor lényeges információvesztést nem okozó erdőtermészetesség értékelő rendszert állítsunk össze. A felvételezési munkát könnyítendő 27 – a fentiek alapján kiválasztott – indikátort elhagytunk. Ezek nélkül – természetesen a minimum-maximum értékek és a 2. szint képleteinek módosításával – meghatároztuk az egyes kritériumok normált értékeit, melyeket egy regressziós elemzés során összevetettünk a valamennyi indikátort tartalmazó – eredeti – kritériumok normált természetességi értékével. A különböző csoportosításban kapott korrelációs koefficiensek értékét, továbbá az elhagyható ill. megtartandó indikátorokat, mint az egyszerűsített értékelő rendszer alapját a 48. táblázat mutatja. A 48. táblázatból fény derül arra is, hogy a cserjeszint-összetétel és a gyepszint-összetétel korrelációs koefficiense alacsony, ezért az egyszerűsített értékelő rendszerbe célszerű lenne a B6 és C3 indikátorokat visszahozni. Az értékelő rendszert részleteiben – terjedelmi okok miatt – nem mutatjuk be, az könnyen konvertálható jelen értékelő rendszerünköl.

Kritérium	Elhagyott indikátorok	Megmaradt indikátorok	Teljes minta	A-nélkül	T fafajú	TI fafajú	I fafajú
FÖSZ	-	A1 – A5	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
FAÁSZ	A8, A9, A11, A12, A14, A16, A17	A6, A7, A10, A13, A15	0,881	0,873	0,872	0,917	0,814
CSÖSZ	B6	B5	0,715	0,717	0,682	0,631	0,781
CSESZ	B2, B4, B7	B1, B3	0,939	0,943	0,939	0,920	0,955
GYÖSZ	C3	C2	0,679	0,668	0,604	0,649	0,693
GYESZ	C4, C5	C1	0,902	0,902	0,904	0,882	0,893
ÚJÖSZ	-	D3	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000
ÚJSZE	D2, D4	D1	0,971	0,968	0,970	0,951	0,959
HOLTFA	A18, A20, A21	A19, A22	0,958	0,959	0,961	0,934	0,920
VADHATÁS	E1 – E5	-	-	-	-	-	-
TERMŐHELY	F1, F4, F8	F2, F3, F5, F6, F7	0,835	0,827	0,787	0,780	0,937
Mintaszám (db)			2822	2715	2163	146	404

48. táblázat – Az egyszerűsített erdőtermészetességi értékelő rendszerből elhagyandó ill. abban megtartandó indikátorok, továbbá a megmaradt indikátorok alapján számított természetességi értékek korrelációja az eredeti értékelő módszer természetességi értékeivel a kritériumok szintjén

7. Következtetések és javaslatok

7.1. Természetesség és erdőfenntartás

Közhelynek számító, de valós tény, hogy ember és erdő viszonya az utóbbi évtizedekben jelentősen és gyökeresen megváltozott. E miatt az erdőkezelő és a társadalom között fennálló konfliktus is kiéleződött, amelynek okára LEIBUNDGUT (1959) már korábban rámutatott: „Erdőművelési tudásunk nagyjából gyakorlati tapasztalatokon és olyan kutatásokon nyugszik, melyeket természettől távoli és mesterséges gazdasági erdőkben szereztünk. Problémafelvetésünk és módszerünk az erdőművelésben és fatermésztanban hosszú időn át alapvetően nem különbözött a mezőgazdaság növénytermesztésétől.” E konfliktus miatt paradigma-váltást sürgetnek az erdőfenntartás területén is, ami az eddigiektől teljesen eltérő kiindulási, viszonyítási alapot, célkitűzést követel. Ezt KORPEL' (1995) így fogalmazta meg: „Ha feltételül szabjuk, hogy az erdőbiológia és különösen az erdőművelés ... tudományosan megalapozottak legyenek, akkor a természetes erdők (őserdők) fejlődésének, növekedésének, felépítésének és szerkezetének törvényszerűségeiből kell kiinduljunk.” Hazánkban is erősödik az erdők ökológiai alapon történő fenntartásának igénye, melyet többen kinyilvánítottak már. Így MÁTYÁS (1996) szerint „... a magyar erdőgazdálkodó a feltételek függvényében jelentős, bár európai összehasonlításban nem kirívó mértékben alkalmaz mesterséges beavatkozásokat (mesterséges felújítás, ápolás, egyedszám szabályozás stb.), ugyanakkor a gazdálkodás jövedelmezősége közép-európai mércével mérve alacsony. Kézenfekvőnek látszik ilyen helyzetben a gazdálkodás közelítése az ökológiailag fenntartható, kevesebb mesterséges beavatkozást kívánó gazdálkodás irányába: más szóval az irányt az egykori (potenciális) erdővegetációhoz való közeledés jelenti, amelyhez lehetőség szerint természetközeli módszereket kell(ene) alkalmazni.” Azt a kijelentést is megkockáztathatjuk, hogy a (megmaradt) erdeinkhez fűződő viszony a jövőben lényegesen már nem fog változni, a természetesebb, egészségesebb, stabilabb erdő lesz a jövő erdeje. Ehhez kell a módszereinket is megválasztani, és a korábbiakat megváltoztatni. Fentieket tömören, stratégiai célként SOLYMOS (1998a) fogalmazta meg: „Egy kérdésben itthon és külföldön azonos az álláspont. Eszerint a jövő erdeje a természetközeli erdő, a jövő erdőgazdálkodása a természetközeli erdőgazdálkodás.”

A fentieket szem előtt tartva – a természetvédelem felől közelítve – adunk javaslatot a továbbiakban az erdők természetvédelmi szempontú megítélésére, természetességük fokozására.

7.1.1. Az erdők természetvédelmi szempontú megítélésének egyéb szempontjai

Valamennyi szerző (pl. DUDLEY, 1996; SCHMIDT, 1997; REIF, 1999/2000) egyetért abban, hogy a természetvédelmi célok közül a természetesség bír prioritással erdők esetében. Ugyanakkor hiba lenne kizárólag a természetességet, mint kritériumot igénybe venni az értékeléseknél, további jellemzők szerinti elemzés is szükséges (BARTHA, 2004). Így a részletesen tárgyalt természetességen, a korábbi fejezetekben bemutatott eredetiségen és sokféleségen túl figyelembe kell venni a ritkaság, a veszélyeztetettség, a helyreállíthatóság, a jellemzőség és sajátosság kritériumokat is. Az erdők természetvédelmi szempontú értékeléséhez megfogalmazott kritériumokat több szinten (lokális, regionális, globális) lehet alkalmazni, melyek területenként, objektumonként eltérő súllyal szerepelhetnek (USHER – ERZ, 1994). Ezeket a szempontokat csak röviden mutatom be.

a. Ritkaság

A ritkaság (ellentéte a gyakoriság, számsóság) relatív kategória, főleg kis térléptékek esetén észlelhető szembevetően, melyet általában mennyiségi jellemzőkkel próbálnak számszerűsíteni (KUNIN – GASTON, 1993). Többnyire fajokkal kapcsolatban vizsgálják a ritkaságot, de – esetünkben – valamennyi erdővel kapcsolatos objektumra, jelenségre, folyamatra van értelme alkalmazni. Így például erdőtársulások, erdőtípusok, erdőalakok, szukcessziós és regenerációs jelenségek, erdőszerkezeti elemek, vagy akár erdőhasználati, erdőgazdálkodási módok is lehetnek ritkák. Fontos különbséget tenni az eredendően ritka illetve a megritkult, ritkává lett kategória között azért is, mert az eredendően ritka objektumok számának növelése nem lehet célja a természetvédelemnek! Eredendően ritka faj például a magyar vadkörte, ritkává lett a tiszafa, ennek analógiájára erdőtársulások esetében a hársas-berkenyést illetve a nyílt homoki tölgyest említhetjük. Általánosságban elmondható, hogy az eredendően ritka objektumok speciális körülmények között találhatók. A példákat tovább folytatva a magyarországi erdők esetében ritka ma a szálaló erdőalak, a pionír szukcessziós stádium, az öregedési illetve az összeroppanási fázis, a holtfa különböző típusai, a 140 évnél idősebb fák, vagy a középerdő-üzemmód, az erdei legeltetés. Természetvédelmi szempontból azt is mérlegelni kell, hogy a ritkaság nagyobb kipusztulási, megsemmisülési, megszűnési valószínűséget jelent, ezért általánosságban kijelenthető, hogy minden, ami ritka, az több elővigyázatosságot, gondoskodást, feladatot igényel.

b. Veszélyeztetettség

A veszélyeztetettség fogalmát és kategóriáit fajokra (taxonokra) illetve társulásokra (élőhelyekre) alkalmazhatjuk, az ezzel kapcsolatos információkat közel fél évszázada vörös könyvekben, vörös listákban adják közre. Fontos hangsúlyozni, hogy a veszélyeztetettség mértékének megállapítása területlépték-függő, ahol általában az állomány, a természetföldrajzi kistáj, táj, továbbá a régió (természetföldrajzi nagytáj, ország), az elterjedési terület szinteket szokták elkülöníteni. A besorolás bizonytalansága a terület növekedésével együtt nő. Fajok esetében veszélyeztetettség alatt azt értjük, hogy adott területen a populációk milyen messze vannak a kipusztulástól. Az erdőtársulások esetében a meglévő állományok megsemmisülésének valószínűsége, illetve az állományokban végbemenő eljellegtelenedés képezi a veszélyeztetettség mértékének megállapítását. A fajok esetében a veszélyeztetettség besorolásánál kritériumként az állománycsökkenés mértékét, az elterjedési terület nagyságát, az összpopuláció létszámát, az ivarérett egyedek számát veszik alapul. Erdőtársulások esetében az elfoglalt terület nagysága, területi elhelyezkedése, vegetációtörténeti jelentősége, szukcessziós stádiuma, az emberi hatásokkal szembeni tűrőképesség, a termőhely állapota, a helyreállíthatóság, a pótolhatatlanság, a természetesség, az ott élő veszélyeztetett élőlények száma veendő kritériumként figyelembe. Ugyanannál az objektumnál a veszélyeztetettség mértéke az időskálán változhat. Bár mint láttuk, a veszélyeztetettség tényét és mértékét több tényező befolyásolhatja, általánosságban elmondhatjuk, hogy különösen veszélyeztetettek ma a késői erdőfejlődési fázisokra (öregedési, összeroppanási szakasz) jellemző erdei fajok, a gyakori természetes bolygatások (pl. árvizek, lavinák) által befolyásolt erdők fajai, továbbá a szélsőséges termőhelyek erdei (pl. sziklai erdeifenyves, sziki tölgyes, dél-dunántúli homoki bükkös).

c. Helyreállíthatóság

Ez a fogalom azt fejezi ki, hogy az elpusztított vagy erősen zavart erdei ökoszisztémát milyen eséllyel lehet visszahozni, tehát emberi beavatkozással *rekreálni*. A kiindulási állapot

és a végcél a normális ökoszisztéma fejlődés esetén is különböző lehet, ezért különbséget kell tenni a teljesen elpusztított állapotból az eredetivel megegyező állapotba hozatal (*rekonstrukció*), egy közbülső állapotba hozatal (*revitalizáció*), illetve egy leromlott ökoszisztéma állapotból az eredetivel megegyező állapotba hozatal (*restauráció*), egy közbülső állapotba hozatal (*rehabilitáció*) között (JORDAN et al., 1997). Abban az esetben, ha az embertől függetlenül mennek végbe a fenti folyamatok, akkor *regenerációról* beszélünk. Akár táj, akár élőhely szintű a helyreállítás, alapelvei megegyeznek a szukcesszió alapelveivel (BRADSHAW, 1987), e tevékenység folyamán az emberi beavatkozásokkal éppen a természetes folyamatokat gátló vagy lassító akadályokat próbáljuk átlépni. A sikeres helyreállítás feltétele így a szukcessziót meghatározó mechanizmusok és az azt befolyásoló tényezők felismerése, továbbá a teljes szukcesszió lefolyásának engedése. Hangsúlyozandó az is, hogy a helyreállításnál a biotikus potenciált és a termőhelyi potenciált nem lehet figyelmen kívül hagyni.

Általánosságban elmondható, hogy az erős, rendszertelen és gyakori bolygatásokhoz alkalmazkodott erdőtársulásokat (pl. ligeterdők) a gyors szukcesszió miatt könnyebben és rövidebb idő (néhány évtized) alatt lehet helyreállítani, míg a viszonylag stabil, hosszú talajfejlődés eredményeképp létrejött erdőtársulásoknál (pl. láperdők) a lassú szukcesszió miatt ez nehezebb és hosszabb ideig (néhány évszázad) tart. Az is valószínűsíthető, hogy egy leromlott ökoszisztémából könnyebb a helyreállítás, mint egy megsemmisített ökoszisztéma állapotból. A helyreállíthatóság tágabb értelemben – nem csak a természeti objektumokra nézve – is értelmezhető. Például történeti erdőhasználati formát vagy erdőalakot – melyek a természetvédelem kompetenciájába (is) tartozhatnak – is vissza lehet állítani. Az Őrségre egykor jellemző, kisparaszti szálaló gazdálkodással kialakított erdőkép visszahozatalának feltétele a szálaláson túl többek között a helyenkénti alomeltávolítás is.

A teljes helyreállítás, az „eredeti állapotba való hozatal” sokszor nemcsak rendkívüli erőfeszítésekkel lenne megvalósítható, hanem értelmetlen is: az ohati vagy újszentmargitai sziki tölgyesek visszaalakítása az eredeti keményfás ligeterdökké nem lehet a természetvédelem célja. A helyreállítás (*rekreáció*) ellentéte a helyettesítés (*kreáció*), amely eltérő irányú, nem a korábbi állapot felé mutató beavatkozásokat jelöl. Ebben az esetben elméletileg a biotikus potenciál akár teljes mértékben is figyelmen kívül hagyható, de a termőhelyi potenciállal ezt nem tehetjük meg.

d. Jellemzőség és sajátosság

Jelentésükben egymáshoz hasonló fogalmak, de a jellemzőség általánosabb, megkülönböztetésre kevésbé alkalmas, míg a sajátosság egyedibb, elkülönítésre alkalmas tulajdonság. Egyaránt alkalmazhatók a természetes vagy az ember által alakított erdőképre, tájra, használati módokra, stb. Példákat említve: a zselici bükkösökre jellemző az ezüst hárs jelenléte, a zempléni-hegységi cseres-tölgyesek sajátossága a cser hiánya. Tájak esetében Nyugat-Dunántúlra jellemző a szelídgesztenye fellépte, a Tiszántúl sajátossága a közönséges boróka hiánya. Használatok esetében pedig a Kőszegi-hegységre jellemző a természetes felújítások nagy aránya, az Őrség sajátossága a kisparaszti szálaló erdőgazdálkodás. Azt is hangsúlyozni kell, hogy a jellemzőség és a sajátosság nem állandó tulajdonságokat jelölnek, hanem azok időbeli változásoknak vannak kitéve. Így a Nyírségre egykor jellemző volt a nyírlápok jelenléte, vagy az ország erdeire a legeltetés, makkoltatás, sarjzattatás. A fenti példákból is látható, hogy a két fogalmat elsősorban társulások, tájak, régiók esetében használjuk, s így a tájkarakter meghatározásában, védelmében játszanak fontos szerepet.

7.1.2. A természetvédelmi prioritások és koncepciók érvényesülése erdők esetén

A fenntartható (a mennyiségi és minőségi kritériumokat egyaránt figyelembe vevő tartamos) erdőgazdálkodás és a természetvédelem általános céljai közösek, melyeket az alábbiakban lehet megfogalmazni (ZERBE, 1998a):

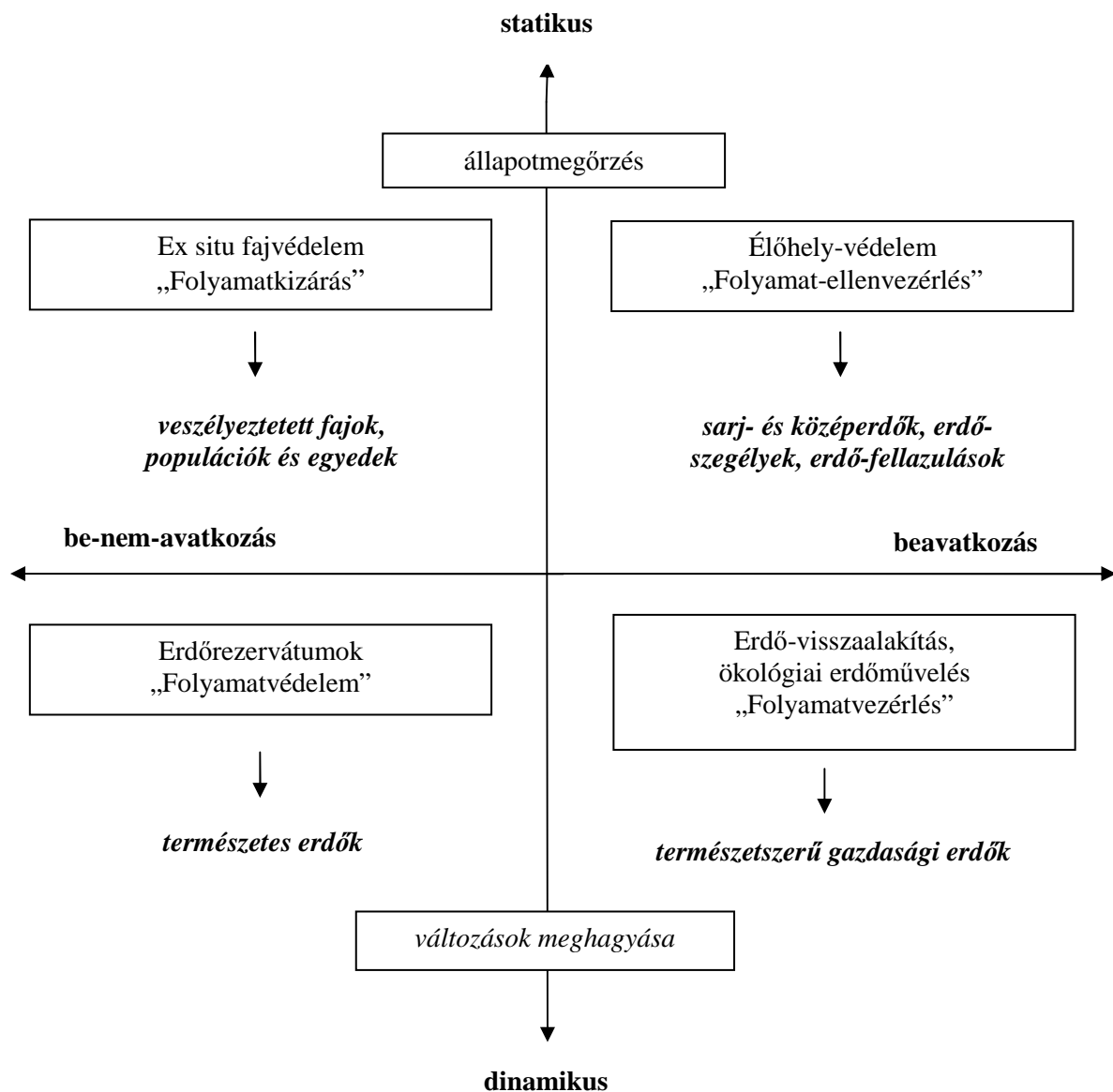
- ökoszisztéma-védelem,
- tájvédelem,
- erőforrás-védelem,
- faj- és biotópvédelem,
- folyamatvédelem.

A fenti követelmények együttes megvalósítása (a védelmi funkciók betöltése) valamennyi erdőterületünkön nem vihető keresztül és értelmetlen is. A természetvédelmi prioritásokat differenciáltan kell alkalmazni, amely az erdőfenntartástól eltérő célok megfogalmazását és azok különböző módú megvalósítását követeli meg. A különböző természetvédelmi prioritások függvényében meghatározható fejlesztési célokat a M34. táblázat mutatja be.

Az erdők esetében alkalmazható természetvédelmi koncepciók azon alapulnak, hogy a természeti folyamatokat milyen mértékben engedi érvényesülni az ember, illetve milyen mértékben módosítja, gátolja azokat (HENLE, 1994). Mindezt jól reprezentálja a legfontosabbnak tartott kritérium, a természetesség. A statikus természetvédelmi szemlélet vagy a természet, vagy az ember által létrehozott állapot megőrzését szolgálja, míg a dinamikus természetvédelmi szemlélet nem egy kiválasztott állapotot akar konzerválni, hanem vagy szabadon, vagy irányítottan engedi a természeti folyamatokat érvényesülni. A statikus / dinamikus ellentétpáron alapuló megközelítés mellett differenciálhatunk a szerint is, hogy természetvédelmi céljainkat passzív vagy aktív módon lehet-e elérni, azaz szükséges-e valamiféle beavatkozás, avagy nem. Az ily módon megalkotott természetvédelmi koncepciókat, a természeti folyamatok és az ember kapcsolatát, továbbá az ily módon védhető objektumokat a 77. ábra szemlélteti.

Az ábrából kiolvasható koncepciók „sokfélesége” is bizonyítja, hogy a különböző természetvédelmi célokat nem lehet egyetlen módon elérni, s így nem lehet csak egyetlen módszert előnyben részesíteni. Adott táj erdeinek megőrzésében, fejlesztésében – a prioritásoknak megfelelően – a különböző koncepciókat integrálni kell, s csak ennek megfelelően lehet a természetvédelmi stratégiát megalkotni (BURGER-ARNDT, 1996).

A „folyamatkizárás” esetén cél a jelenlegi állapot megtartása a külső behatások leárnyékolásával vagy kiküszöbölésével. Ezt a koncepciót a veszélyeztetett fajok populációinak és egyedeinek megőrzésénél lehet alkalmazni. A „folyamat-ellenvezérlés” esetén a cél szintén a jelenlegi állapot megtartása, de ehhez célzott beavatkozásokra van szükség. Ebben az esetben a szukcessziót gátoljuk, mellyel meghatározott erdőfejlődési fázisok és szukcessziós stádiumok stabilizálását érhetjük el. Történeti erdőformák, korábbi erdőhasználatok és jellemzőik megőrzése esetén alkalmazható ez a koncepció. A „folyamatvezérlés” esetén a szukcessziót és az erdőfejlődést irányítottan alkalmazzuk az ökológiai erdőművelésben vagy erdőtlen területek erdővé való visszaalakításában (*revitalizáció* és *rehabilitáció*). Természet-szerű gazdasági erdeink fenntartása vagy kialakítása esetén alkalmazandó e koncepció. A „folyamatvédelem” a szukcesszió teljes lefolyásának biztosítását jelenti, melynek eredményeképpen természetes erdők maradhatnak meg vagy jöhetnek létre (*rekonstrukció* és *restauráció*).



77. ábra – A különböző természetvédelmi koncepciók alkalmazása erdők esetén (SCHMIDT, 1997 nyomán módosítva)

Az utóbbi évtizedekben a külföldi és a hazai szaksajtóban is élénk vita bontakozott ki a jogi kategóriákkal védett, a különböző elsődleges rendeltetésű erdők művelése, használata körül. A fent körvonalazott természetvédelmi koncepciók – melyektől a jelenben és a jövőben eltekinteni már nem lehet – megkövetelik azt is, hogy a célokhoz megfelelő eszközrendszert rendeljünk. Miként az erdőket, úgy az erdőfenntartást is differenciálni szükséges, s ez alapján hazánkban ma négy erdőfenntartási módot javallott megkülönböztetni: 1. be nem avatkozás, 2. ültetvényszerű fatermesztést, 3. természetközeli erdőgazdálkodást, 4. természetvédelmi erdőkezelést. Az első két mód céljai, módszerei ismertek, de az utóbbi kettő (melyeket együttesen ökológiai erdőművelésnek nevezhetünk) elválasztása hazánkban napjainkig nem történt meg. A megkülönböztetésnek természetesen ökonómiai, politikai aspektusa is van, de az ökológiai alapú elkülönítés alappillére maga a természetesség, mint a legfontosabb kritérium adja. A természetközeli erdőgazdálkodás és a természetvédelmi erdőkezelés ennek

alapján végzett megkülönböztetését és ezek jellemzőit a 49. táblázat szemlélteti. Megjegyzendő, hogy az utóbbi években többféle javaslat született a fenti témakörben, melyek taglalásába hely hiánya miatt nem mehetünk bele.

Természetközeli erdőgazdálkodás	Természetvédelmi erdőkezelés
<ul style="list-style-type: none"> • ökológiai folyamatok használata • elegyes, állékony, produktív állományok létrehozása • a záróstádium fenntartása 	<ul style="list-style-type: none"> • ökológiai folyamatok védelme • a természetes erdőtársulások állományainak megtartása vagy visszaállítása • az erdei ökoszisztémák dinamikájának fenntartása (az összes szukcessziós stádiummal és regenerációs fázissal együtt)

49. táblázat – A természetközeli erdőgazdálkodás és a természetvédelmi erdőkezelés céljainak összehasonlítása a természetesség tekintetében

7.2. A természetesség koncepciójának alkalmazása a gyakorlatban

A természetességi koncepció gyakorlati alkalmazása nem új, legfeljebb ennyire egyértelműen nem körvonalazódott korábban, mint napjainkban. Ezt igazolják Roth Gyula szavai (ROTH, 1935), aki több mint fél évszázada ennek itthon is hangot adott: „Szinte magától értetődik, hogy arra kell törekednünk, hogy erdeinket lehetőleg természetes viszonyok közé hozzuk, ami korántsem jelenti az őserdőhöz való visszatérést, hisz az őserdő az ő lassú és az ember irányítását teljesen nélkülöző fejlődésével, nagyon magas korú és maguktól pusztuló fáival sehogysem volna összeegyeztethető a mai gazdaság követelményeivel; csak azt jelenti, hogy egyrészt a fafajokat úgy válogassuk össze, hogy azok természetes igényeik és sajátágaik révén egymáshoz simulhassanak és egymást kiegészítsék és megfeleljenek azoknak a természeti viszonyoknak, amelyeket az adott termőhely nyújt, másrészt az erdő gondozása és ápolása ne törje keréke a természetet és ne jelentsen erőszakos kibillentést azokból a keretből, amelyeket a természet útmutatása szabott.”

A korábbi fejezetekből láthattuk, hogy egy erdő természetességének foka emelkedik, ha összetételében, szerkezetében, funkciójában és fejlődési fázisaiban minél jobban közelít a természetes úton (az ember közvetlen befolyása nélkül) regenerálódó erdőhöz ill. a természetes erdőhöz. Az erdődinamika teljes kibontakozása térben és időben (ontogenetikus ciklusok, szukcessziómozaikok, hosszabb távú és nagyterületű bolygatások következtében létrejött fellazulások, katasztrófaterületek) csak kiterjedt (védett) területen remélhetők. A gazdasági erdők természetvédelmi értéke a természetességük növekedésével nő, s pedig olyan mértékben, amilyen mértékben az erdődinamika elemeit integrálja. Egy erdőfenntartás annál természetközelebb, minél többet szolgálja a természetes erdők összetételéhez, szerkezetéhez és folyamataihoz hasonló állományok létrejöttét, valamint a társadalmi elvárásokat (az erdő hármaskörét), ebből kifolyólag az erdei ökoszisztémákban futó kauzális és sztochasztikus folyamatoknak teret ad.

A mai többcélú erdőkben a természetesség fogalma, mérése fontos szerepet játszhat a gazdálkodási és kezelési módok kidolgozásában. A gyakorlatban hasznos lehet az ökológiai hálózat kialakításakor elsőbbséget élvező területek meghatározásánál, a gazdálkodási módszerek kialakításánál, a kezelések módozatainak meghatározásánál. Továbbá segítséget nyújthat a másodlagos és a rontott erdők ökológiai értékének javításában, erdők helyreállítási

stratégiájának kialakításában. Az erdőgazdálkodást illetően a természetesség általános cél, s nem szigorú szabály kell, hogy legyen, mely az adott körülményekre alkalmazható. Tudnunk kell azt, hogy bármilyen kifinomult is legyen egy gazdálkodási (vagy éppen kezelési) módszer, nem képes pontosan lemásolni az erdők természetes folyamatait. A gazdálkodási és kezelési módszerek megváltoztatása növelheti az erdők biodiverzitását és ökológiai értékét, ennek ellenére szükség van a gazdálkodásból és kezeléssel kivont területekre, ahol a természetes folyamatok működhetnek, vagy például degradált ökoszisztémák esetén újból kialakulhatnak. Továbbá a biodiverzitás és a természetesség megőrzése céljából fontos, hogy a művelés alól kivont erdők területe elég nagy legyen ahhoz, hogy mind a fajok mind az ökológiai folyamatok fenntarthatóak legyenek (DUDLEY, 1996).

Mindazonáltal a természetesség elmélete háttérként szolgálhat a gazdálkodási ill. kezelési módszerekben bekövetkező változások mérésére, a jövő erdőfenntartási irányvonalainak kialakítására és a sokcélú erdőfenntartás alapelveinek kidolgozására.

A természetesség-elemzésnek további előnyei is vannak, melyeket az alábbiakban lehet összefoglalni. Bár elsősorban a biodiverzitás-megőrzés és a természetvédelem témakörét érinti a fogalom, a természetesség mérceként történő használata az erdőfenntartásban más előnyökkel is jár. A vizsgálatok azt mutatják, hogy az erdők rekreációs célú használata a természetesebb állapotú erdőben fokozódik (AMMER, 1992). A természetesség megőrzése ill. fokozása esztétikai, kulturális és szellemi haszonnal is járhat.

Feltételezhető, hogy az elkövetkező néhány évben az erdők természetességének monitorozása egyre fontosabbá válik, mind az erdők jellemzőinek mérésénél, mind pedig a fenntartható erdőfenntartás stratégiájának kidolgozásánál. Ennek több lényeges eleme a Nemzeti Erdőprogramban is megtalálható már.

Ebben a tanulmányban csak néhány szempont szerint vizsgáltuk a magyarországi erdők természetességét. A bemutatott módszer egyéb területeken is alkalmazható, ilyen további szempontok a természetesség-vizsgálatoknál az alábbiak lehetnek:

- A Natura 2000 erdőterületek természetességének értékelése.
- A Pro Silva szemlélettel kezelt erdők természetességének értékelése.
- Az erdőrezervátumok magterülete ill. védőzónája természetességének értékelése.
- A védett természeti területek erdei természetességének értékelése.
- A nem védett természeti területek erdei természetességének értékelése.
- A kultúrterületek erdei természetességének értékelése.
- A védőerdők természetességének értékelése.
- A fatermesztési elsődleges rendeltetésű erdők természetességének értékelése.
- A védelmi elsődleges rendeltetésű erdők (védett és védő erdők) természetességének értékelése.
- Az erdők erdőgazdálkodók típusa szerinti természetességének értékelése.
- Az erdőtelepítések esetében az egymást követő generációk természetességének értékelése.
- Az erdőtelepülések természetességének értékelése.
- A történetileg öreg (ősi) erdők ↔ történetileg fiatal (új) erdők természetességének értékelése.
- A különböző erdőfenntartási beavatkozások hogyan változtatják az állományok természetességét.
- Az állományok természetessége és egészsége, stabilitása között milyen kapcsolat áll fenn.

7.3. Mennyire természetközeliak jelenlegi erdőgazdálkodási módszereink?

Az erdőállományok természetességi állapotának vizsgálata után föltehetjük azt a kérdést is, hogy mennyire tekinthetők természetközelieknek (a természetes folyamatokhoz hasonlóan, azokat követőnek) módszereink. Ennek a kérdésnek eldöntésére exakt vizsgálatokat nem végeztünk, mivel ma hazánkban nincs olyan terület, ahol az egyes üzemmódokat és erdőfelújítási módokat összehasonlíthattuk volna. A korábbiakban csupán a bükkösök egyes bontás módjainak összevetésére nyílt lehetőség (6.7.3. fejezet), de ebből általános következtetéseket levonni nem lehet. Így az alábbiakban csak elméleti fejtegetések alapján kíséreljük meg az egyes üzemmódokat és felújítási módokat összehasonlítani, hangoztatván, hogy e téren részletes vizsgálatokra van szükség, s ezt csak a jövőben célirányos kísérletek beállításával lehet megoldani. A hazánkban (és Közép-Európában) alkalmazott erdőfelújítási eljárásokat az 50. táblázat szemlélteti. Ma a gyakorlatban a fokozatos felújítógátást, a szálalóvágást és a szálalást tartják természetközelinek, a tarvágást nem. Azonban különbséget kell tennünk a természetközelinek tartott eljárások között is, mivel a fokozatos felújítógátás igen rövid (3-15 év, de a gyakorlatban 3-5 év) ciklusidejével távol áll a természetes folyamatok ciklusidejétől, s olyan állományformákat (pl. nagyterületű klimax fafaj(ok)ból álló fiatalos, sűrűség) produkál, amelyekhez evolúciósan nem adaptálódtak a zárterdei fafajaink. A ciklusidő miatt a szálalóvágást, de még inkább a szálalást fogadhatjuk el természetközelinek, viszont a bontás módja is nagymértékben befolyásolja a természetességet. Az egyenletes és a vonalból induló bontáson alapuló eljárások kevésbé tekinthetők természetközelinek, mivel ilyen állományfellazulási formák nem ismertek a természetes erdőkben, s ugyanez a megállapítás vonatkozik a kombinált módszerre is. Viszont a pontból induló bontás (csoportos szálalóvágás és csoportos szálalás) a természetes erdő lékdinamikáját, megújulási módját imitálja, ezért ezek tekinthetők igazán természetközeli eljárásoknak. (Megjegyzendő, hogy az így létrehozott erdőalak csak hasonlít, de nem egyezik meg a természetes erdőalakkal, ezért is nevezhetjük az eljárást természetközelinek a természetes helyett.) Ki kell még térni a lékes tarvágásos felújítógátásra, amely a tarvágás ténye ellenére bizonyos területarányban és bizonyos kiterjedésben természetközelinek tekinthető, mivel a természetes erdőterületeken lejátszódó katasztrófákat és pionír fajokkal való beerdősülésüket imitálja.

Erdőfelújítási eljárás	A bontás módja			
	<i>Egyenletes</i>	<i>Egyenlőtlen</i>		
	Szálankénti	Pontból induló	Vonalból	Összetett
<i>Tarvágás (+ mesterséges felújítás)</i>	–	–	–	–
<i>Tarvágásos felújítógátás</i>	–	lékes	sávós	–
<i>Fokozatos felújítógátás</i>	ernyős	csoportos	szegélyes	összetett
<i>Szálalóvágás</i>	valódi	csoportos	vonalas	összetett

<i>Szálalás</i>	valódi	csoportos	vonalas	összetett
-----------------	--------	-----------	---------	-----------

50. táblázat – A hazánkban alkalmazott erdőfelújítási eljárások. (A szálalás – mint üzemmód, s mint az erdőfelújítási módnál több – elkülönítve szerepel.)

7.4. A magyarországi erdők természetességének növelése: realitások, elvárások és ajánlások

A természetességet eddig az erdőállományok oldaláról vizsgáltuk, de meg kell vizsgálni azt az erdőfenntartás oldaláról is. (Ennek a tanulmánynak nem lehet célja, hogy ezt a kérdéskört részleteiben elemezze, csupán néhány fontosnak vélt momentumot, tendenciát kívánok felvillantani azzal a kitételrel, hogy a hazánkban jelenleg is folyó szakmai vitát – lezáratlansága miatt – nem kívánom elemezni. A felhasznált tanulmányok elsősorban közép-európaiak, s nem azok részletes ismertetése a cél, hanem szerepük érzékeltetése az ott lezajlott folyamatban.) Az erdőfenntartásban a természetközeli(bb)ségre való törekvés Európa szerte az utóbbi évtizedben általánosnak mondható, ezt támasztják alá a szakmai fórumokon folytatott viták, tanulmányok is (pl. HEHN, 1990; BODE – HOHNHORST, 1994; JEDICKE, 1995; SCHIMA, 1997; WAGENKNECHT, 1999). Mindeközben újra felvetődött az erdő definíciója, a különböző erdőféleségek lehatárolásának és pontos meghatározásának igénye (pl. ZERBE – SUKOPP, 1995; BÜCKING, 1997; EISELE, 1999). Általános az egyetértés abban, hogy egy természetközelibb erdőfenntartás megvalósításának alapját a természetes erdőből levonható ismérveknek és tanulságoknak kell képezni (pl. HANSEN et al., 1991; ZUKRIGL, 1991; OTTO, 1993, PETERKEN, 1993), ahol kiemelt jelentőséget kap a természetes folyamatok védelme (pl. STURM, 1993; OTTO, 1995;), illetve az állományok természetességének megtartása vagy fokozása (pl. HOFMANN – JENSSEN, 1995; SCHERZINGER, 1996; SCHMIDT, 1997; JENSSEN – HOFMANN, 2002). Az erdőfenntartás egyik, bár csak korlátozottan alkalmazható módzatának az erdészeti belenyúlások felhagyását tekintik (pl. HANSTEIN, 1982; BONNICKSEN – STONE, 1985), nagyjából azonban elismerik a belenyúlások szükségességét, s megfogalmazzák a természetközeli erdőgazdálkodás részükről követendő alapelveit (pl. LEIBUNDGUT, 1986; SCHÜTZ, 1986, 1990, 1994, 1999; BÖCKENHÜSER, 1992; ANON., 2002b), amelyekhez indikátorokat is rendelnek (pl. FRAMSTAD, 1996; BUWAL, 1997). A tanulmányok nagyobb száma azonban a természetvédelem, a biodiverzitás megőrzése, a természetesség fokozása oldaláról fogalmazza meg igényeit a természetközeli erdőgazdálkodással vagy éppen kezeléssel szemben (pl. PETERKEN, 1977; ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE, 1986, 1991; WALDENSPUHL, 1990; KOPP – SCHWANECKE, 1994; KARRER, 1996; MÜLLER-STARCK, 1996), egyesek aggodalmukat is kifejezik, s jövőképet alkotnak a természetközeli erdőfenntartás meg nem valósulása esetén (pl. FRENZEL, 1993; MOHR, 1995). A hazai feladatok megfogalmazásánál feltétlenül megszívlelendő és figyelembe veendő az előzőekben vázolt közép-európai folyamat.

A biodiverzitás megőrzésével illetve növelésével kapcsolatos elvárásokat, feladatokat, ajánlásokat olyan csoportosításban célszerű megtenni, hogy milyen mértékben védjük adott terület erdeit, illetve milyen gazdasági jelentősége van az ott található erdőtársulásoknak, faállományoknak. A gazdasági jelentőséget erdőtársulás-csoport bontásban a M24. táblázat szemlélteti.

Az erdőtársulások természetessége, veszélyeztetettsége és gazdasági jelentősége, a területek védettsége alapján az alábbi megosztásban javasolt azok differenciált kezelését megoldani a jövőben.

A. Beavatkozás-mentes (erdőgazdálkodással vagy erdőkezeléssel nem érinthető) erdőterületek

Ide tartoznak az erdőrezervátumok magterületei. Az erdőrezervátumok kijelölése megtörtént, a 63 db erdőrezervátum magterülete közel 4 ezer hektárt tesz ki, ahol semmiféle beavatkozás nem végezhető, ezt törvényi szabályozás is garantálja. Mivel az erdőrezervátumok kezelése, a

bennük folyó kutatás engedélyezése és szervezése jogszabályi alapokon nyugszik, ezért további részletezés itt nem szükséges.

Részben ide sorolhatók még azok az erdőtársulások is, amelyek gazdasági jelentőséggel nem bírnak, s a gazdálkodás ezekben nem rentábilis. Itt a „magára hagyás” tűnik a legcélravezetőbbnek, de a beavatkozások szükségességét teljes mértékben nem lehet kizárni, mert idővel elképzelhető, hogy a veszélyeztető tényezők (pl. özönfajok terjedése, túlzott vadlétszám) megkövetelik azt.

Cél: A természetes erdődinamikai folyamatok működésének elérése.

Eszközök, feladatok:

- Állományukat önálló erdőrészekként kell elkülöníteni, nyilvántartani.
- Biztosítani kell háborítatlanságukat.

B. Természetközeli erdőgazdálkodással vagy természetvédelmi erdőkezeléssel érintett természeti területek

Általános az a nézet, hogy a természetesség elemzése a természeti területek kezelésénél és megőrzésénél központi szempont (pl. POVILITIS, 2002), ezért ennek alapján differenciáljuk a továbbiakban az erdőfenntartási lehetőségeket.

1. Védett természeti területek erdei

A védett természeti területek jogszabályban kihirdetésre kerültek (és folyamatosan kerülnek), erdeiben a természetvédelmi erdőkezelést javasolt megvalósítani.

Cél: A természetes folyamatokon alapuló természetvédelmi erdőkezelés megvalósítása, faj- és szerkezetgazdag, stabil állományok fenntartása.

Az 1996-ban megjelent, a természet védelméről rendelkező LIII. törvény vonatkozó paragrafusai alapján védett természeti területen lévő erdőben az alábbi előírások érvényesek:

- Fakitermelést vegetációs időszak alatt csak kivételesen indokolt esetben (pl. növényegészségügyi okokból) lehet végezni.
- Tarvágás csak nem őshonos fafajokból álló, vagy természetes felújulásra nem képes állományokban – összefüggően legfeljebb 3 hektár kiterjedésben – végezhető.
- A fokozatos felújítást követő végvágás összefüggő kiterjedése az 5 hektárt nem haladhatja meg.
- A végvágással, illetve tarvágással érintett erdőterülethez kapcsolódó állományrészekben további végvágásra, illetve tarvágásra csak akkor kerülhet sor, ha a korábban véghasznált területen az erdőfelújítás befejeződött.
- Véghasználat csak a biológiai vágásérettséghez közeli időpontban végezhető.
- Kerülni kell a teljes talaj-előkészítést és a vágásterületen az égetést.
- Erdőnevelést a természetes erdőtársulások fafaj-összetételét és állományszerkezetét megközelítő, természetkímélő módszerek alkalmazásával kell folytatni.
- Erdőfelújítást a termőhelynek megfelelő őshonos fajokkal és természetes felújítási módszerekkel kell végezni.
- Erdőtelepítést kizárólag őshonos fafajokkal, természetközeli módon és a termőhely típusra jellemző elegyarányoknak megfelelően végezhető.

- Nem őshonos fafajokból álló erdőben a természetközeli állapot kialakítására a pótlás, az állomány-kiegészítés, az erdőszerkezet átalakítása, a fafajcsere, az elegyarány-szabályozás és a monokultúrák felszámolása útján kell törekedni.

A fenti célok és törvényi előírások megvalósítása érdekében fokozottan védett és védett természeti területen lévő erdőben az alábbi eszközök alkalmazandók, feladatok teljesítendőek (a természetesség növelése érdekében is).

Eszközök, feladatok:

- Maradjanak nagyobb, összefüggő területek érintetlenül. Ezen területek lehetőséget adnak a háborítást egyáltalán nem tűrő fajok átvészelésének, ugyanakkor regenerációs potenciáljuk révén a környező területekre a sérülékeny fajok visszatelepődését segíthetik. Elsősorban a nehezen megközelíthető területek lehetnek alkalmasak ilyen refúgiumoknak.
- A véghasználati koron túl az öregedési és összeroppanási szakaszban is kell erdőfoltokat, erdőrésztleteket hagyni. Ezek a foltok elsősorban a felnyíló erdőkhöz illetve a holtfa különböző formáihoz kötődő fajoknak biztosítanak fennmaradási lehetőséget, de itt akumulálódhatnak részben a pionír fajok is. Az önszerveződő szétesési és regenerációs folyamatok meghagyása fontos adalék az erdők alkalmazkodó- és fejlődőképességének hosszú távú biztosítására (JENSSEN – HOFMANN, 2003).
- Az erdőművelési munkák támaszkodjanak a természetes folyamatokra. A természetes erdők dinamikája alapján kell megtervezni a felújításokat, belenyúlásokat, azaz a teljes erdőkezelést, mert így lehet az erdei életközösségekben, azok termőhelyén, a tájban a legkisebb károkat okozni.
- Ahol lehet, ott száraló vagy szálalóvágásos üzemmódot kell kialakítani. Elsősorban a csoportos szálalás és a csoportos szálalóvágás az, amely a bontás jellege és a felújítás időtartama miatt a legjobban közelít a természetes folyamatokhoz. Azoknál az állományoknál, ahol a körülmények (pl. termőhelyi változások, táj- és/vagy termőhelyidegen fajokkal való fertőzöttség) nem teszik lehetővé az előbbi formákat, ott törekedni kell a lékes felújítóvágás bevezetésére.
- A természetes felújítások arányát növelni kell, a felújítás időszakát el kell nyújtani és lépcsősebbé tenni. Szálaló vagy szálalóvágásos üzemmódba főként a középkorú (és a jelenleg egykorú) állományokat lehet átvezetni. Az idősebb korú állományoknál a fokozatos felújítóvágások típusait (elsősorban csoportos és szegélyes), illetve ha ezek valamilyen oknál fogva nem alkalmazhatók, akkor tarvágásos felújítóvágást vagy kisterületű tarvágásokat lehet alkalmazni. A fokozatos felújítóvágások esetében – a jelenlegi gyakorlattal ellentétben – a klasszikus 4 fokozatú belenyúlást kell megvalósítani, melynek időtartamát 30 évig is el lehet húzni.
- A termőhelyi mintázatnak megfelelően kell az állományfoltokat kezelni, felújításukat vagy az erdőtelepítéseket végezni. Ennek megfelelően az erdőrésztletek kialakításakor is elsődlegesen a termőhelyi mintázatot, ill. a törvényben engedélyezett területnagyságot kell figyelembe venni.
- Több szomszédos, egykorú erdőrésztletben időben széthúzva kell az elő- és véghasználatokat végezni. Így növelhető a táji mozaikosság, jobban megközelíthető a természetes tájszerkezet.
- Az előhasználatokat egy erdőrésztleten belül egyenlőtlen eréllyel, időben széthúzva kell végezni. Ezzel az állományok horizontális és vertikális struktúrája differenciáltabbá, természetesebbé tehető.
- A természetes újulatot kell előnyben részesíteni, mesterséges erdősítésnél a szaporítóanyag-felhasználási körzet határait nem szabad túllépni.
- Növelni kell az elegyességet alátelepítéssel, lehetőség szerint második lombkorona-szintet kell kialakítani, kímélni kell a cserjeszintet.

- Óvni kell a termőhelyet.
- Kímélni kell az erdőszegélyt, ennek hiányában mesterségesen kell kialakítani azt.
- A természetes úton keletkező lékeket meg kell hagyni, ahol ilyenek nincsenek, ott mesterségesen kell lékesíteni.
- Maradjanak idős fák, facsoportok, erdőrésztetek a természetes pusztulásukig.
- Kerülni kell a táj- és termőhelyidegen, nem őshonos fa- és cserjefajok alkalmazását, az agresszív módon terjedő fajokat vissza kell szorítani.
- A nagyvad-állomány nagyságát az erdő tűrőképességéhez kell igazítani.
- Az uniformizáló (homogenizáló) erdőgazdálkodói szemléletet a változatosság növelését célul tűző szemléletnek kell felváltania.

2. Nem védett természeti területek erdei

A természeti területek kijelölését törvényi kötelezettség írja elő, a nem védett természeti területek erdeiben az általános természetvédelmi érdekek mellett az erdőgazdálkodás érdekeit is figyelembe kell venni, ezért itt természetvédelmi erdőkezelés helyett már természetközeli erdőgazdálkodást lehet megvalósítani.

Cél: A természetes folyamatokat felhasználó természetközeli erdőgazdálkodás folytatása, faj- és szerkezetgazdag, stabil állományok fenntartása.

Eszközök, feladatok:

- Ahol lehet, ott a természetközeli erdőgazdálkodás módszereit, a szálalás, a szálalóvágás vagy esetenként a fokozatos felújítóvágás módszerét kell alkalmazni.
- Az ökonómiai szempontból gazdaságosan nem művelhető erdőtársulások (mészkedvelő erdők, szikladomborzatú erdők, erdőssztyepp-erdők, bokorfüzesek, patak menti ligeterdők, nyír- és fűzlápok) esetében a természetvédelmi erdőkezeléshez hasonló módon kell eljárni.
- Őshonos, termőhelynek megfelelő fafajjal(okkal) kell az erdőfelújításokat vagy az erdőtelepítéseket végezni.
- Idegenhonos fafajt – a gazdasági érték növelése céljából – csak elegyként lehet az állományokba bevinni, elegyarányuk erdőrésztelenként együttesen ne haladja meg a 20 %-ot. Invázióra hajlamos idegenhonos fa- vagy cserjefaj (pl. bálványfa, amerikai kóris, zöld juhar, kései meggy, keskenylevelű ezüstfa, alásfa, gyalogakác, fehér akác) ne kerüljön alkalmazásra.

3. Kultúrterületek erdei, faállományai

Ide a nem a természeti területekbe tartozó erdőterületek sorolandók. Itt nem lehet kívánalom a természeti folyamatokon alapuló erdőkezelés vagy a természetközeli erdőgazdálkodás, de ha ilyenre utaló törekvés van, azt mindenképpen támogatni kell.

Cél: Az intenzív erdőgazdálkodás (ültetvénytípusú fatermesztés) módszereinek engedélyezése, egészséges faállományok fenntartása.

Eszközök, feladatok:

- Termőhelynek megfelelő fafajok alkalmazása.
- Invázióra hajlamos fa- és cserjefajok (zöld juhar, amerikai kóris, bálványfa, gyalogakác) mellőzése.
- Az őshonos fafajok felkarolásának elősegítése.
- Elegyes állományok kialakítására való törekvés.
- A termőhely és a környezet védelme.

7.5. Természetesség és a változó környezet

A hosszú idő alatt lezajló, lassú környezeti változásokhoz a vegetáció folyamatosan alkalmazkodott és alkalmazkodik a szekuláris szukcesszió során. A jelenben és a jövőben viszont rövid idő alatt lezajló, gyors, az ember által közvetlenül vagy közvetetten indukált környezeti változásoknak (pl. klímaváltozás) is elébe kell nézni (FABIAN, 1991; KÜSTER, 1996; LINDNER, 1999; MÁTYÁS, 2000; THOMASIU, 1991). Felmerülhet a kérdés, hogy a gyorsan változó környezeti feltételek mellett van-e értelme természetességről beszélni (SPRUGEL, 1991), azt vizsgálni. Mint a 3.2.3. fejezetben rámutattunk, az eredetiséget és a természetességet egymástól el kell választanunk. Valószínűsíthetjük, hogy Közép-Európában az életközösségek, a tájak rövid időn belül végérvényesen elveszítik az esetlegesen megmaradt eredeti jellemvonásaikat, viszont az ember által megváltoztatott környezetben is működnek természeti folyamatok, ez által komponálódnak és strukturálódnak életközösségek, tehát a természetesség az eredetiséggel szemben nem múló kategória. Maga a potenciális természetes vegetáció koncepciója is egyértelműen érzékelteti, hogy azt a múltban, a jelenben és a jövőben egyaránt lehet alkalmazni, s a természetesség vizsgálatánál viszonyítási alapként tekinteni. Bizonyos környezeti változások gyors, a szukcesszionális folyamatok sebességét meghaladó jellege viszont azt eredményezheti, hogy az ember számára kevésbé kedvező potenciális természetes vegetációtípusok jönnek (jönnének) létre. Így például feltételezzük, hogy az alföldön az eddigi zárt erdőket erdősztyepp jellegű életközösségek, a jelenlegi erdősztyepp karakterű társulásokat pedig cserjések vagy fátlan vegetációtípusok váltják fel. Az erdőgazdálkodás érdekeit, az állományok stabilitását – mint fő szempontot – figyelembe véve ezeken az alföldi területeken az idegenhonos fafajokból létesíthető, zárt állományok kialakítását tartja MÁTYÁS (2000) reálisnak. Hangsúlyozni kell azonban, hogy itt eltérő szempontrendszerrel, (gazdálkodó) ember központú nézőpontról van szó, ami nem vethető össze a természetesség nézőpontjával.

Az ember által indukált, gyorsan változó környezet miatt ki kell viszont arra térni, hogy a jövőbeli potenciális természetes vegetáció – melyet például az erdőtervező is körvonalaz(hat) egy vagy kevés számú fafajjal – fajösszetételében és szerkezetében (lényegesen is) eltérhet a jelenleg ismert típusoktól (tkp. asszociációktól). Minél gyorsabban változik a környezet, annál többször kell újabb és újabb PTV típusokat generálni, melyek közötti időtávolság a természeti folyamatok lefutásának és kiteljesedésének idejénél jóval rövidebb is lehet majd. Így az is elképzelhető, hogy az egész erdőciklust nem lehet majd teljes mértékben viszonyítási alapul venni, hanem annak csak bizonyos (kezdetibb) részzszakaszait. (Ugyanez a veszély fenyegetheti az erdőtervezést is, mikor a gyors környezeti változás miatt a vágásérettségi kornál rövidebb időn belül kell majd megváltoztatni a célállomány-típust.) Az előbbi gondolathoz kapcsolódva meg kell jegyezni azt, hogy a természetes erdővegetációban sem teljeseznek ki mindig a ciklusok, azokat gyakran egy újabb (és sokszor más léptékű) bolygatás szakította meg, s indított egy újabb ciklust.

Köszönetnyilvánítás

A 0050/2002. NKFP-projekt (Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése) TERMERD-munkacsoportjának tagjai:

**ASZALÓS RÉKA
BARTHA DÉNES
BODONCZI LÁSZLÓ**

**BÖLÖNI JÁNOS
KENDERES KATA
ÓDOR PÉTER**

**STANDOVÁR TIBOR
SZMORAD FERENC
TÍMÁR GÁBOR**

Terepi felmérők:

ASZALÓS RÉKA
BENEDEK PÉTER
BODONCZI LÁSZLÓ
BÖLÖNI JÁNOS
CSÓR SÁNDOR
DOMBORÓCZKI GÁBOR
FELSŐ-NEMES
NÁRCISSZUSZ
FICZERE ANDRÁS
FILÁK ATTILA

GENCSI ZOLTÁN
HAHN ISTVÁN
HORVÁTH ATTILA
HORVÁTH TIBOR
KENDERES KATA
KOVÁCS GÁBOR
KOVÁCS GYULA
KOVÁCS KRISZTIÁN
LANTOS ZOLTÁN
MATUSZKA ROLAND

MIHÓK ISTVÁN
NÉMETHI KÁLMÁN
ÓDOR PÉTER
ŐSZ GÁBOR
RIEZING NORBERT
RITTLING ISTVÁN
SCHNEIDLER VIKTOR
SZMORAD FERENC
TÍMÁR GÁBOR
ZAGYVAI GERGELY

Feldolgozásban segítők:

Állami Erdészeti
Szolgálat
CSERPES TAMÁS
HIRMANN ANTAL
HORVÁTH TIBOR

KOLOZS LÁSZLÓ
KOPÁNYI IMRE
LANTOS ZOLTÁN
MOLNÁR ZSOLT
NAGY ANIKÓ

OROSZI SÁNDOR
RIEZING NORBERT
TÖRÖK ANDRÁS

Konzultációk:

DR. CHRISTIANE SCHIRMER (Freiburg)
DR. EBERHARD ALDINGER (Freiburg)
DR. STEFAN ZERBE (Berlin)
DR. URS-BEAT BRÄNDLI (Birmensdorf)
DR. GERHARD SCHULZ (Waldbronn)
DR. SUSANNE WINTER (Eberswalde)
PROF. ALBERT REIF (Freiburg)

PROF. GEORG GRABHERR (Bécs)
PROF. HANNES MAYER (Bécs)
PROF. HERBERT SUKOPP (Berlin)
PROF. INGO KOWARIK (Berlin)
PROF. JEAN-PHILIPPE SCHÜTZ (Zürich)
PROF. KURT ZUKRIGL (Bécs)
PROF. PETER A. SCHMIDT (Tharandt)

Irodalom

- ABRAMOVITZ, J. (1998): A világ erdeinek megőrzése. In: BROWN, L. R. et al. (eds.): A világ helyzete. – Worldwatch Intitut, p. 27-49.
- AGÓCS J. (1995): A degradáltság mérési lehetőségei. – Erd. Lapok **130**: 51-52.
- ALBRECHT, L. (1991): Die Bedeutung des toten Holzes im Wald. – Forstw. Cbl. **110**: 106-113.
- AMMANN, B. (1993): Flora und Vegetation im Paläolithikum und Mesolithikum der Schweiz. In: Paläolithikum und Mesolithikum. – Verlag Schweizerische Gesellschaft für Ur- und Frühgeschichte, Basel, p. 66-84.
- AMMER, U. – SCHUBERT, H. (1999): Arten-, Prozess- und Ressourcenschutz vor dem Hintergrund faunistischer Untersuchungen im Kronenraum des Waldes. – Forstw. Cbl. **118**: 70-87
- AMMER, U. – UTSCHICK, H. (1984): Gutachten zur Waldpflegeplanung im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Grundlage einer ökologischen Wertanalyse. – Nationalpark Bayerischer Wald **10**: 1-95.
- AMMER, U. (1991): Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforstung für die forstliche Praxis. – Forstw. Cbl. **110**: 149-157.
- AMMER, U. (1992): Naturschutzstrategien im Wirtschaftswald. – Forstw. Cbl. **111**: 255-265.
- ANON. (1978): Magyar Értelmező Kéziszótár. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ANON. (2001): Erdőtervezési útmutató. – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- ANON. (2002a): Környezet- és Természetvédelmi Lexikon I-II. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ANON. (2002b): Erkenntnisse für eine naturnahe Waldwirtschaft. – AFZ/Der Wald **23**: 1237-1242.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (Hrsg.) (1986): Biotop-Pflege im Wald. Ein Leitfaden für die forstliche Praxis. – Kilda-Verlag, Greven.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (Hrsg.) (1991): Waldlandschaftspflege. Hinweise und Empfehlungen für Gestaltung und Pflege des Waldes in der Landschaft. 2. Aufl. – Ecomed, Landsberg.
- ARBEITSKREIS FORSTLICHE LANDESPFLEGE (1996): Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfaden zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen. – Ecomed, Landsberg.
- BAKER, W. L. (1992): Effects of settlement and fire suppression on landscape structure. – Ecology **73**: 1879-1887.
- BALÉE, W. (ed.) (1998): Advances in historical ecology. – Columbia University Press, New York.
- BALL, D. F. – STEVENS, P. A. (1981): The role of 'ancient' woodlands in conserving 'undisturbed' soils in Britain. – Biol. Conserv. **19**: 163-176.
- BARKHAM, J. P. (1992): The effects of management on the ground flora of ancient woodland, Brigsteer Park Wood, Cumbria, England. – Biol. Conserv. **60**: 167-187.
- BARTHA D. – BÖLÖNI J. – ÓDOR P. – STANDOVÁR T. – SZMORAD F. – TÍMÁR G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – Erd. Lapok **138**: 73-75.
- BARTHA D. – ESZTÓ P. (2001): Az Országos Erdőrezervátum-hálózat bemutatása az Országos Erdőállomány-adattár alapján. – ER-Az erdőrezervátum-kutatás eredményei **1**(1): 21-44.
- BARTHA D. – OROSZI S. (1995): Magyar erdők. In: JÁRAINÉ KOMLÓDI M. (szerk.): Magyarország növényvilága. Pannon Enciklopédia. – Dunakanyar 2000, Budapest, p. 221-231.
- BARTHA D. – OROSZI S. (1996): Honfoglalás kori erdők. – Erd. Lapok **131**: 209-212.
- BARTHA D. – OROSZI S. (szerk.) (2002): A Kárpát-medence őserdeinek leírása (XIX-XX. század). – ER: Az erdőrezervátum-kutatás eredményei **2**(1): 9-396.
- BARTHA D. – SZMORAD F. – KIRÁLY G. (2000): A Magyarország területén őshonos, vitatottan őshonos, idegenhonos fa- és cserjefajok. In: FRANK T. (szerk.): Természet – Erdő – Gazdálkodás. – Magyar Madártani és Természet-védelmi Egyesület & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, p. 167-177.
- BARTHA D. – SZMORAD F. – TÍMÁR G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdőrézlet szintű értékelési lehetősége. – Erd. Lapok **133**: 74-77.
- BARTHA D. (1990): Fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi fekete dió (*Juglans nigra* L.) állományokban. – Calandrella **3**: 6-12.
- BARTHA D. (1991): Ökológiai és fitocönológiai vizsgálatok a nyírségi vörös tölgy (*Quercus rubra* L.) állományokban. – Calandrella **5**(2): 5-12.
- BARTHA D. (1992): A magyarországi dendroflóra tagjainak florisztikai, cönológiai, ökológiai és természetvédelmi mutatói. – Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények **38-39**: 13-32.
- BARTHA D. (1994): A magyarországi erdők degradáltsága. – Erd. Lapok **129**: 366-367.
- BARTHA D. (1995a): Hungarian Forests from the Point of View of Environmental History. – Hung. Agricult. Research **4**(3): 32-36.
- BARTHA D. (1995b): Ökológiai és természetvédelmi mutatószámok a vegetáció értékelésében. – Tilia **1**: 170-184.
- BARTHA D. (1995c): Még mindig a degradáltságról. – Erd. Lapok **130**: 53.
- BARTHA D. (2000): Erdőterület csökkenések, fafaj változások a Kárpát-medencében. In: R. VÁRKONYI Á. (szerk.): Táj és történelem. Tanulmányok a történeti ökológia világából. – Osiris Kiadó, Budapest, p. 11-24.
- BARTHA D. (2001): Az őshonosság megítélése. – Erd. Lapok **136**: 332-333.

- BARTHA D. (2002a): Wichtiger Faktor für die Beurteilung der Natürlichkeit der Wälder: Autochton oder nicht? – Allg. Forstzeitschr. **57**(22): 1201-1202.
- BARTHA D. (2002b): Adventív fa- és cserjefajok Magyarországon. – Erd. Lapok **137**: 63-65.
- BARTHA D. (2003a): Történeti erdőhasználatok Magyarországon. – Magyar Tudomány **48**(12): 1566-1577.
- BARTHA D. (2003b): Die Naturnähe der Wälder – Bewertung auf Bestandesebene. – Allg. Forst und Jagdztg. **175**: 8-13.
- BARTHA D. (2004): Az erdők megítélésének természetvédelmi szempontjai. – Erd. Lapok **139**: 232-235.
- BARTON ZS. (2002): A Kárpátok őserdő-maradványainak jegyzéke és ezek lényegesebb adatai, jellemzői. – ER: Az erdőrezervátum-kutatás eredményei **2**(1): 397-423.
- BASTIAN, O. (1996): Ökologische Leitbilder in der räumlichen Planung – Orientierungshilfen beim Schutz der biotischen Diversität. – Arch. Naturschutz u. Landschaftsforschung **34**: 207-234.
- BEHRE, K.-E. (1970): Wirkungen vorgeschichtliche Kulturen auf die Vegetation Mitteleuropas. – Naturwissenschaft und Medizin **7**(34): 15-30.
- BEHRE, K.-E. (1988): The role of man in European vegetation history. In: HUNTLEY, B – WEBB, T. (eds.): Vegetation History. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London.
- BENDEFY L. (1972): Természeti és antropogén tényezők hatása a Balaton vízállására. – Földrajzi Értesítő **21**: 335-358.
- BENGTSSON, J. – NILSSON, S. G. – FRANC, A. – MENOZZI, P. (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management in European forests. – Forest Ecol. & Manag. **132**: 39-50.
- BERGSTEDT, J. (1997): Theorie des Naturschutzes. In: Handbuch Angewandter Biotopschutz II-3., 10. Erg. Lfg. 10/97: 3-10.
- BERNÁTSKY J. (1904): Anordnung der Formationen nach ihrer Beeinflussung seitens der menschlichen Kultur und der Weidetiere. – Engler's Bot. Jb. **94**(1): 1-8.
- BEUTLER, A. (1996): Die Großtierfauna Europas und ihr Einfluss auf Vegetation und Landschaft. – Natur- und Kulturlandschaft **1**: 51-106.
- BEUTLER, A. (1997): Das Weidelandchaftsmodell: Großtiere und Vegetation Mitteleuropas im Jungpleistozän und Frühholozän. Versuch der Rekonstruktion der natürlichen Landschaft. – Natur- und Kulturlandschaft **2**: 194-206.
- BLUME, P. – SUKOPP, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. – Schr. f. Vegetationskunde **10**: 7-89.
- BODE, W. – HOHNHORST, M. VON (1994): Waldwende. Vom Försterwald zum Naturwald. – Beck-Verlag, München.
- BONDOR A. – HALÁSZ G. (1998): Természetközeli erdeink és lehetséges bővítésük. In: SOLYMOS R. (szerk.): Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság. (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, p. 11-19.
- BONNICKSEN, T. M. – STONE, E. C. (1985): Restoring naturalness to National Parks. – Env. Manag. **9**: 479-486.
- BORHIDI A. – CSETE S. – CSIKY J. – KEVEY B. – MORSCHHAUSER T. – S. ALBERT É. (2000): Bioindikáció és természetesség a növénytársulásokban. In: VIRÁGH K. – KUN A. (szerk.): Vegetáció és dinamizmus. – MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, p. 159-194.
- BORHIDI A. – MORSCHHAUSER T. – S. ALBERT É. (2001): Talaj és természetes növényzet. Ökológiai összefüggések a bioindikáció tükrében. In: BORHIDI A. – BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): Ökológia az ezredfordulón I. Műhelytanulmányok. – Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, p. 55-72.
- BORHIDI A. (1991a): A magyar flóra magatartás típusai II. – Magyar Ökológus Kongresszus Abstract, Keszthely, p. 22.
- BORHIDI A. (1991b): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és természetvédelmi értékszámai. – Szamizdat, Pécs, pp. 48.
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – KTM-OTVH és JPTE kiadványa, Pécs, pp. 95.
- BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, their naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants of the Hungarian Flora. – Acta Botanica Hungarica **39**: 97-182.
- BORHIDI A. (1999): A társulások felépítése és működése. In: BORHIDI A. – SÁNTA A. (szerk.): Vörös Könyv Magyarország növénytársulásairól. – A KöM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 6., p. 29-34.
- BORHIDI A. (2003): Magyarország növénytársulásai. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BORMANN, F. H. – LIKENS, G. E. (1981): Pattern and Process in Forested Ecosystem. – Springer, Berlin.
- BÖCKENHÜSER, M. (1992): Leitkonzept zur ökologisch-orientierten Waldwirtschaft. – Schr. Westfäl. Amt f. Landespflege **5**: 1-133.
- BÖHMER, H. J. (1997): Zur Problematik des Mosaik-Zyklus-Begriffs. – Natur und Landschaft **72**(7/8): 333-338.
- BÖLÖNI J. (2001): Főbb erdőtársulás-csoportok részaránya az Országos Erdőrezervátum-hálózatban. – ER-Az erdőrezervátum-kutatás eredményei **1**(1): 45-52.

- BRADSHAW, A. P. (1988): The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: JORDAN, W. R. – GILPIN, M. E. – ABER, J. D. (eds.): *Restoration Ecology*. – University Press, Cambridge, p. 53-75.
- BRASSEL, P. – LISCHKE, H. (2001): *Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment*. – WSL Swiss Federal Research Institute, Birmensdorf.
- BRÖRING, U. – WIEGLEB, G. (1990): Wissenschaftlicher Naturschutz oder ökologische Grundlagenforschung? – *Natur und Landschaft* **65**(6): 283-292.
- BUNZEL-DRÜKE, M. – DRÜKE, J. – VIERHAUS, H. (1993): Quaternary Park: Überlegungen zu Wald, Mensch und Megafauna. – *ABU Info* **17/18**: 4-38.
- BUNZEL-DRÜKE, M. – DRÜKE, J. – VIERHAUS, H. (1995): Wald, Mensch und Megafauna. – *LÖBF-Mitt.* 4/95: 43-51.
- BUNZEL-DRÜKE, M. (1996): Vom Auerochsen zum Heckrind. – *Natur- und Kulturlandschaft* **1**: 37-48.
- BURGER-ARNDT, R. (1996): Zukunftsziele im Waldnaturschutz. – *Forstw. Cbl.* **115**: 80-89.
- BURSHEL, P. – HUSS, J. (1997): *Grundriss des Waldbaus*. – Parey, Berlin.
- BUWAL (1997): *Kriterien und Indikatoren für eine nachhaltige Bewirtschaftung des Schweizer Waldes*. – Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BÜCKING, W. – MÜHLHÄUSSER, G. (1996): Waldgesellschaften für die Waldbiotopkartierung auf standörtlicher Grundlage. – *Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung* **38**: 47-63.
- BÜCKING, W. (1997): Naturwald, Naturwaldreservate, Wildnis in Deutschland und Europa. – *Forst u. Holz* **18**: 515-522.
- BÜRGI, M. (2003): Historische Ökologie im und um den Wald. – *Schweiz. Z. f. Forstwesen* **154**(8): 328-332.
- CHRISTENSEN, N. L. (1989): Landscape history and ecological change. – *Journal of Forest History* **33**: 116-124.
- CIFOR (CENTER FOR INTERNATIONAL FORESTRY RESEARCH) (1999): *Criteria and Indicators Generic Template*. – The Criteria and Indicators Toolbox Series No. 2., Bogor, pp. 53.
- CRUMLEY, C. L. (1994): *Historical Ecology. Cultural knowledge and changing landscapes*. – School of American Research Press, Santa Fe.
- DETSCH, R. – AMMER, U. (1999): Waldökologischer Vergleich von Naturwaldreservaten und Wirtschaftswäldern. – *AFZ/Der Wald* **8**: 394-396.
- DIERSCHKE, H. (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. – *Phytocoenologia* **12**: 173-184.
- DIERSCHKE, H. (1994): *Pflanzensoziologie*. – Ulmer, Stuttgart.
- DUDLEY, N. (1996): Authenticity as a means of measuring forest quality. – *Biodiversity Letters* **3**: 6-9.
- ECKLOFF, W. – ZIEGLER, W. (1991): Über den Wert toter Bäume in der Waldgemeinschaft. – *Forstarchiv* **62**: 105-107.
- EDER, W. (1997): Naturnahe, nachhaltige Forstwirtschaft in Zentraleuropa. – *Forst u. Holz* **20**: 587-592.
- EGAN, D. – HOWELL, A. E. (2001): *The historical ecology handbook. A restorationist's guide to reference ecosystems*. – Island Press, Washington.
- EGLER, F. E. (1954): Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition – a factor in old-field vegetation development. – *Vegetatio* **4**: 412-417.
- EISELE, F. L. (1999): Urwald, Kulturwald, Nutzwald, Forsten, Försterwald oder Naturwald? – *AFZ/Der Wald* **6**: 282-283.
- ELLENBERG, H. – WEBER, H. E. – DÜLL, R. – WIRTH, V. – WERNER, W. – PAULIBEN, D. (1992): *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. – *Scripta Geobotanica* **18**: 1-258.
- ELLENBERG, H. (1950): *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*. – Ulmer, Stuttgart, pp. 141.
- ELLENBERG, H. (1952): *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung*. – Ulmer, Stuttgart, pp. 143.
- ELLENBERG, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht*. – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. (1974): *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. – *Scripta Geobotanica* **9**: 1-97.
- ELLENBERG, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. – Ulmer, Stuttgart.
- ESER, U. – POTTHAST, T. (1997): Bewertungsproblem und Normbegriff in Ökologie und Naturschutz aus wissenschaftsethischer Perspektive. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **6**: 181-189.
- FABIAN, P. (1991): *Klima und Wald – Perspektive für die Zukunft*. – *Forstw. Cbl.* **110**: 286-304.
- FALINSKI, J. B. (1975): Anthropogenic changes of the vegetation of Poland. – *Phytocoenosis* **4**: 97-116.
- FALINSKI, J. B. (1986): *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Ecological studies in Bialowieza forest*. – Dordrecht – Boston – Lancaster.
- FALINSKI, J. B. (1998): *Maps of anthropogenic transformation of plant cover (maps of synanthropization)*. – *Phytocoenosis* **10**, Supplementum Cartographiae Geobotanicae **9**: 15-54.
- FEKETE G. (1985): A teresztis vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: FEKETE G. (szerk.): *A cökológiai szukcesszió kérdései. Biológiai Tanulmányok* **12**. – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 31-63.

- FERRIS, R. – HUMPHREY, J. W. (1999): A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. – *Forestry* **72**: 313-328.
- FISCHER, A. – ABS, G. – LENZ, F. (1990): Natürliche Entwicklung von Waldbeständen nach Windwurf, Ansätze einer "Urwaldforschung" in der Bundesrepublik. – *Forstw. Cbl.* **109**: 309-326.
- FISCHER, A. (Hrsg.) (1999): Die Entwicklung von Waldbioözonosen nach Sturmwurf. – *Ecomed, Landsberg*.
- FRAMSTAD, E. (1996): Biodiversity and sustainable Forestry in Norway – criteria and indicators. – *Sustainable Forest Management, TemaNord 1996*: 578, Copenhagen, p. 89-94.
- FRANK N. – BARTHA D. (1997): A magyarországi erdők értékelése a hemeróbia-fokozatok segítségével. – In: IV. Magyar Ökológus Kongresszus. Előadások és Posztterek összefoglalói, Pécs, p. 64.
- FRANK, D. – KLOTZ, S. – WESTHUS, W. (1988): Biologisch-ökologische Daten zur Flora der DDR. – *Wiss. Beiträge der MLU* **60**: 1-103.
- FRENZEL, B. (1993): Ökologische Konsequenzen der Entwicklung vom Wald zum Forst in Mitteleuropa. In: Rundgespräche der Kommission für Ökologie. – Pfeil, München, **7**: 141-159.
- FRÖHLICH, J. (1954): *Urwaldpraxis*. – Neumann Verlag, Radebeul – Berlin.
- FUKAREK, P. (1978): Zu südeuropäischen Urwäldern. – *Allg. Forstzeitschr.* **24**: 116-121.
- GADOW, K. von (1999): Waldstruktur und Diversität. – *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **170**: 117-122.
- GEHRHARDT, E. (1923): Ueber Urwäldungen in den Karpathen. – *Forstliche Wochenschrift Silva* **11**: 361-363.
- GEHU, J. M. – GEHU, J. (1979): Essai d'évolution phytocoenotique de l'artificialisation des paysages. – *Séminaire de Phytosociol. appliquée*, p. 95-118.
- GEISER, R. (1992): Auch ohne homo sapiens wäre Mitteleuropa von Natur aus eine halboffene Weidelandschaft. In: ANL (Hrsg.): Wald oder Weidelandschaft – Zur Naturgeschichte Mitteleuropas. – *Laufener Seminarbeiträge* 2/92: 22-34.
- GIURGIU, V. – DONITĂ, N. – BĂNDIU, C. – RADU, S. – CENUSĂ, R. – DISSESCU, R. – STOICULESCU, C. – BIRIS, I-A. (2001): Les forêts vierges de Roumanie. – Édité par l'asbl forêt wallone, Belgique.
- GLAVÁČ, V. (1996): *Vegetationsökologie*. – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- GOSSOW, H. (1987): Der Reservat-Wert von Urwaldresten unter Schalenwildeinfluß. In: MAYER, H. (Hrsg.): 2. Österreichische Urwald-Symposium. – *Waldbau-Institut, Universität für Bodenkultur, Wien*, p. 192-199.
- GOTMARK, F. (1992): Naturalness as an evaluation criterion in nature conservation. – *Cons. Biology* **6**(3): 455-458.
- GRABHERR, G. – KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. – REITER, K. (1995): Hemerobie Österreichischer Waldökosysteme – Vorstellung eines Forschungsvorhabens im Rahmen des Österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **4**: 131-136.
- GRABHERR, G. – KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. – REITER, K. (1996): Wie natürlich ist der Österreichische Wald? – Ergebnispräsentation eines "Man and the Biosphere"-Projektes. – *Symposiumsmappe, Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien*.
- GRABHERR, G. – KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. – REITER, K. (1998a): Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme. – *Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17*. – *Universitätsverlag Wagner, Innsbruck*, pp. 493.
- GRABHERR, G. – KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. (1998b): *Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas*. – *Sonderdruck Österr. Forstzeitung* 1/97: 39. S.
- GRABHERR, G. (1997): *Naturschutzfachliche Bewertung der Natürlichkeit österreichischer Wälder*. – *Österr. Forstzeitung* 1/1997: 11-12.
- GYÖRFFY GY. – ZÓLYOMI B. (1996): A Kárpát-medence és Etelköz képe egy évezreddel ezelőtt. – *Magyar Tudomány* **8**: 898-918.
- HAASE, V. – TOPP, W. – ZACH, P. (1998): Eichen-Totholz im Wirtschaftswald als Lebensraum für xylobionte Insekten. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **7**: 137-153.
- HAER, W. (1991): Kulturlandschaft versus Naturlandschaft. – *Raumforschung und Raumordnung* **49**: 106-112.
- HANSEN, A. J. – SPIES, T. A. – SWANSON, F. J. – OHMANN, J. L. (1991): Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests. – *BioScience* **41**: 382-392.
- HANSTEIN, U. (1982): Biotopschutz durch Unterlassen. – *Forst- u. Holzwirt* **37**(6): 157-158.
- HÄRDTLE, W. – WESTPHAL, C. (1998): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. In: BRANDES, D. (Hrsg.): *Vegetationsökologie von Habitatisolaten und linearen Strukturen*. – *Braunschweiger Geobot. Arbeiten* **5**: 127-138.
- HÄRDTLE, W. (1989): *Potentielle natürliche Vegetation*. – *Mitt. d. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg, Heft 40.*, Kiel.
- HÄRDTLE, W. (1995): On the theoretical concept of the potential natural vegetation and proposals for an up-to-date modification. – *Folia Geobotanica et Phytotaxonomia* **30**: 263-276.
- HAUFFE, H. K. – AUGENSTEIN I. – VOGELSANG, W. – LEHLE, M. (1998): Bewertung von Böden als „Standort für die natürliche Vegetation“. – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **30**(7): 214-219.
- HAUPLER, H. (1982): Evenness als Ausdruck der Vielfalt in der Vegetation. – *Dissertationes Botanicae* **56**: 1-218.
- HEGYI I. (1978): A népi erdőkielés történeti formái. – *Akadémiai Kiadó, Budapest*.

- HEHN, M. (1990): Naturgemäße Waldwirtschaft – was ist das eigentlich? – Forst u. Holz **7**: 177-184.
- HEIDT, E. – PLACHTER, H. (1996): Bewerten im Naturschutz: Probleme und Wege zu ihrer Lösung. – Beitr. der Akad. f. Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg **23**: 193-252.
- HENLE, K. (1994): Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. – Z. f. Ökol. u. Naturschutz **3**: 139-153.
- HERLES, TH. (2000a): Bestimmung der Strukturdiversität im Ökosystem Wald. – AFZ/Der Wald **10**: 534-536.
- HERLES, TH. (2000b): Strukturdiversität und Bestandsmerkmale. – AFZ/Der Wald **10**: 537-539.
- HILDEBRAND, E. E. (1983): Der Einfluss der Bodenverdichtung auf die Bodenfunktionen im forstlichen Standort. – Forstw. Cbl. **102**: 111-125.
- HOERR, W. (1993): The concept of naturalness in environmental discourse. – Natural Areas Journal **13**(1): 29-32.
- HOFMANN, G. – JENSSEN, M. (1995): Quantifizierung der Naturnähe als Grundlage für Waldbaumaßnahmen. – AFZ/Der Wald **11/1999**: 575-578.
- HORNSTEIN, F. von (1950): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. – Forstw. Cbl. **21**: 163-177.
- HORNSTEIN, F. von (1954): Vom Sinn der Waldgeschichte. – Angew. Pflanzensoz. **2**: 685-707.
- HUNTLEY, B. – WEBB, T. (eds.) (1988): Vegetation history. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- IVERSEN, J. (1936): Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. – Levin und Munksgaard, Kopenhagen, pp. 224.
- JAHN, G. – HÜBNER, W. (1996): Die Vegetation als Ausdruck des Standortes In: Arbeitskreis Standortkartierung (Hrsg.): Forstliche Standortaufnahme. – IHW-Verlag, Eching, p. 193-241.
- JAHN, G. (1992): Zum Stande der Diskussion um die potentielle natürliche Vegetation. – Schr. der Landesanstalt für Forstwirtschaft (Nordrhein-Westf.) **4**: 13-28.
- JAKUCS P. (1981): Magyarország legfontosabb növénytársulásai. In: HORTOBÁGYI T. – SIMON T. (szerk.): Növényföldrajz, társulástan és ökológia. – Tankönyvkiadó, Budapest, p. 225-263.
- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten – Ein terminologischer Reformversuch. – Acta Soc. Fauna et Flora Fenn. **72**(11): 1-15.
- JAMES, S. R. (1989): Hominid use of fire in the Lower and Middle Pleistocene. A review of evidence. – Current Anthropology **30**: 1-26.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. (1966): Adatok az Alföld negyedkori klíma- és vegetációtörténetéhez. I. A vegetáció változása a Würm glaciális és a holocén folyamán palinológiai vizsgálatok alapján. – Bot. Közl. **53**: 191-201.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. (1968): The Late Glacial and Holocene flora of the Hungarian Great Plain. – Ann. Univ. Sci. Budapest Sect. Biol. **9-10**: 199-225.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. (1969): Adatok az Alföld negyedkori klíma- és vegetációtörténetéhez. II. A Würm glaciális és a holocén egyes szakaszainak klíma-rekonstrukciója palinológiai vizsgálatok alapján. – Bot. Közl. **56**: 43-55.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. (1987): Postglacial climate and vegetation history in Hungary. In: PÉCSI M. – KORDOS L. (szerk.): Holocene environment in Hungary. – Geogr. Res. Inst. Hung. Acad. Sci., Budapest., p. 37-47.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. (1991): Late Pleistocene vegetation history in Hungary since the Last Interglacial. In: PÉCSI M. – SCHWITZER F. (szerk.): Quaternary Environment in Hungary. – Studies in Geography in Hungary **26**: 35-46.
- JÁRAINÉ KOMLÓDI M. (1997): A legutóbbi, azaz holocén beerdősödés flóratörténetéről. – Bot. Közl. **84**: 3-15.
- JÁRAINÉ KOMLÓDI M. (2000): A Kárpát-medence növényzetének kialakulása. – Tilia **9**: 5-59.
- JÁRÓ Z. (1963): A lomb bomlása különböző állományok alatt. – Erdészeti Kutatások **59**(1-2): 95-106.
- JAX, K. (1994): Mosaik-Zyklus und patch-dynamics – Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. – Z. f. Ökologie u. Naturschutz **3**: 107-112.
- JAX, K. (1999): Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? – Z. f. Ökologie u. Naturschutz **7**: 241-253.
- JEDICKE, E. (1995): Naturschutz und Forstwirtschaft. Kooperation statt Konfrontation. Anmerkungen aus ökologischer Sicht. – Der Wald **45**(9): 298-301.
- JENSSEN, M. – HOFMANN, G. (2002): Pflanzenartenvielfalt, Naturnähe und ökologischer Waldbau. – AFZ/Der Wald **8**: 402-405.
- JENSSEN, M. – HOFMANN, G. (2003): Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder. – Beitr. f. Forstw. und Landschaftsökol. **37**: 18-27.
- JERÔME R. (1995): Degradáltak erdeink? – Erd. Lapok **130**: 50.
- JESSEL, B. – KÖPPEL, J. – LANG, R. – SPANDAU, L. (1990): Entwicklung von Methoden zur Beurteilung von Eingriffen in Ökosysteme. – Laufener Seminarbeiträge **5/90**: 20-27.
- JESSEL, B. (1994): Methodische Einbindung von Leitbildern und naturschutzfachlichen Zielvorstellungen in die gemeindliche Landschaftsplanung. – Laufener Seminarbeiträge **4/94**: 53-64.
- JONGMAN, R. H. G. (2001): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. – Landscapae and Urban Planning **869**: 1-12.
- JUHÁSZ-NAGY P. (1984): Beszélgetések az ökológiáról. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KAISER, T. (1996): Die potentielle natürliche Vegetation als Planungsgrundlage im Naturschutz. – Natur und Landschaft **71**(10): 435-439.

- KAISER, TH. – PURPS, J. (1991): Der Anbau fremdländischer Baumarten aus der Sicht des Naturschutzes – diskutiert am Beispiel der Douglasie. – *Forst u. Holz* **11**: 304-305.
- KALKHOVEN, J. T. R. – VAN DER WERF, S. (1988): Mapping the Potential Natural Vegetation. In: KÜCHLER, A. W. – ZONNEVELD, I. S. (eds.): *Vegetation Mapping*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht-Boston-London, p. 375-386.
- KÁRPÁTI I. – KÁRPÁTI V. – BORBÉLY GY. (1968): Magyarországon elterjedtebb ruderalis gymnövények synökológiai besorolása. – *A keszthelyi Agrártudományi Főiskola Közleményei* **10**: 1-40.
- KÁRPÁTI I. (1978): Magyarországi vizek és ártéri szintek növényfajainak ökológiai besorolása. – *Keszthelyi Agrártudományi Egyetem Kiadványa* **20**(5): 1-62.
- KARRER, G. (1996): Arten- und Biotpschutz durch standortsgemäße waldbauliche Behandlungsmaßnahmen. – *Sauteria* **8**: 99-128.
- KINDLER J. (1980): A Delphi-módszer elmélete és alkalmazástechnikájának leírása. – *Országos Vezetőképző Központ, Budapest*, pp. 24.
- KIRBY, K. J. – WATKINS, C. (eds.)(1998): *The Ecological History of European Forests*. – Wiley, New York.
- KNOERZER, D. (1998): Zum Status nichteinheimischer (Baum-)Arten – von der Notwendigkeit begrifflicher Klärung. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **169**: 41-46.
- KOCH, G. – GRABHERR, G. (1998): Wie natürlich ist der Wald in Österreich? Klassifikation nach Hemerobiestufen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **10**: 43-59.
- KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. – REITER, K. – GRABHERR, G. (1997): Wie natürlich ist Österreichs Wald? Ergebnisse und Trends. – *Österr. Forstzeitung* 97/1: 5-8.
- KOCH, G. – KIRCHMEIR, H. (1997): Methodik der Hemerobiebewertung. – *Österr. Forstzeitung* 1/1997: 24-26.
- KOLOSZÁR J. (1995): Valóban ennyire degradáltak erdeink? – *Erd. Lapok* **130**: 48.
- KOLOSZÁR J. (2004): A természetvédelem erdészeti koncepciójáról. – *Erd. Lapok* **139**(2): 42-43.
- KONOLD, W.H. (1996): *Naturlandschaft – Kulturlandschaft*. – Ecomed Verlag, Landsberg.
- KOOP, H. (1982). Waldverjüngung, Sukzessionsmosaik und kleinstandörtliche Differenzierung infolge spontaner Waldentwicklung. In: DIERSCHKE, H. (Hrsg.) (1982): *Struktur und Dynamik von Wäldern*. – Ber. Int. Sympos. Intern. Verein. Vegetationskunde Rinteln 1981 – Cramer, Vaduz, p. 235-273.
- KOOP, H. (1989): *Forest Dynamics*. – Springer, Berlin.
- KOPP, D. – SCHWANECKE, W. (1994): *Standörtlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft*. – Deutsche Landwirtschaftsverlag, Berlin.
- KORPEL', S. (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. – Fischer, Stuttgart, pp. 310.
- KORPEL', S. (1997): Totholz in Naturwäldern und Konsequenzen für Naturschutz und Forstwirtschaft. – *Forst u. Holz* **21**: 619-624.
- KOVÁCS-LÁNG E. – TÖRÖK K. (szerk.)(1997): Degradációt okozó tényezők és degradációs jelenségek a társulásokban. In: *Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III.* – MTA ÖBKI-MTM, Vácrátót-Budapest, p. 79-83.
- KOWARIK, I. – SUKOPP, H. (1986): Ökologische Folgen der Einführung neuer Pflanzenarten. – *Gentechnologie* **10**: 111-135.
- KOWARIK, I. (1987): Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. – *Tuexenia* **7**: 53-67.
- KOWARIK, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. – *Schriftenr. Fachber. Landschaftsentw. TU Berlin* **56**: 1-280.
- KOWARIK, I. (1989): Einheimisch oder nichteinheimisch? – *Garten + Landschaft* **5**: 15-18.
- KOWARIK, I. (1995a): Wälder und Forsten auf ursprünglichen und anthropogenen Standorten. – *Ber. der Reinhold-Tuexen-Gesellschaft* **7**: 47-67.
- KOWARIK, I. (1995b): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als Problem des Naturschutzes. In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – SCHMIDT H. – FISCHER, S. (Hrsg.): *Gebietsfremde Pflanzenarten*. – Ecomed, Landsberg.
- KOWARIK, I. (1996): Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten. – In: ZERBE, S. (Hrsg.): *Vegetationsökologie mitteleuropäischer Wälder*. – *Landschaftsentw. und Umweltforschung* **104**: 1-22.
- KOWARIK, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. In: KONOLD, W. – BÖCKER, R. – HAMPICKE, U. (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. – Ecomed, Landsberg, p. 1-18.
- KÖLBEL, M. (1999): Strukturentwicklung von Buchen-Naturwaldreservaten. – *AFZ/Der Wald* **8**: 382-385.
- KRAMER, K. – VERKAAR, H. J. (1998): Disturbed disturbances the complicated management of sustainable forest ecosystems. In: NABUURS, G. – NUUTINEN, T. – BARTELINK, H. – KORHONEN, M. (eds.): *Forest scenario modelling for ecosystem management in landscape level*. – *EFI Proceedings* **19**: 47-62.
- KRÓL, S. (2002): Problemy synantropizacji lasów a penetracja antropofitów dendroflory. – *Sylwan* **146**: 75-90.
- KUNIN, E. – GASTON, K. J. (1993): The biology of rarity: patterns, causes and consequences. – *Tree* **8**: 298-302.
- KÜSTER, H. (1996): Auswirkungen von Klimaschwankungen und menschlicher Landschaftsnutzung auf die Arealverschiebung von Pflanzen und die Ausbildung mitteleuropäischer Wälder. – *Forstw. Cbl.* **115**: 301-320.

- LARSSON, T. et al. (2001): Biodiversity Evaluation Tools for European forests. – *Ecological Bulletins* **50**: 1-237.
- LEIBUNDGUT, H. (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. – Schweiz. Z. Forstwes. **110**(3): 111-124.
- LEIBUNDGUT, H. (1978): Über die Dynamik europäischer Urwälder. – *AFZ* 24/1978: 686-690.
- LEIBUNDGUT, H. (1982): Europäische Urwälder der Bergstufe. Wichtige Erkenntnisse für die Forstwirtschaft. – *Neue Zürcher Zeitung* **249**: 39.
- LEIBUNDGUT, H. (1986): Ziele und Wege der naturnahen Waldwirtschaft. – Schweiz. Z. Forstwes. **137**: 245-250.
- LEIBUNDGUT, H. (1993): Europäische Urwälder. – Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart, pp. 260.
- LEUSCHNER, C. (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. – *Flora* **192**: 379-391.
- LEWANDOWSKI, A. – POMMERENING, A. (1997): Zur Beschreibung der Waldstruktur – Erwartete und beobachtete Artendurchmischung. – *Forstw. Cbl.* **116**: 129-139.
- LINDNER, M. (1999): Klimateinflüsse auf Wachstum und Verbreitung von Waldbäumen. – *AFZ/Der Wald* 11/99: 561-564.
- LONG, G. (1974): Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire. – Paris.
- MADAS K. (1997): Fejlesztési lehetőségek a körzeti erdőtervezésben. – *Erd. Lapok* **132**: 383-384.
- MAGYARI, E. (2002): Holocene biogeography of *Fagus sylvatica* L. and *Carpinus betulus* L. in the Carpathian-Alpine Region. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis* **26**: 15-35.
- MAJER A. (1976): Félévszázados kísérletek a farkasgyepűi bükkösökben. – *MTA VEAB monográfiái* **2**(1): 7-180.
- MARKGRAF, F. – DENGLER, A. (1931): Aus den südosteuropäischen Urwäldern. – *Beischr. für Forst- und Jagdw.* **63**: 1-32.
- MÁTYÁS CS. – BACH I. – BOROVICS A. (2005): A szaporítóanyag gazdálkodás és az erdőfelújítás genetikai szempontjai a természet-közeli erdőgazdálkodásban. In: SOLYMOS R. (szerk.): Erdő- és fagazdaságunk időszerű kérdései. – *MTA Erdészeti Bizottság*, Budapest, p. 225-236.
- MÁTYÁS CS. (1996): Erdészeti ökológia. – *Mezőgazda Kiadó*, Budapest.
- MÁTYÁS CS. (1998a): Alapelvek és szempontok a hazai erdők természetességének megítéléséhez. – *Erd. Lapok* **133**: 282-284.
- MÁTYÁS CS. (1998b): A pannon térség őserdeinek utolsó tanúi a szlavóniai tölgyesek. – *Erd. Lapok* **133**: 353.
- MÁTYÁS, CS. (2000): Naturnähe und Stabilität in veränderter, unsicherer Umwelt. – *Öst. Forstztg.* **9**: 10-11.
- MÁTYÁS CS. (2002): Erdészeti-természetvédelmi genetika. – *Mezőgazda Kiadó*, Budapest.
- MAUVE, K. (1931): Über Bestandesaufbau, Zuwachsverhältnisse und Verjüngung im galizischen Karpathen-Urwald. – *Mitt. aus Forstwirtschaft und Forstwissenschaft* **2**: 257-311.
- MAY, TH. (1993): Beeinflussen Groß-Säuger die Waldvegetation der pleistozänen Warmzeiten Mitteleuropas? – *Natur und Museum* **123**(6): 157-170.
- MAYER, H. – NEUMANN, M – SOMMER, H-G. (1980): Bestandesaufbau und Verjüngungsdynamik unter dem Einfluss natürlicher Wilddichten im Kroatischen Urwaldreservat Čorkova Uvala/Plitvicer Seen. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **131**: 45-70.
- MAYER, H. (Hrsg.) (1989): Urwaldreste, Naturwaldreservate und schützenswerte Naturwälder in Österreich. – *Institut für Waldbau, Univ. für Bodenkultur, Wien.*
- MCCOMB, W. – LINDENMAYER, D. (1999): Dying, dead and down trees. In: HUNTER, M. L. (ed.): *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems.* – Cambridge University Press, Cambridge.
- MCINTOSH, R. P. (1961): Windfall in forest ecology. – *Ecology* **42**: 834.
- MEDZIHRADESKY ZS. – JÁRAINÉ KOMLÓDI M. (1995): Az ember természetformáló tevékenysége a holocén folyamán a Kárpát-medencében. In: HABLY L. (szerk.): *Emlékezés Andreánszky Gábor (1895-1967) születésének 100. évfordulójára*, p. 147-154.
- MEDZIHRADESKY ZS. – JÁRAINÉ KOMLÓDI M. (1996): Az ember természetformáló tevékenysége a holocén folyamán a Kárpát-medencében. – *Studia Naturalia* **9**: 147-154.
- MEDZIHRADESKY ZS. (1996): A magyarországi erdők rövid története. – *Földrajzi Közl.* **120**(2-3): 181-186.
- MERTZ, P. (2000): Die Bewertung von Pflanzengesellschaften. In: *Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen.* – Ecomed, Landsberg.
- MEYER, P. – BARTSCH, N. – WOLFF, B. (2003): Methoden der Totholzerfassung im Wald. – *Forstarchiv* **74**: 263-274.
- MEYER, P. – POGODA, P. (2001): Entwicklung der räumlichen Strukturdiversität in nordwestdeutschen Naturwäldern. – *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **172**: 213-220.
- MEYER, P. – SPELLMANN, H. (1997): Das Prozeßschutz-Konzept aus Sicht der Naturwaldforschung. – *AFZ/Der Wald* **25**: 1344-1346.
- MEYER, P. (1999a): Bestimmung der Waldentwicklungsphasen und der Texturdiversität in Naturwäldern. – *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **170**: 203-211.
- MEYER, P. (1999b): Totholzuntersuchungen in nordwestdeutschen Naturwäldern. Methodik und erste Ergebnisse. – *Forstw. Cbl.* **118**: 167-180.

- MITCHELL, F. J. G. – KIRBY, K. J. (1990): The impact of large herbivores on the conservation of semi-natural woods in the British uplands. – *Forestry* **63**: 333-353.
- MIYAWAKI, K. – FUJIWARA, C. (1975): Ein Versuch zur Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation und Anwendungsmöglichkeiten dieser Karte für den Umwelt und Naturschutz am Beispiel der Stadt Fujisawa. – *Phytocoenologia* **34**(2): 430-437.
- MLINŠEK, D. – ACCETO, M. – ANKO, B. – PISKERNIK, M. – ROBIC, D. – SMOLEJ, I. – ZUPANCIC, M. (1980): Gozdni rezervati v Sloveniji. – Inst. za gozdno in lesno gospodarstvo, Ljubljana.
- MOHR, H. (1995): Urwald statt Kulturwald? Die ökologischen Chancen und Risiken eines Verzichts auf naturgemäße Waldbewirtschaftung. In: *Wieviel Urwald braucht das Land?* – Stiftung Hess. Naturschutz, Wiesbaden, p. 83-88.
- MROSEK, T. (2001): Developing and testing of a method for the analysis and assessment of multiple forest use from a forest conservation perspective. – *Forest Ecol. & Manag.* **140**(1): 65-74.
- MÜLLER-KROEHLING, S. – SCHMIDT, O. (1999a): Große Pflanzenfresser als Parkgestalter? – *AFZ/Der Wald* 11/99: 556-557.
- MÜLLER-KROEHLING, S. – SCHMIDT, O. (1999b): Großtiere als Landschaftsgestalter? – *Nationalpark* 3/99: 8-11.
- MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.) (1996): Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. – Ecomed, Landsberg.
- MÜNCH, D. (1995): Naturwaldreservate und das Leitbild „Natürlichkeit“. Eine historische Analyse forstwissenschaftlicher Forschung. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **166**(6): 115-121.
- NEIDHARDT, C. – BISCHOPNICK, U. V. (1994): UVP-Teil Boden: Überlegungen zur Bewertung der Natürlichkeit anhand einfacher Bodenparameter. „Chancen für mehr Naturschutz“. – *Natur u. Landschaft* **69**(2): 49-53.
- NÉMETH F. (1998): Magyarország erdőterületének változása 110 év alatt. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 145-161.
- NÉMETH F. (é.n.): A vörös lista kódolása. – *Kézirat*, pp. 11.
- NEUHÄUSL, R. (1975): Kartierung der potentiell natürlichen Vegetation in der Kulturlandschaft. – *Preslia* **47**: 117-128.
- NEUHÄUSL, R. (1980): Chemischer Zustand der Atmosphäre in Industriegebieten und die natürliche Vegetation. – *Acta Botanica Hungarica* **26**: 139-142.
- NEUHÄUSL, R. (1984): Umweltgemäße natürliche Vegetation, ihre Kartierung und Nutzung für den Umweltschutz. – *Preslia* **56**: 117-128.
- NEUMANN, M. – STARLINGER, F. (2001): The significance of different indices for stand structure and diversity in forests. – *For. Ecol. & Manag.* **145**(1-2): 91-106.
- NOSS, R. F. (1990): Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. – *Cons. Biology* **4**(4): 355-364.
- OHEIMB, G. – KRIEBITZSCH, W. U. – ELLENBERG, H. jun. (2003): Dynamik von Artenvielfalt und Artenzusammensetzung krautiger Gefäßpflanzen in gezäunten und ungezäunten Vergleichsflächenpaaren. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **174**(1): 1-7.
- OLACZEK, R. (1982): Synanthropization of phytocoenoses. – *Memorabilia Zool.* **37**: 93-112.
- OLIVER, C. D. – LARSEN, B. C. (1990): *Forest Stand Dynamics*. – McGraw-Hill, New York.
- OTTO, H. J. (1993): *Der dynamische Wald. Ökologische Grundlagen des naturnahen Waldbaues*. – *Forst u. Holz* **48**(12): 331-335.
- OTTO, H.-J. (1994): *Waldökologie*. – Ulmer, Stuttgart.
- OTTO, H.-J. (1995): Zielorientierter Waldbau und Schutz sukzessionaler Prozesse. – *Forst u. Holz* **50**: 203-209.
- PÁPAI G. (1995): $\sqrt{T \times N}$? – *Erd. Lapok* **130**: 53.
- PALUCH, R. (2002): Zastosowanie ekologicznych liczb wskaźnikowych do określenia kierunków zmian roślinności runa w Białowiekim Parku Narodowym. – *Sylvan* **146**: 25-38.
- PARKER, G. R. – LEOPOLD, D. J. – EICHENBERGER, J. K. (1985): Tree dynamics in an old-growth deciduous forest. – *For. Ecol. & Manag.* **11**: 31-57.
- PELZ, D. R. – PECK, J. L. E. – HARAUSZ, A. (2001): Über die räumliche und zeitliche Variation der Diversität. – *Allg. Forst- u. Jagdztg.* **172**: 156-160.
- PERPEET, M. (2000): Zur Anwendung von Waldentwicklungstypen (WET). – *Forstarchiv* **71**: 143-152.
- PETERKEN, G. F. – GAME, M. (1984): Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. – *Journal of Ecology* **72**: 155-182.
- PETERKEN, G. F. (1974): A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. – *Biol. Conserv.* **6**: 239-245.
- PETERKEN, G. F. (1977): Habitat conservation priorities in British and European woodlands. – *Biol. Conserv.* **11**: 223-236.
- PETERKEN, G. F. (1993): *Woodland Conservation and Management*. – Chapman and Hall, London.
- PETERKEN, G. F. (1994): The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. – *NNA-Ber.* **7**(3): 102-114.
- PETERKEN, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – University Press, Cambridge.

- 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. – WHITE, P. S. (eds.) (1985): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. – Academic Press, INC, Orlando, Florida.
- PINTARIČ, K. (1959): Urwald in Jugoslawien. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **3**: 1-6.
- PINTARIČ, K. (1978): Urwald Peručica als natürliches Forschungslaboratorium. – *Allg. Forstzeitschr.* **24**: 702-707.
- PLACHTER, H. (1991): Naturschutz. – UTB Fischer, Stuttgart.
- PLACHTER, H. (1992): Grundzüge der naturschutzfachlichen Bewertung. – *Veröff. Naturschutz Landschaftspfl. Bad.-Württ.* **67**: 9-48.
- PLACHTER, H. (1994): Methodische Rahmenbedingungen für synoptische Bewertungsverfahren im Naturschutz. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* **3**: 87-106.
- POTT, R. (1986): Extensive anthropogene Vegetationsveränderungen und deren pollenanalytischer Nachweis. – *Flora* **180**: 153-160.
- POTT, R. (1989): The effects of wood pasture on vegetation. – *Plants Today* 1989/8-9: 170-175.
- POTT, R. (1997): Von der Urlandschaft zur Kulturlandschaft. Entwicklung und Gestaltung mitteleuropäischer Kulturlandschaften durch den Menschen. – *Verh. Ges. Ökol.* **27**: 5-26.
- POVILITIS, T. (2002): What is a natural area? – *Natural Areas Journal* **22**(1): 70-74.
- PRABHU, R. – COLFER, C. J. – DUDLEY, R. G. (1999): Guidelines for Developing, Testing and Selecting Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. – *The Criteria and Indicators Toolbox Series No. 1.*, Bogor, pp. 184.
- PRŮŠA, E. (1985): Die böhmischen und mährischen Urwälder – ihre Struktur und Ökologie. – Verlag der Tschechoslowakischen Akademie der Wissenschaften, Praga, pp. 578.
- RACKHAM, O. (1980): Ancient woodland, its history, vegetation, and uses in England. – Arnold, London, pp. 402.
- RADEMACHER, C. – NEUERT, C. – GRUNDMANN, V. et al. (2001): What characterizes virgin beech forests? – *Forstw. Cbl.* **120**(5): 288-302.
- RAUH, J. – SCHMITT, M. (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforstung in Naturwaldreservaten. – *Forstw. Cbl.* **110**: 114-127.
- REHFUESS, K. E. (2000): Anthropogene Veränderungen von Waldböden – Folgerungen für die Bewirtschaftung. – *Forst u. Holz* **55**: 3-8.
- REIF, A. (1999/2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **8**: 239-250.
- REIMOSER, F. – SUCHANT, R. (1992): Systematische Kontrollzäune zur Feststellung des Wildeinflusses auf die Waldvegetation. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **163**(2): 27-31.
- REMMERT, H. (1976): Ökologie. – Springer Verlag, Berlin – Heidelberg – New York.
- REMMERT, H. (1985): Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. – *Naturwissenschaften* **72**: 505-512.
- REMMERT, H. (1987): Sukzessionen im Klimax-System. – *Verh. d. Ges. f. Ökologie* **16**: 27-34.
- REMMERT, H. (1988): Gleichgewicht durch Katastrophen. – *Aus Forschung und Medizin* **3**(1): 7-17.
- REMMERT, H. (1991a): Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz. Eine Übersicht. – *Laufener Seminarbeiträge (ANL)* 5/91: 5-15.
- REMMERT, H. (1991b): The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystems. – *Ecological Studies* **85.**, Springer, Berlin, pp. 168.
- REMMERT, H. (1993): Diversität, Stabilität und Sukzession im Licht moderner Waldforschung. In: *Rundgespräche der Kommission für Ökologie*, Bd. 6.: Dynamik von Flora und Fauna – Artenvielfalt und ihre Erhaltung, p. 15-20.
- RICEK, E. W. (1968): Untersuchungen über die Vegetation auf Baumstümpfen. – *Jahrb. Oberösterreich. Musealvereins* **113**: 229-256.
- RIEDL, U. (1994): Handlungskonzepte statt Leitbildern? – *Aktuelle Reihe TU Cottbus* **6/94**: 26-31.
- RIEDL, U. (1995). Grenzen und Möglichkeiten der Synthese biologischer Grundlagendaten zum Zweck der Flächenbewertung im Biotopschutz. – *Schr. R. f. Landschaftspfl. u. Naturschutz* **43**: 329-356.
- ROSE, C. I. (1979): Observations on the ecology and conservation value of native and introduced tree species. – *Quarterly Journal of Forestry* **73**: 219-229.
- ROTH GY. (1935): Erdőműveléstan II. – Röttig-Romwalter nyomda, Sopron.
- ROTH Gy. (1936): Die Versuchsflächen bei Farkasgyepű (Waldungen des Erzbistum Veszprém). – Bericht über den IX. Kongress des Internationalen Verbandes Forstlicher Forschungsanstalten. – Sopron, pp. 18.
- ROZSNYAY, Z. (1994): Mit den Bandkeramikern begann die Forstgeschichte Mitteleuropas. – *Forst u. Holz* **9**: 227-230.
- RÖHRING, E. (1991): Vegetation structure and forest succession. In: RÖHRING, E. – ULRICH, B. (Eds.): *Temperate deciduous forests. Ecosystems of the world 7.* – Elsevier, Amsterdam, p. 35-49.
- RUBNER, K. (1930): Urwaldfragen. – *Forstarchiv* **6**: 145-154.

- RUNKLE, J. R. (1985): Disturbance regimes in temperate forests. In: PICKETT, S. T. A. – WHITE, P. S. (eds): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. – Academic Press, Orlando, p. 17-33.
- SCHERZINGER, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. – *Natur u. Landschaft* **65**(6): 292-298.
- SCHERZINGER, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. – Ulmer, Stuttgart, pp. 447.
- SCHIEGG, K. (1998): Totholz bringt Leben in den Wirtschaftswald. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **149**: 784-794.
- SCHIMA, J. (1997): Waldbewirtschaftung und Naturnähe sind kein Widerspruch. – *Öst. Forstztg.* 1/97: 13-14.
- SCHIRMER, C. (1992): Verfahren und Ergebnisse der Waldbiotopbewertung. – *Allg. Forstzeitschr.* 1/92: 38-41.
- SCHIRMER, C. (1999). Überlegungen zur Naturnähebeurteilung heutiger Wälder. – *Allg. Forst- und Jagdztg.* **170**: 11-18.
- SCHLÜTER, H. (1984): Kennzeichnung und Bewertung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation. – *Acta Bot. Slov. Acad. Sci. Slovacae, Ser. A.* **1**: 277-283.
- SCHLÜTER, H. (1985): Kartographische Darstellung und Interpretation des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in verschiedenen Maßstabebereichen. In: *Fortschritte in der geographischen Kartographie*. – *Wiss. Abhandl. Geogr. Ges. DDR, Bd. 18.*, Leipzig, p. 105-116.
- SCHLÜTER, H. (1992): Vegetationsökologische Analyse der Flächennutzungs mosaik Nordostdeutschlands. Natürlichkeitsgrad der Vegetation in den neuen Bundesländern. – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **5**: 173-180.
- SCHMIDT, P. A. – WILHELM, E.-G. (1995): Die einheimische Gehölzflora – ein Überblick. – *Beitr. zur Gehölzkunde*, p. 50-75.
- SCHMIDT, P. A. (1993): Gedanken zum Naturschutz im Wald. – *Beitr. Forstw. u. Landschaftsökologie* **27**(1): 9-13.
- SCHMIDT, P. A. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung – Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? – *Naturschutz u. Landschaftsplanung* **29**(3): 75-82.
- SCHMIDT, P. A. (1998): Potentielle natürliche Vegetation als Entwicklungsziel naturnaher Waldbewirtschaftung? – *Forstw. Cbl.* **117**: 193-205.
- SCHMIDT, W. (1991a): Veränderungen der Krautschicht in Wäldern und ihre Eignung als pflanzlicher Bioindikator. – *Schr. f. Vegetationskunde* **21**: 77-96.
- SCHMIDT, W. (1991b): Die Bodenvegetation im Wald und das Mosaik-Zyklus-Konzept. – *Laufener Seminarbeiträge* **5**: 16-29.
- SCHNEIDER, CH. – POSCHLOD, P. (1999): Die Waldvegetation ausgewählter Flächen der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit von der Nutzungsgeschichte. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **8**: 135-146.
- SCHNITZLER, A. – BORLEA, F. (1998): Lessons from natural forests as keys for sustainable management and improvement of naturalness in managed broadleaved forests. – *For. Ecol. & Manag.* **109**(1-3): 293-303.
- SCHROEDER, F.-G. (1998): *Lehrbuch der Pflanzengeographie*. – Quelle & Meyer Verlag, Wiesbaden.
- SCHULZ, U. – AMMER, U. (1997): Aufgeklappte Wurzelsteller und ihr Beitrag zur Insektendiversität im Wald. – *Mitt. Dtsch. Ges. allg. angew. Entomol.* **11**: 677-681.
- SCHULZ, U. (1999): Naturschutzrelevante Waldrequisiten – Tierlebensräume im Bodenbereich. – *NUA Seminarber.* **4**: 220-232.
- SCHÜLE, W. – SCHUSTER, S. (1997): Anthropogener Urwald und natürliche Kultursavanne. Paläowissenschaftliche und andere Gedanken zu einem sinnvollen Naturschutz. – *Natur- u. Kulturlandschaft* **2**: 22-55.
- SCHÜLE, W. (1992): Vegetation, Megaherbivores, Man and Climate in the Quaternary and the Genesis of Closed Forests. In: GOLDAMMER, J. G. (ed.): *Tropical Forests in Transition*. – Birkhäuser, Basel, p. 45-76.
- SCHÜTZ, J.-PH. (1986): Charakterisierung des naturnahen Waldbaus und Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **137**: 747-760.
- SCHÜTZ, J.-PH. (1990): Heutige Bedeutung und Charakterisierung des naturnahen Waldbaus. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **141**: 609-614.
- SCHÜTZ, J.-PH. (1994): Der naturnahe Waldbau Leibundguts: Befreiung von Schemen und Berücksichtigung der Naturgesetze. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **145**: 449-462.
- SCHÜTZ, J.-PH. (1999): Naturnaher Waldbau: gestern, heute, morgen. – *Schweiz. Z. Forstwes.* **150**: 478-483.
- SEEGER, T. (1979): Die Delphi-Methode: Expertenbefragungen zwischen Prognose und Gruppenmeinungsbildungsprozessen. – *Hochschulsammlung Philosophie, Bd. 8.*, Freiburg.
- SEIBERT, P. (1980): Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. – *Ber. Akad. Natursch. Landschaftspfl.* **4**: 10-23.
- SEREGÉLYES T. – S. CSOMÓS Á. (1995): Hogyan készítsünk vegetációtérképet. – *Tilia* **1**: 158-169.
- SHUGART, H. H. (1984): *A Theory of Forest Dynamics*. – Springer, New York.
- SIMON T. – HORÁNSZKY A. – DOBOLYI K. – SZERDAHELYI T. – HORVÁTH F. (1992): A magyar edényes flóra értékelő táblázata. In: SIMON T.: *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest, p. 791-874.
- SIMON T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. – *Abstracta Botanica* **12**: 1-23.

- SIMON T. (1991): Növényfajok és társulások természetvédelmi értékének becslése. – *Természetvédelmi Közl.* **1**: 99-114.
- SMALTSCHINSKI, T. (1998): Charakterisierung von Baumverteilungen. – *Forstw. Cbl.* **117**: 355-361.
- SÓDOR M. – MADAS K. (1998): Az erdők természetességének értékelése az erdőtervezés során. In: SOLYMOS R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság.* – MTA, Budapest, p. 20-41.
- SÓDOR M. – TEMESI G. (2001): A természetszerű erdők kezelésének és megújításának alapjai. In: BARTHA D. (szerk.): *A természetszerű erdők kezelése, a kultúr- és a származékerdők megújítása.* – A KöM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 7., p. 11-64.
- SOLYMOS R. (szerk.) (1998a): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság.* (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest.
- SOLYMOS R. (1998b): *Természetközeli erdő.* In: SOLYMOS R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság.* (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, p. 7-10.
- SOLYMOS R. (2000): Erdőfelújítás és –nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban. – Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- SOLYMOS R. (2001): A természetközeli erdő és a természetközeli erdőgazdálkodás helye és szerepe Magyarország erdőstratégiájában. – Kézirat, Szentendre, pp. 19.
- SOLYMOS R. (2004): A természetközeli erdei ökoszisztémák néhány elvi és gyakorlati kérdése. In: CSETE L. – VÁRALLYAY GY. (szerk.): *Agroökológia. – „Agro-21” Füzetek* **37**: 139-145.
- SOMOGYI S. (1971): Magyarország természeti viszonyainak változásai a honfoglalás koráig. – *Építés-Építéstudomány* **1**: 303-326.
- SOMOGYI S. (1987): Relationship between environmental changes and human impact until the 9th century. In: PÉCSI M. – KORDOS L. (szerk.): *Holocene environment in Hungary.* – *Geogr. Res. Inst. Hung. Acad. Sci.*, Budapest., p. 25-36.
- SOMOGYI S. (1988): A magyar honfoglalás földrajzi környezete. – *Magyar Tudomány* (11): 863-869.
- SOMOGYI Z. (1998): A bolygatás jelentősége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. Szakirodalmi áttekintés néhány megfontolással. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 165-194.
- SOÓ R. (1964, 1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I., VI.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 56-57., 270.
- SPELMAN, H. (1995): Vom strukturarmen zum strukturreichen Wald. – *Forst u. Holz* **50**(2): 35-44.
- SPELMANN, H. – CORNELIUS, P. – KLEINSCHMIT, H. – HILLEBRAND, K. – SCHÜTZE, C. – GAERTNER, U. (2002): Indikatoren nachhaltiger Forstwirtschaft. – *Schr. Waldentwicklung in Niedersachsen* **10**: 1-171.
- SPRUGEL, D. G. (1991): Disturbance, Equilibrium and Environmental Variability – what is Natural Vegetation in a Changing Environment. – *Biol. Conservation* **58**: 1-18.
- STANDOVÁR T. – PRIMACK, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STANDOVÁR T. (1996): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők természetes sokféleségére. – *Természet Világa* II. különszám, p. 34-38.
- STANDOVÁR T. (2000): Erdeink biodiverzitásának megőrzése. In: MÁTYÁS CS. (szerk.): *Páneurópai kezdeményezés az erdők védelmére.* – MTA Erdészeti Bizottság, p. 35-43.
- STANDOVÁR T. (2002): A természetes erdő és a kezelt erdő főbb különbségei. – *Erd. Lapok* **137**: 3-6.
- STASCH, D. – STAHR, R. – SYDOW, M. (1991): Welche Böden müssen für den Naturschutz erhalten wurden? – *Berliner Naturschutzblätter* **35**(2): 53-64.
- STEINMEYER, A. (2003): Verfahren der Naturnähebestimmung in Brandenburg. – *AFZ/Der Wald* **3**: 143-145.
- STURM, K. (1993): Prozeßschutz – ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. – *Z. f. Ökol. u. Naturschutz* **2**: 181-192.
- SUKOPP, H. (1969): Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. – *Vegetatio* **17**: 360-371.
- SUKOPP, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Ber. ü. Landwirtschaft* **50**: 112-139.
- SZMORAD F. (1999): Ismét az erdők természetességi állapotának értékeléséről ... – *Erd. Lapok* **134**: 7-9.
- SZODFRIDT I. (1995): Hallgattassék meg a termőhely is. – *Erd. Lapok* **130**: 49-50.
- SZODFRIDT I. (1998): A természetességi mutatóról. – *Erd. Lapok* **133**: 210-211.
- SZWAGRZYK, J. – CZERWCZAK, M. (1993): Spatial patterns of trees in natural forests of east-central Europe. – *Journal of Vegetation Science* **4**: 469-476.
- THOMASIUS, H. (1988): Sukzession, Produktivität und Stabilität natürlicher und künstlicher Waldökosysteme. – *Arch. f. Natursch. und Landschaftsf.* **28**: 3-21.
- THOMASIUS, H. (1991): Mögliche Auswirkungen einer Klimaveränderung auf die Wälder in Mitteleuropa. – *Forsw. Cbl.* **110**: 305-330.
- THOMASIUS, H. (1992) Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus. – *Forstw. Cbl.* **111**: 141-155.

- TOBISCH T. – CSONTOS P. – RÉDEI K. – FÜHRER E. (2003): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) faállományok vizsgálata aljnövényzetük összetétele alapján. – Tájökológiai Lapok **1**(2): 193-202.
- TÓTH B. (2004): Mi az erdő és mi a faültetvény? – Erd. Lapok **139**(2): 51-52.
- TÜXEN, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – Angewandte Pflanzensoziologie **13**: 5-42.
- UOTILA, A. – KOUKI, J. – KONTKANEN, H. – PULKKINEN, P. (2002): Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. – For. Ecol. & Manag. **161**(1-3): 257-277.
- USHER, M. B. – ERZ, W. (Hrsg.) (1994): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – Quelle & Meyer, Heidelberg.
- USHER, M. B. (1994): Erfassen und Bewerten von Lebensräumen: Merkmale, Kriterien, Werte. In: USHER, M. B. – ERZ, W. (Hrsg.): Erfassen und Bewerten im Naturschutz. – Quelle & Meyer, Heidelberg, p. 17-47.
- VOLK, H. – HAAS, T. (1990): Waldbiotopkartierung und Waldbiotopbewertung. Allgemeine Grundlagen und Ergebnisse. – Mitteilungen der FVA Bad.-Württ., Heft 150, pp. 51.
- VYSKOT, M. (ed.) (1981): Československé Pralesy. – Academia, Praha.
- WAGENKNECHT, E. (1999): Was ist naturgemäßer Waldbau? – AFZ/Der Wald **6**: 284-285.
- WALDENSPUHL, T. (1990): Naturschutz durch naturnahe Waldwirtschaft? – Forst u. Holz **45**: 371-378.
- WALDENSPUHL, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. – Diss. Schriftenr. D. Inst. F. Landespflege d. Universität Freiburg, Heft 17., pp. 261.
- WEST, D. C. – SHUGART, H. H. – BOTKIN, D. B. (eds) (1981): Forest Succession. Concepts and Applications. – Springer, New York.
- WESTHOFF, V. (1951): De betekenis van natuurgebieden voor wetenschap en praktijk. – Contact-Comm. Natuur- en Landschapsbescherming.
- WHITE, P. S. – PICKETT, S. T. A. (1985): Patch-Dynamics – A Synthesis. In: PICKETT, S. T. A. – WHITE, P. S. (eds.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. – Academic Press, INC, Orlando, Florida, p. 371-384.
- WHITE, P. S. (1979): Pattern, process and natural disturbance in vegetation. – Botanical Review **45**: 229-299.
- WHITE, P. S. (1987): Natural disturbance, patch dynamics and landscape pattern in natural areas. – Natural Areas Journal **7**: 14-22.
- WHITEHEAD, D. (1982): Ecological aspects of natural and plantation forests. – Forestry Abstracts **43**: 615-624.
- WIEGLEB, G. (1997): Leitbildmethode und naturschutzfachliche Bewertung. – Z. f. Ökol. u. Naturschutz **6**: 43-62.
- WILKE, B. – BOGENRIEDER, A. – WILMANN, O. (1993): Differenzierte Streuerverteilung im Walde, ihre Ursachen und Folgen. – Phytocoenologia **23**: 129-155.
- WILLIS, K. J. – RUDNER, E. – SÜMEGI, P. (2000): The full glacial forests of Central and Southern Europe. – Quaternary Research **53**: 203-213.
- WILLIS, K. J. – SÜMEGI, P. – BRAUN, M. – TÓTH, A. (1995): The late Quaternary environmental history of Bátorliget, N. E. Hungary. – Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology **118**: 25-47.
- WINTER, S. – KAYSER, A. – KOLLING, T. – PFLUGMACHER, D. – PUUMALAINEN, J. – WENSE, W.-H. (2004a): Ein Ansatz zur Einbeziehung von Biodiversität und Naturnähe in die Waldinventur und -planung. – Forst u. Holz **59**: 22-26.
- WINTER, S. – KAYSER, A. – KOLLING, T. – PFLUGMACHER, D. (2004b): Kriterien- und Indikatorenkatalog. aFuE-Vorhaben „Umsetzung der Konzepte Biodiversität und Naturnähe in der operativen Waldinventur und -planung. – Fachhochschule Eberswalde, pp. 24.
- WOODLEY, S. – ALWARD, G. – GUTIERREZ, L. I. – HOEKSTRA, T. W. – HOLT, B. – LIVINGSTON, L. – LOO, J., SKIBIKI, A. – WILLIAMS, C. – WRIGHT, P. (1999): North American Test of criteria and indicators of sustainable forestry. – Forest Service, Washington, pp. 165. (http://www.fs.fed.us/institute/cifor/cifor_1.html)
- WRIGHT, H. E. (1977): Quaternary vegetation history – some comparisons between Europe and America. – Ann. Rev. Earth Planet. Sci. **5**: 123-158.
- WULF, M. – KELM, H. J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. – NNA-Berichte **7**(3): 15-49.
- WULF, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – Verh. Ges. Ökol. **22**: 269-272.
- WULF, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". – NNA-Berichte **7**(3): 3-14.
- ZAR, J. H. (1999): Biostatistical Analysis. – Prentice Hall, New Jersey.
- ZERBE, S. – SUKOPP, H. (1995): Gehören Forste zur Vegetation? – Tuexenia **15**: 11-24.
- ZERBE, S. (1997): Stellt die potentielle natürliche Vegetation (PNV) eine sinnvolle Zielvorstellung für den naturnahen Waldbau dar? – Forstw. Cbl. **116**: 1-15.
- ZERBE, S. (1998a): Differenzierte Eingriffsintensitäten – ein Weg zur Integration und Segregation von Forstwirtschaft und Naturschutz. – Forst u. Holz **53**: 520-523.
- ZERBE, S. (1998b): Potential natural vegetation: validity and applicability in landscape planning and nature conservation. – Appl. Veg. Sci. **1**: 165-172.

- ZOLLER, H. – HAAS, J. N. (1995): War Mitteleuropa ursprünglich eine halboffene Weidelandschaft oder von geschlossenen Wäldern bedeckt? – Schweiz. Z. Forstwes. **146**: 321-353.
- ZÓLYOMI B. – BARÁTH Z. – FEKETE G. – JAKUCS P. – KÁRPÁTI I. – KÁRPÁTI V. – KOVÁCS M. – MÁTHÉ I. (1967): Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. – Fragmenta Botanica **3**: 101-142.
- ZÓLYOMI B. – PRÉCSÉNYI I. (1964): Methode zur ökologischen Charakterisierung der Vegetationseinheiten und zum Vergleich der Standorte. – Acta Botanica Hungarica **10**: 377-419.
- ZÓLYOMI B. (1936): Tízezer év története virágporaszemekben. – Természettudományi Közlöny **68**: 504-516.
- ZÓLYOMI B. (1952): Magyarország növénytakarójának fejlődéstörténete az utolsó jégkorszaktól. – MTA Biol. Oszt. Közleményei **1**: 491-544.
- ZÓLYOMI B. (1964): New method for ecological comparison of vegetational units and of habitats. – Acta Biologica Hungarica **14**: 333-338.
- ZÓLYOMI B. (1989): Természetes növénytakaró. In: PÉCSI M. (szerk.): Magyarország Nemzeti Atlasza. – Kartográfia, Budapest, p. 89. (1 : 1 500 000).
- ZUKRIGL, K. (Hrsg.) (1990): Naturwaldreservate in Österreich. – Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Monographien Bd. 21., Wien.
- ZUKRIGL, K. (1991): Ergebnisse der Naturwaldforschung für den Waldbau (Österreich). – Schr. f. Vegetationskunde **21**: 233-247.
- ZUKRIGL, K. (1997): Die Bedeutung unbewirtschafteter Wälder für die Forstwissenschaften. – MagNaturSpecial 1: 5-8.

MELLÉKLETEK

M1. táblázat – A Kárpátok és a Kárpát-medence őserdeivel foglalkozó irodalom
(Forrás: BARTHA – OROSZI, 2002, 2004)

- ANON. (1906): Őserdők felújítása. – Erdészeti Lapok **45**: 375-387.
- ANON. (1911): Az osztrák birodalmi erdészeti egyesület tanulmányútja. – Erdészeti Lapok **50**: 1031-1048.
- APÁTHY ISTVÁN (1907): Őserdők. – Erdély **16**: 97-107.
- BARTHA ÁBEL (1909): A lúcfenyőről (*Picea excelsa* Link.). – Erdészeti Kísérletek **11**: 8-28.
- Besztercebányai m. k. erdőigazgatóság 7654. számú ügyirata (1913)
- BREHM, ALFRED EDMUND (1988): Kirándulás a Dunán. In: Északi-sarktól az Egyenlítőig. Válogatta, bevezetővel és jegyzetekkel ellátta Patkó Ferenc. – Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, p. 181-206.
- DÉVÁN RÓBERT (1889): Szlavonia öreg tölgyesei. – Erdészeti Lapok **28**: 441-456.
- DIVALD (ERDŐDI) ADOLF (1866): Egy kellemes kirándulás váratlan eredményei. - A bródi határezred erdőségeinek leírása. – Erdészeti Lapok **5**: 207-219., 254-265., 314-318., 352-358., 400-406..
- DIVALD BÉLA (1904): A lukavicai öreg tölgyesekről. – Erdészeti Lapok **43**: 11-15.
- DIVALD GYULA (1876): A bükk őserdő és fatömegének szaporodása [Diplomaterv]. – Magyar Országos Levéltár, Budapest. K-168. 1870-3-13.611. (szám nélkül).
- ERDŐDI (DIVALD) ADOLF (1864): Őserdők és rengetegek. – Erdészeti Lapok **3**: 97-105., 129-133.
- FEKETE LAJOS (1898): Az őserdő, az erdők használatának különböző módjai és az ezek által létrejött erdőalakok és üzemmódok. In: Az erdők berendezése. Néptanítók, községi előjárók és kisbirtokosok számára. – Pátria, Budapest, p. 7-15.
- FEKETE LAJOS (1906): Tanulmány az ungmegyei bükk őserdők faállományának szerkezetéről. – Erdészeti Kísérletek **8**: 105-118.
- FEKETE ZOLTÁN (1912): Tanulmányút Nagyszeben környékén. – Erdészeti Lapok **51**: 814-834.
- FÖLDEVÁRY MIKSA (1933): A Bakonyhegység és Bakonyalja természeti emlékei. – Erdészeti Lapok **72**: 20-22., 519-520.
- FÖLDEVÁRY MIKSA (1933): Őserdő-rezervációk az Északkeleti Kárpátokban. – Erdészeti Lapok **72**: 416-432.
- FRANCÉ REZSŐ (1905): Őserdőben. – A Természet **8**: 114-116.
- FRANCÉ, RAOUL (1943): A növények élete – Dante Könyvkiadó, Budapest, p. 225-226., 234.
- FRÖHLICH GYULA (1941): Északerdély maradvány őserdőségei és átalakításuk gazdasági erdővé. – Erdészeti Kísérletek **42**: 289-303.
- FRÖHLICH, JULIUS (1930): Der südosteuropäische Urwald und seine Überführung in Wirtschaftswald I-II. [A délkelet-európai őserdő és annak gazdasági erdővé alakítása I-II.] – Centralblatt für das gesamte Forstwesen **56**: 1-17., 49-65.
- FUCHS, FRIEDRICH (1861): Ungarns Urwälder [Magyarország őserdei]. – Erdészettörténeti Közlemények **51**, (2001).
- HANUSZ ISTVÁN (1896): Az erdő. – Természettudományi Füzetek **20**: 9-10.
- HUNFALVY JÁNOS (1866): A magyar birodalom erdőségeinek természeti viszonyai. – Erdészeti és Gazdászati Lapok **5**: 114-120., 193-198.
- KERNER, ANTON (1863): Das Pflanzenleben der Donauländer [A Duna menti országok növényvilága]. – Verlag der Wagner'schen Universitäts-Buchhandlung, Innsbruck.
- KOVÁCSIK DEZSŐ (1933): Az őserdőről – Erdészeti Lapok **72**: 433-437.
- KOZARAC JÓZSEF (1886): A Száva-menti tölgyerdők újraerdősítésének kérdéséhez. – Erdészeti Lapok **25**: 370-381.

- KOZARACZ JÓZSEF (1894): Egy kőrisfa erdőről. – Erdészeti Lapok **33**: 1032-1037.
- KOZARACZ JÓZSEF (1897): A szávamenti tölgyerdők utolsó tiz éve erdőnevelési és fakereskedelmi szempontból. – Erdészeti lapok **36**: 415-444..
- KRAUZE KÁROLY (1898): A luczfenyő tenyésztésének kérdése ősluczfenyvesekben szerzett tapasztalatok alapján. – Erdészeti Lapok **37**: 1085-1108.
- KUZMA GYULA (1910): A szlavóniai tölgyesekről. – Erdészeti Lapok **49**: 854-855.
- KUZMA GYULA (1911): A szlavóniai tölgyesekről. – Székely és Illés, Ungvár, p. 31.
- LÁZÁR JAKAB (1870): A slavóniai határőrvidék csodaszép tölgyesei. – Erdészeti Lapok **9**: 401-413.
- LIST, JULIUS (1905): Über naturgemäße Verjüngung der Beskyden-Urwälder [A Beszkidek őserdeinek természetes felújításáról]. – Friedrich Kaiser, Wien.
- MUZSNAY GÉZA (1899): A romániai őserdőről – Erdészeti Lapok **38**: 127-138.
- MUZSNAY GÉZA (1933): Néhány szó az őserdőről. – Erdészeti Lapok **72**: 1192-1199.
- N. NOZDROVICZKY LAJOS (1933): Szalonka–históriák (Válogatott írások). – Válogatott írások, Budapest. p. 68.
- NADLER HERBERT (1935): Vadásznapló - Radnalajosfalva, szeptember 17. – Erdészettörténeti Közlemények **53**, (2002).
- NAGY LÁSZLÓ (1940): A Hoverla őserdeje. – Erdészeti Lapok **79**: 176-183.
- NEMES KÁROLY (1941): Emlékezés Háromszék vármegye őserdeire. – Erdészeti Lapok **80**: 497-504.
- NEMES KÁROLY (1944): A Bereck-Ojtoz körüli őserdők faállománya, kora és használhatósága I-II. – Erdészeti Lapok **83**: 352-364., 383-394.
- PAUSINGER JÓZSEF (1885): A görgényi kincstári erdők gazdasági viszonyainak leírása. – Erdészeti Lapok **24**: 753-777.
- PULVERMACHER GUSZTÁV (1877): A karánsebesi m. kir. erdőhivatal, illetőleg a fölösztatott román-bánáti határőrezred erdeinek leírása. – Erdészeti Lapok **16**: 649-651., 695-697.
- ROTH GYULA (1935): Őserdő, természetes erdő, műerdő. In: Erdőműveléstan II. Alkalmazott rész. – Röttig-Romwalter, Sopron, p. 409-422.
- ROXER VILMOS (1862): Máramarosi közlések. – Erdészeti Lapok **1**: 182-187.
- RUDOLF trónörökös (1890): Fünfzehn Tage auf der Donau [Tizenöt nap a Dunán]. – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, p. 42-43., 62.
- SAJÓ KÁROLY (1905a): Néhány szó az őserdőről. – A Természet **8**: 145-150.
- SAJÓ KÁROLY (1905b): Az őstermesztet kincseinek megmentése. – Természettudományi Közöny **37**: 705-739.
- TAVI GUSZTÁV (1886): A luczfenyvesek szélviharok által előidézett károsítása. – Erdészeti Lapok **25**: 765-780.
- TUZSON JÁNOS (1917): A tölgylisztharmat károsítása a vinkovcei, lippai és gödöllői kincstári erdőbirtokokon. – Erdészeti Lapok **56**: 113-124.
- VADAS JENŐ (1898): Az erdők keletkezése. Őserdők. Művelés alatt álló erdők In: Erdőműveléstan. – Országos Erdészeti Egyesület, Budapest, p. 711.
- WITTING EMIL (1931): A délkelet európai őserdők szerkezete, növekvése és felújulása (Könyvismertetés). – Erdészeti Lapok **70**: 181-184.

BERNÁTSKY 1905	VON HORNSTEIN 1950	R. TÜXEN 1956	ELLENBERG 1963		J. TÜXEN 1968	FALIŇSKY 1969	SUKOPP 1969, 1972		
Hatásmentes eredeti formáció	<i>nem befolyásolt</i> Természetes <i>befolyásolt</i>	Zárótársulás	Természethangúlyos	Érintetlen	Zárótársulás	Autogén	Ahemerob		
Hatásnak kitett eredeti formáció	Természetközeli	Helyettesítő társulás		1. fokozat			Természetes	Természetes	Oligohemerob
Átalakított formáció	Természettől távoli		2. fokozat	Természetközeli	Helyettesítő társulás	Antropogén	Mesohemerob		
Kultúrformáció	Természetidegen		3. fokozat	Feltételesen természetközeli			1. fokozat	Féltermészetes	β -euhemerob
	Mesterséges		4. fokozat	Feltételesen természettávoli			2. fokozat	Prosynanthrop	α -euhemerob
				Természettől távoli	3. fokozat	Eusynanthrop	Polyhemerob		
			Kultúrhangúlyos	Természetidegen			Metahemerob		
				Mesterséges					

M2. táblázat – A természetesség – leromlottság fokozatai különböző szerzőknél I.

KNAPP 1972	PFDENHAUER 1976	BLUME & SUKOPP 1976	SEIBERT 1980	DIERSCHKE 1984	GRABHERR 1996	SCHIRMER 1997
Természetes	Természetes	Ahemerob	Természetes	Természetestől természetközeliig	Természetes	Nagyon természetközeli
	Természetközeli	Oligohemerob	Természetközeli		Természetközeli	Természetközeli
Féltermészetes	Féltermészetes	Mesohemerob	Feltételesen természetből távoli	Féltermészetes	Mérsékelt átalakított	Viszonylag természetközeli
	Természetből távoli	β -euhemerob	Természetből távoli	Természetből távoli	Erősen átalakított	Részben honos
Antropogén	Mesterséges	α -euhemerob	Mesterséges	Mesterséges	Mesterséges	Nem honos
		Polyhemerob				
		Metahemerob				

M2. táblázat (folytatás) – A természetesség – leromlottság fokozatai különböző szerzőknél II.

M3. táblázat – FRANK et al. (1988) He-(hemeróbia-) mutatója

- a = ahemerob, nincs antropogén befolyás
- o = oligohemerob, csekély antropogén befolyás (pl. imissziók)
- m = mezohemerob, erős antropogén befolyás (pl. tarvágás, alomhasználat)
- b = b-euhermerob, nagyon erős antropogén befolyás (pl. trágyázás, meszezés, biocidhasználat)
- c = a-euhermerob, durva antropogén befolyás (pl. tereprendezés, vízrendezés)
- p = polyhermerob, nagyon durva antropogén befolyás (pl. víztelenítés, a biotóp erős pusztítása)
- t = metahemerob (biotóp megsemmisítés)

M4. táblázat – KÁRPÁTI et al. (1968) Bt-(bolygatás-), Tt-(taposás) mutatói

A. Bt-értékek (bolygatás)

- 1 = a bolygatást, zavarást nem viseli el
- 2 = bolygatott, zavart termőhelyen vegetatív alakban él, fejlődésében azonban gátolt
- 3 = bolygatott, zavart termőhelyen életképes, generatív úton is tud szaporodni
- 4 = kielégítően fejlődik zavart termőhelyen
- 5 = a bolygatást, zavarást kiválóan toleráló fajok

B. Tt-értékek (taposástűrés)

- 1 = taposást nem tűrő fajok
- 2 = taposás esetén életképesek, de csak vegetatív úton képesek utódokat létrehozni
- 3 = taposás esetén generatív úton is tudnak szaporodni
- 4 = a taposást jól tűrik
- 5 = a taposást kiválóan tűrik
- 0 = taposott és nem taposott termőhelyeken egyenlő mértékben fordulnak elő

M5. táblázat – SIMON-féle (1988) természetvédelmi értékek

I. Természetes állapotokra utaló fajok

- U = unikális vagy ritka (benszüllött, szubendemikus és reliktum) fajok
- KV = fokozottan védett fajok
- V = védett fajok
- E = társulásokban domináns (edifikátor) természetes fajok
- K = természetes kísérő fajok
- TP = természetes pionír fajok

II. Degradációra utaló fajok

- TZ = zavarástűrő természetes fajok, kaszálórétek, erdei vágások növényei
- A = adventív elemek
- G = gazdasági növények, amelyek rendszeres termesztés eredményeképpen vagy maradványként válnak az edényes flóra tagjává
- Gy = gyomnövények, szegetális és ruderalis fajok

M6. táblázat – BORHIDI-féle (1991, 1993, 1995) szociális magatartás típusok és természetességi értékük

I. Kompetitorok (C, +5)

II. Stressz-tűrők (ST)

- A. Szűk ökológiájú stressz-tűrők (specialisták) (S, +6)
- B. Tág ökológiájú stressz-tűrők (generalisták) (G, +4)

III. Ruderálisok (R)

- A. Természeti tényezőktől zavart termőhelyek növényei (természetes pionírok) (NP, +3)
- B. Emberi tényezőktől zavart termőhelyek növényei
 - 1. Természetes termőhelyek zavarástűrő növényei (DT, +2)
 - 2. A honos flóra antropofil elemei (honos gyomfajok) (W, +1)
 - 3. Antropogén tájidegen elemek
 - a. meghonosított és kivadult haszonnövények (I, -1)
 - b. behurcolódott gyomok (adventív elemek) (A, -1)
 - 4. Másodlagos termőhelyek kompetitorai
 - a. a honos flóra ruderális kompetitorai (RC, -2)
 - b. tájidegen, agresszív kompetitorok (AC, -3)

Borhidi-féle ritkasági értékszámok

- 1. ritka fajok, a hazai flórában 5-20 populációval vannak jelen (r, +2)
- 2. unikális fajok, a hazai flórában 1-5 populációval vannak jelen, vagy valamivel gyakoribbak, de a hazai flórán kívül egyáltalán nem fordulnak elő (u, +4)

M7. táblázat – NÉMETH-féle (é. n.) kódolás a vörös listához

H. Degradációtűrés

- | | |
|--------------------------------|---------------------------------|
| 1 = degradációt nem tűrő | 4 = degradációt jól tűrő |
| 2 = degradációt kevésbé tűrő | 5 = degradációt kedvelő |
| 3 = degradációt közepesen tűrő | 0 = ismeretlen degradációtűrésű |

M8. táblázat – SEREGÉLYES – S. CSOMÓS (1995) természetvédelmi értékkategóriái botanikai értékek alapján

Érték-szám	Kritériumok	Példák
1	A természetes állapot teljesen leromlott, az eredeti vegetáció nem ismerhető fel, gyakorlatilag csak gyomok és jellegtelen fajok fordulnak elő.	Szántók, intenzív erdészeti és gyümölcs-kultúrák, bányaudvarok, meddőhányók, vizek beton-parttal, stb.
2	A természetes állapot erősen leromlott, az eredeti társulás csak nyomokban van meg, domináns elemei szórványosan, nem jellemző arányban fordulnak elő, tömegesek a gyomjellegű növények.	Intenzív gyepkultúrák, fenyér-füves, csillagpázsitos legelők, szántó vagy gyep helyére telepített erdők, vizek mesterséges mederrel, stb.
3	A természetes állapot közepesen romlott le, az eredeti vegetáció elemei megfelelő arányban vannak jelen, de színező elemek alig fordulnak elő, jelentős a gyomok és jellegtelen fajok aránya.	Túlhasznált legelők, intenzív turizmus által érintett területek, stb.
4	Az állapot természetközeli, az emberi beavatkozás nem jelentős, a fajsám a társulásra jellemző maximum közelében van, a színező elemek aránya jelentős, a gyomok és jellegtelen fajok aránya nem jelentős.	Erdészeti kezelés alatt álló öreg erdők, természetes parti övezettel rendelkező vizek, régebben felhagyott gyümölcsösök, stb.
5	Az állapot természetes ill. annak tekinthető, a színező elemek (zömük védett faj) aránya kiemelkedő, köztük reliktum jellegű ritkaságok is, gyomnak minősülő fajok alig.	Őserdők, őslápok, meredek, hasznosítatlan sziklagyepek, tőzegmohás lápok szép lápi flórával, fajgazdag hegyi kaszálórétek, stb.

Hemeróbia-fokokozatok	Példák	Emberi hatás	Vegetáció	Flóraösszetétel
Ahemerob	vízi-, moha- és sziklákon kialakuló társulások	nincs	természetes vegetáció	neofiták aránya az edényes virágos növényekhez viszonyítva 0 %, az összes őshonos faj megtalálható
<i>Oligohemerob</i>	erdőgazdálkodással csekély mértékben érintett területek	nem erősebb, mint a vegetáció-átalakulás folyamata	természetközeli vegetáció	neofiták aránya < 5 %, az őshonos edényes fajok több mint 99%-a megtalálható
<i>Mesohemerob</i>	nem a termőhelynek megfelelő fajokból álló faállományok	gyenge vagy ismétlődő	természetestől távoli vegetáció	neofiták arány 5-12 %, az őshonos edényes fajok 95-99 %-a megtalálható
<i>Euhemerob</i>	idegenföldi fajokból álló faállományok	tartósan erős	természetestől idegen vegetáció	neofiták arány 13-20 %, őshonos edényes fajok arány kevesebb, mint 95 %
<i>Polyhemerob</i>	rövid életű gyomtársulások	termőhelyek rövid idejű és rendszertelen átalakítása	a vegetáció szerkezetének és stabilitásának erős leegyszerűsödése	neofiták aránya 21-80 %
<i>Metahemerob</i>	épületek belső terei, megmérgezett ökoszisztéma	minden élőlény elpusztítása	fajszám a 0 felé konvergál	nincs adat

M9. táblázat – Az ökoszisztémára gyakorolt emberi hatások (hemeróbia) fokozatai (SUKOPP, 1972).

M10. táblázat – A GRABHERR-féle (1996) hemeróbia-értékelés módosított szempontjai
(FRANK – BARTHA, 1997)

Fafajok természetközelsége

1. nem őshonos fafaj(ok)
2. részben nem őshonos fafaj(ok)
3. nem a termőhelyen lévő fafaj(ok)
4. őshonos és termőhelyén lévő fafaj(ok)

Talajvegetáció természetközelsége (gyom- és nitrofil fajok aránya)

1. 81-100%
2. 61-80%
3. 41-60%
4. 21-40%
5. 21% alatt

Felújulás, felújítás

1. mesterséges
2. természetes

Fejlődési fokozat

1. csemetés
2. fiatalos
3. sűrűség
4. vékonyrudas
5. vastagrudas
6. szálas
7. lábas

Korhadt fák mennyisége, minősége

1. nincs
2. mesterségesen 1-2 db (1% alatt)
3. mesterségesen 1% felett, ill. természetesen 1% alatt
4. természetesen 1% felett

Állományfelépítés

1. lomb-, cserje- és lágyszárú szint hiánya
2. cserjeszint hiánya
3. lágyszárú szint hiánya
4. minden szint hiánytalan megléte

Fafajok diverzitása (fajgazdagsága)

1. főfajok hiánya
2. kevés egyedszámú a főfafaj, vagy elegendő egyedszám esetén nincs mellékfafaj
3. főfafajok megléte, de kevés a mellékfafaj
4. főfafajok és a mellékfafajok száma elfogadható
5. főfafajok és a mellékfafajok száma megfelelő

Lágyszárú szint diverzitása (fajgazdagság)

1. 0-20%
2. 21-40%
3. 41-60%
4. 61-80%
5. 81-100%

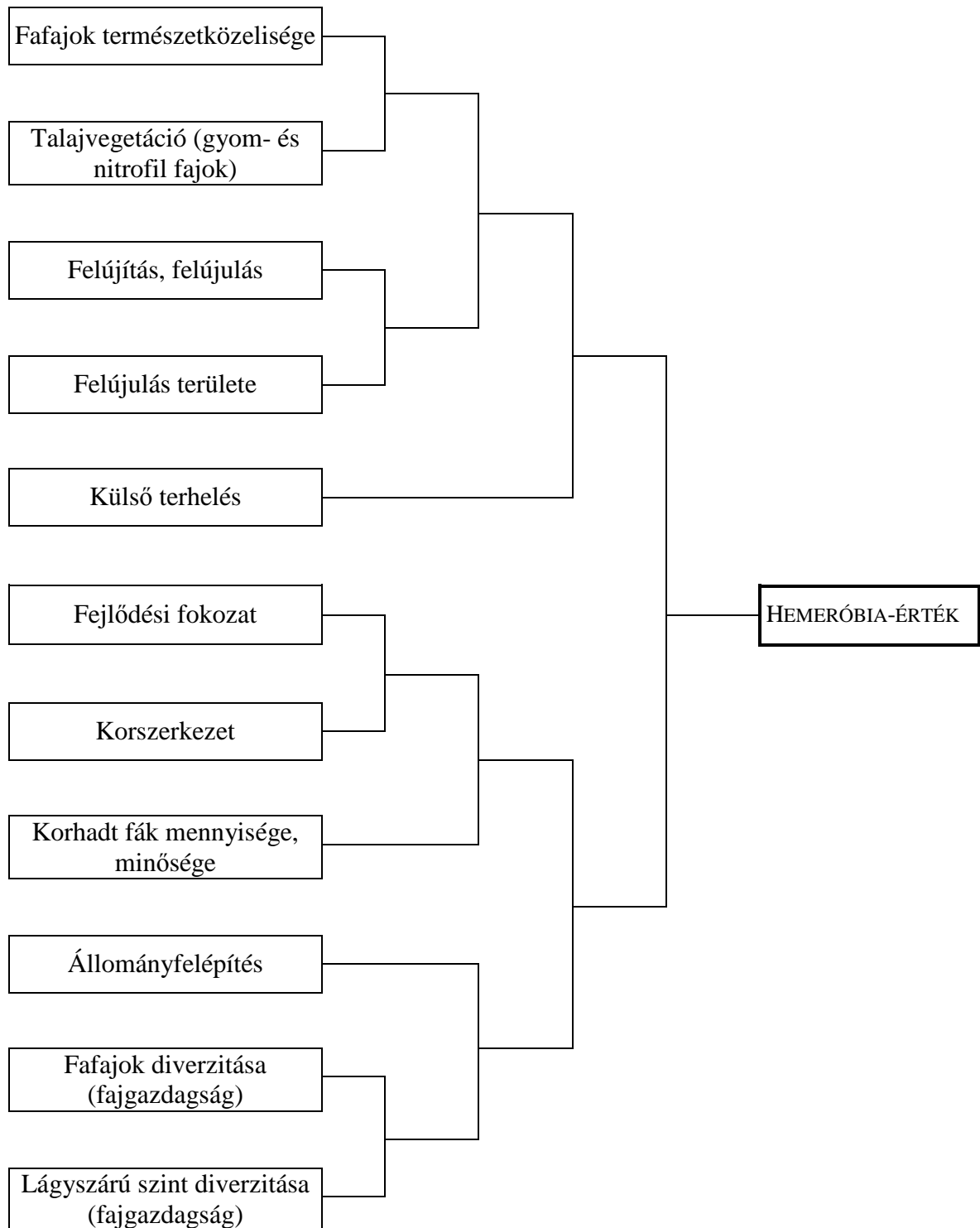
Külső terhelés

1. erős
2. közepes
3. nem, ill. alig

Korszerkezet

1. korszerkezet rossz (tarvágás)
2. koreloszlás közepes (fokozatos felújítívágás)
3. koreloszlás jó (szálalóvágás)
4. koreloszlás kiváló (szálalás)

M11. táblázat – A természetességi értékelés GRABHERR-féle (1996) módosított dendrogramja (FRANK - BARTHA, 1997)



- | | |
|-----------|---|
| 10 | - Emberes erdő |
| 9 | - Őserdő ember nélkül |
| 8 | - Felhagyott elegyes fatermesztő parcella, vadtól is védve
- Kissé elegyes, vadtól kímélt faállomány cserje- és gyepszint maradványokkal |
| 7 | - Száraló üzemű faállomány klimax fákkal |
| 6 | - Ritkuló cserjés hazai pionír fákkal (felhagyott legelőn, árokparton, útszélien) |
| 5 | - Száraló üzemű faállomány hazai pionírokkal
- Hazai fapopuláció egykorú állománya (fatermesztő parcella) vad által is legelve, túrva |
| 4 | - Becserjésedő felhagyott legelő, kaszáló, idősebb faültetvény, útszél, árokpart
- Leégett, visszavágott cserjés, száruzózott vágásterület |
| 3 | - 3-5 éves évelő gyepek, középkorú exóta pionír faültetvény gyepszintje, vágásterület
- Égetett legelő, vetett kaszáló, pázsit, angolpark, kaszált gyümölcsös, temetőkeret |
| 2 | - Első éves felhagyott szántó, nem ápolt szőlő, gyümölcsös, vágásterület |
| 1 | - Gyomirtózott szántó, művelt fás kultúra, friss tómeder talajmaradványokkal |
| 0 | - Élet nélküli kőzet, málladék, víz talajmaradványok és egyéb létfeltételek nélkül |
| <hr/> | |
| -1 | - Épület, beton, szemét, mérgezett málladék, talaj, víz, levegő |

M12. táblázat – A természetesség mértéke az erdő szukcessziós lépcsői szerint (AGÓCS, 2002, ex litt.)

M13. táblázat – Az osztrák hemeróbia-projekt értékelő szempontjai
(GRABHERR et al., 1998)

1. A fajösszetétel természetközelsége

FT = Az aktuális fajaj-összetétel hogyan viszonyul a potenciális természetes fajaj-összetételhez (PTE-függő)

2. A gyepszint természetközelsége

$$Z = \frac{\text{a mintaterületeken hányszor jelezték zavarásjelzőként a fajt}}{\text{a mintaterületeken hányszor lépett fel a faj}}$$

$$Z\text{I} = \text{zavarási index} = \sum(Z \times \text{borítási index}) \times \frac{\sum \text{zavarásjelzők összes borítása}}{\sum \text{valamennyi faj összes borítása}}$$

3. Felújulás / felújítás módja

$$F\text{M} = \sum(\text{területarány} \times \text{felújulás / felújítás módjának súlya})$$

4. Az anyaállomány nélküli újulat

Ú = a 100 m²-nél nagyobb területek osztályba sorolva, csökkenő értékkel

5. Használat – külső terhelés

$$H = \sum(\text{használati mód} \times \text{használat intenzitása} \times \text{használat történetisége})$$

6. Fejlődési fokozat

$$F = \sum(\text{területarány} \times \text{fejlődési fokok / korosztályok súlya})$$

7. Holtfa

HF = holtfa-térfogat mutató $\times K2 + (K3 + K4 + K5 + K6 + K7)$ (K2-7 = minőségi mutatók)

8. Állományfelépítés

Á = társulásonként az aktuális szintek száma alapján súlyozva (PTE-függő)

9. Szerkezeti jellemzők

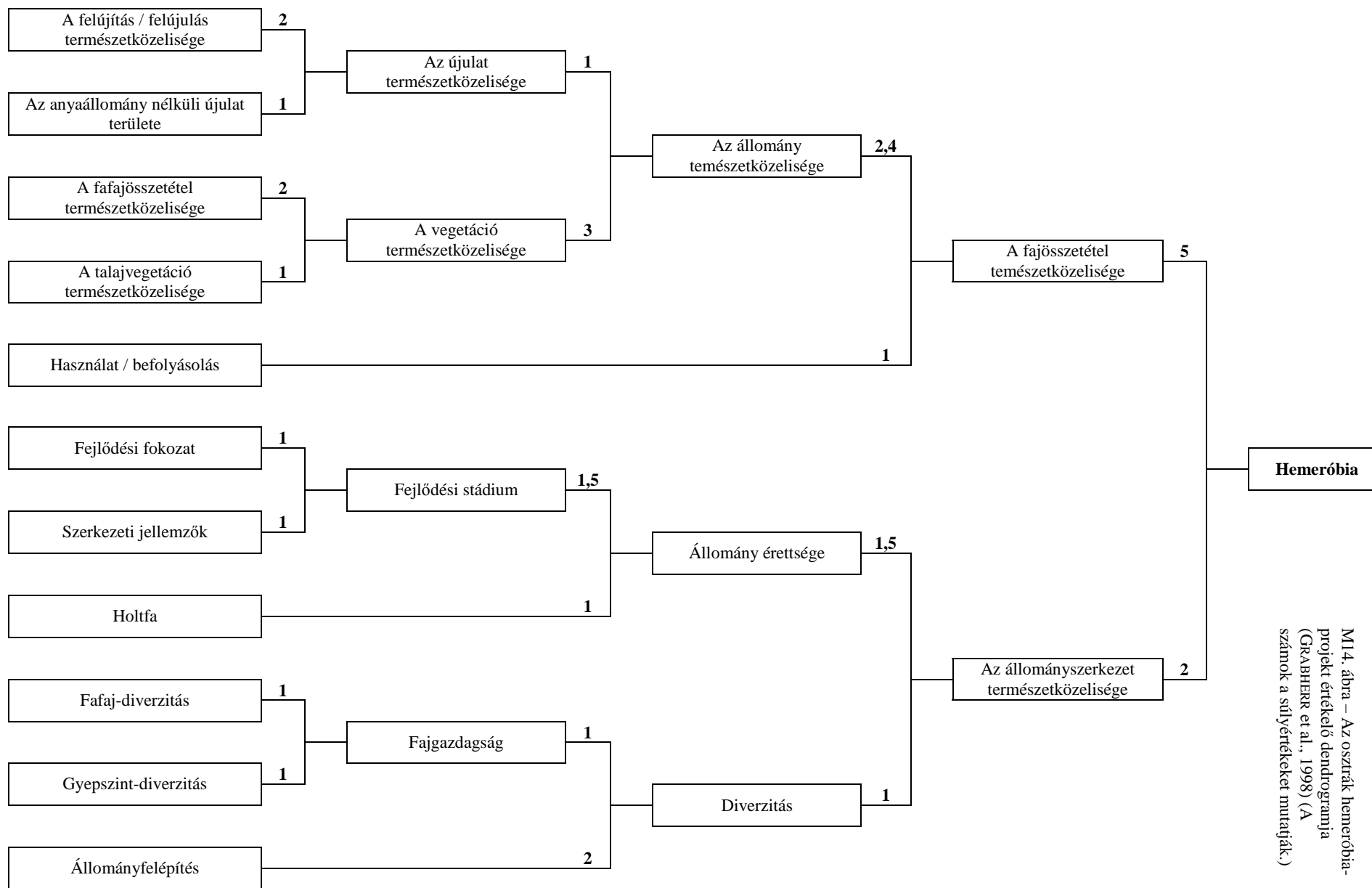
SZ = cserjeszint megléte + (140 évnél idősebb állomány *vagy* legmagasabb kor *vagy* mellmagassági átmérő) (PTE-függő)

10. Fajaj-diverzitás

PTE-függő értékadás

11. Gyepszint-diverzitás

PTE-függő értékadás



MI 4. ábra – Az osztrák hemeróbia-projekt értékelő dendrogramja (GRABHERR et al., 1998) (A számok a súlyértékeket mutatják.)

M15. táblázat – A baden-württembergi erdei élőhelytérképezés természetességi fokozatai és kritériumai (SCHIRMER, 1999)

Természetességi fokozatok	Jellemzők
1 nem honos	A természeti tájban a honos fafajok aránya < 20 %, nem őshonos fajok építik fel az állományokat.
2 feltételesen honos	A természeti tájban a honos fafajok aránya 20 – 49 %, nem őshonos fafajok határozzák meg az állományok képét.
3 viszonylag természetközeli	A természeti tájban a honos fafajok aránya > 50 %.
4 természetközeli	A természeti tájban a honos fafajok aránya > 80 %.
5a nagyon természetközeli	A lényeges fafajok a termőhely potenciális természetes vegetációjának megfelelőek, a társulásidegen fafajok aránya < 20 %.
5b nagyon természetközeli	A lényeges fafajok a termőhely potenciális természetes vegetációjának megfelelőek, a társulásidegen fafajok aránya < 10 %.

M16. táblázat – A bradenburgi erdőtermészetesség-értékelés fokozatai és kritériumai
(STEINMEYER, 2003)

Természetességi fokozatok	Értelmezés
7 nagyon természetközeli (természetes)	A fajaj-összetétel legalább 90 %-ban megfelel a természetes erdőtársulásénak. Nem honos fajok csak szórványosan jelennek meg (< 1 %).
6 fokozottan természetközeli	A fajaj-összetétel túlnyomórészt a természetes erdőtársulásénak felel meg. A társulás névadó fajainak részaránya változhat, de 50 % feletti. A nem honos fajok részesedése < 10 %, ebből a nem meghonosodott fajok kevesebb mint 5 %-os arányt képviselnek (egyébként 4. fokozat).
5 meglehetősen természetközeli	Egy kísérő faj és legalább egy további kísérő faj vagy pionír faj, illetve legalább egy társulásnévadó (de nem mindegyik) faj az állomány fajaj-összetételének együttesen ≥ 80 %-át teszik ki. A nem meghonosodott fajok legfeljebb 5 %-os arányban részesülhetnek (egyébként 4. fokozat).
4 mérsékelten természetközeli	Egy kísérő vagy pionír faj alkotja egyedül a faállományt (≥ 80 %). A nem honos fajok részesedése legfeljebb 20 %.
3 kevésbé természetközeli	Kísérő és pionír fajok, vagy egyéb őshonos, de nem a mindenkori erdőtársuláshoz tartozó fajok alkotják az állományt, arányuk 50 – 80 %.
2 természettől távoli	Nem őshonos fajok alkotják az állományt, részarányuk 50 – 80 %.
1 nagyon természettől távoli	Nem őshonos fajok alkotják az állományt, részarányuk > 80 %.
0 nincs	A természetesség fokozata nem megállapítható (pl. fátlan területek, vizek).

M17. táblázat – A Center for International Forestry Research (CIFOR) (1999) kritériumai és indikátorai

Princípium: A biológiai sokféleség és a természetesség megőrzése

1. **kritérium:** A természetes tájmintázat megőrzése
 1. *indikátor:* Fragmentáltság
 2. *indikátor:* Differenciáltság
 3. *indikátor:* Útsűrűség
2. **kritérium:** Külső ökoszisztéma-bolygatások és stressztényezők előfordulása
 1. *indikátor:* Erdőkárok
 2. *indikátor:* Az erdőállapotra nézve nem kedvező idegenhonos fajok előfordulása
 3. *indikátor:* Természetes káresemények
 4. *indikátor:* Régi terhelések
3. **kritérium:** A fahasználat nélküli ökoszisztéma-zavarások és stressztényezők mértéke
 1. *indikátor:* Kémiai talajterhelés
 2. *indikátor:* Mechanikai talajkárosítások
4. **kritérium:** Használat a természetes folyamatok megtartása mellett
 1. *indikátor:* Az ápolások és előhasználatok intenzitása
 2. *indikátor:* A fahasználatok intenzitása
 3. *indikátor:* A fahasználat / fafeldolgozás következtében fellépő biomassza-kivonás mértéke
 4. *indikátor:* A talajtömörítés, közelítési károk minimalizálása az állományokban
 5. *indikátor:* A természetes újulat alkalmazása
 6. *indikátor:* Vadgazdálkodás
 7. *indikátor:* Kikapcsolódás
5. **kritérium:** A természetes ökoszisztéma-funkciók megőrzése
 1. *indikátor:* A folyamat-, élőhely- és fajvédelemre kijelölt védett területek nagysága
 2. *indikátor:* Idős erdő-termőhelyek állapota
 3. *indikátor:* Ökológiailag érzékeny élőhelyek védelme
6. **kritérium:** A természetes faji sokféleség megőrzése
 1. *indikátor:* Az elegyetlen és elegyes állományok aránya és változása
 2. *indikátor:* A természetes erdőtársulásokhoz képest az aktuális vegetáció eltérése
 3. *indikátor:* A veszélyeztetett erdei fajok és a működés szempontjából jelentős indikátor fajok részesedése
 4. *indikátor:* Fajvédelmi programok / intézkedések veszélyeztetett fajai tekintetbe vétele
7. **kritérium:** A természetes genetikai sokféleség megőrzése
 1. *indikátor:* Az erdei génforrások aránya, és változásaik aránya
 2. *indikátor:* Őshonos vagy magtermő állományok aránya, és változásaik mértéke
 3. *indikátor:* A származási előírások betartása
 4. *indikátor:* A génkicserélődés gazdálkodás általi befolyásolása
8. **kritérium:** A természetes szerkezeti sokféleség megőrzése
 1. *indikátor:* Az álló és fekvő holtfa mennyisége ill. minősége
 2. *indikátor:* A finom szerkezeti elemek sokfélesége
 3. *indikátor:* Öreg fák és facsoportok megtartása
 4. *indikátor:* Az állományszerkezet heterogenitása
 5. *indikátor:* Erdőszegélyek kialakulása
9. **kritérium:** Kutatás és képzés
 1. *indikátor:* Az erdészeti személyzet és a vállalkozók minősítése
 2. *indikátor:* Továbbképzés

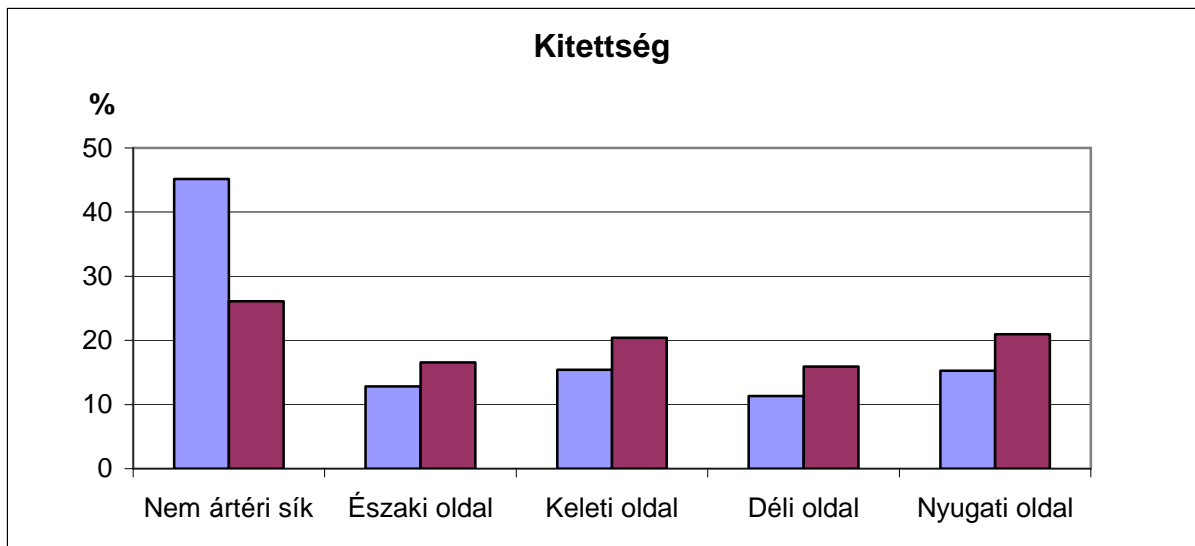
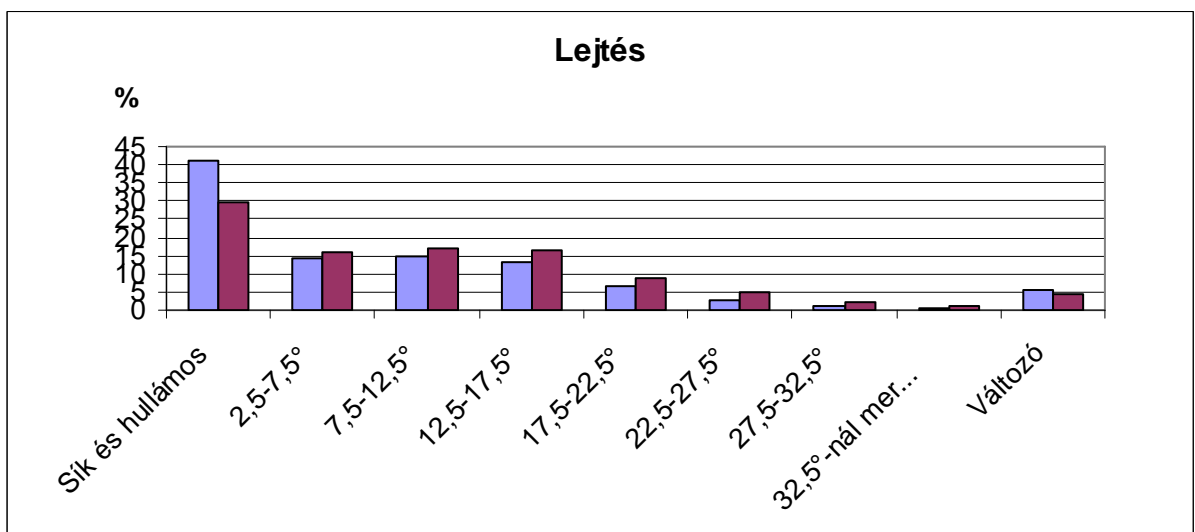
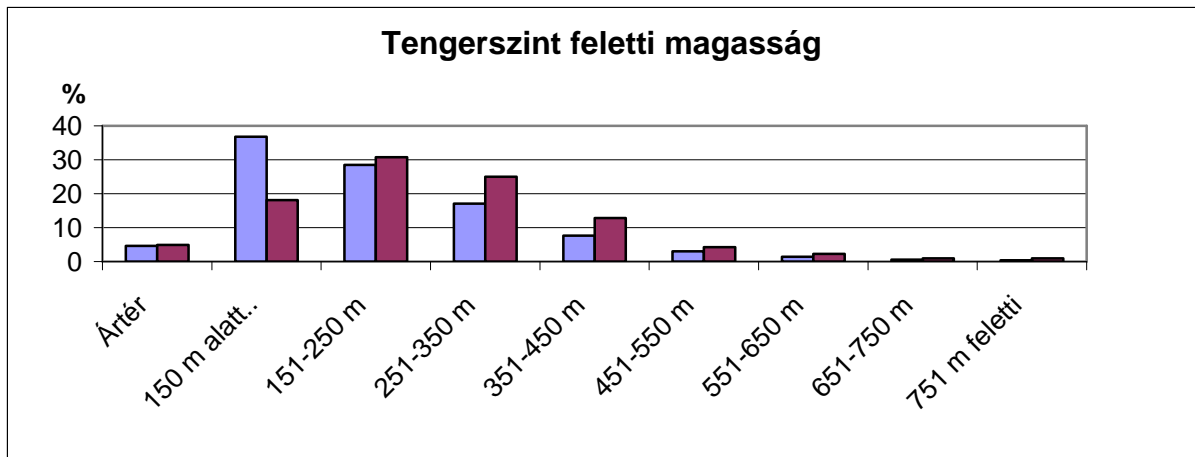
M18. táblázat – Magyarország erdőtársulásai és erdőtársulás-csoportjai
(Forrás: BARTHA, 2001; BORHIDI, 2003))

Bükkösök	
Hegyvidéki bükkös	<i>Aconito – Fagetum</i>
Északi-középhegységi bükkös	<i>Melittio – Fagetum</i>
Nyugat-középhegységi bükkös	<i>Daphno laureolae – Fagetum</i>
Dunántúli bükkös	<i>Cyclamini purpurascens – Fagetum</i>
Dél-dunántúli bükkös	<i>Vicio oroboidi – Fagetum</i>
Dél-dunántúli homoki bükkös	<i>Leucojo verni – Fagetum</i>
Dél-zalai bükkös	<i>Doronicum austriaci – Fagetum</i>
Mecseki bükkös	<i>Helleboro odori – Fagetum</i>
Gyertyános – tölgyesek	
<i>Gyertyános – kocsánytalan tölgyesek</i>	
Hegyvidéki gyertyános – tölgyes	<i>Carici pilosae – Carpinetum</i>
Felvidéki gyertyános – tölgyes	<i>Waldsteinio – Carpinetum</i>
Dunántúli gyertyános – tölgyes	<i>Cyclamini purpurascens – Carpinetum</i>
Délnyugat-dunántúli gyertyános – kocsánytalan tölgyes	<i>Helleboro dumetorum – Carpinetum</i>
Dél-zalai gyertyános – tölgyes	<i>Anemone trifoliae – Carpinetum</i>
Mecseki gyertyános – tölgyes	<i>Asperulo taurinae – Carpinetum</i>
<i>Gyertyános – kocsányos tölgyesek</i>	
Alföldi gyertyános – tölgyes	<i>Quercus robur – Carpinetum</i>
Dél-alföldi gyertyános – tölgyes	<i>Carpesio abrotanoidis – Carpinetum</i>
Dél-dunántúli síksági gyertyános – tölgyes	<i>Fraxino pannonicae – Carpinetum</i>
Cseres – tölgyesek	
<i>Cseres – kocsánytalan tölgyesek</i>	
Középhegységi cseres – tölgyes	<i>Quercetum petraeae-cerris</i>
Középhegységi rekettyés – tölgyes	<i>Genista pilosae – Quercetum petraeae</i>
Mecseki cseres – tölgyes	<i>Potentilla micranthae – Quercetum dalechampii</i>
Mecseki rekettyés – tölgyes	<i>Genista pilosae – Quercetum polycarpae</i>
<i>Cseres – kocsányos tölgyesek</i>	
Cérnatippanos cseres – tölgyes	<i>Agrostio tenuis – Quercetum cerris</i>
Genyőtés cseres – tölgyes	<i>Asphodelo – Quercetum roboris</i>
Kékperjés cseres – tölgyes	<i>Molinio litoralis – Quercetum cerris</i>
Mészkerülő erdők	
<i>Mészkerülő bükkösök</i>	
Középhegységi mészkerülő bükkös	<i>Luzulo nemorosae – Fagetum sylvaticae</i>
Nyugat-dunántúli mészkerülő bükkös	<i>Galio rotundifolio – Fagetum</i>
Mecseki mészkerülő bükkös	<i>Sorbo torminalis – Fagetum</i>

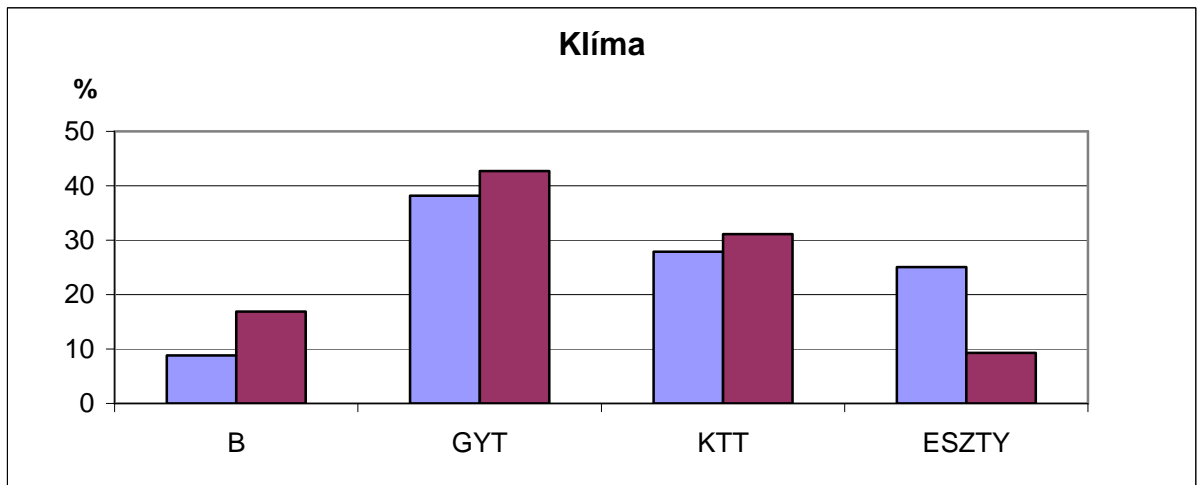
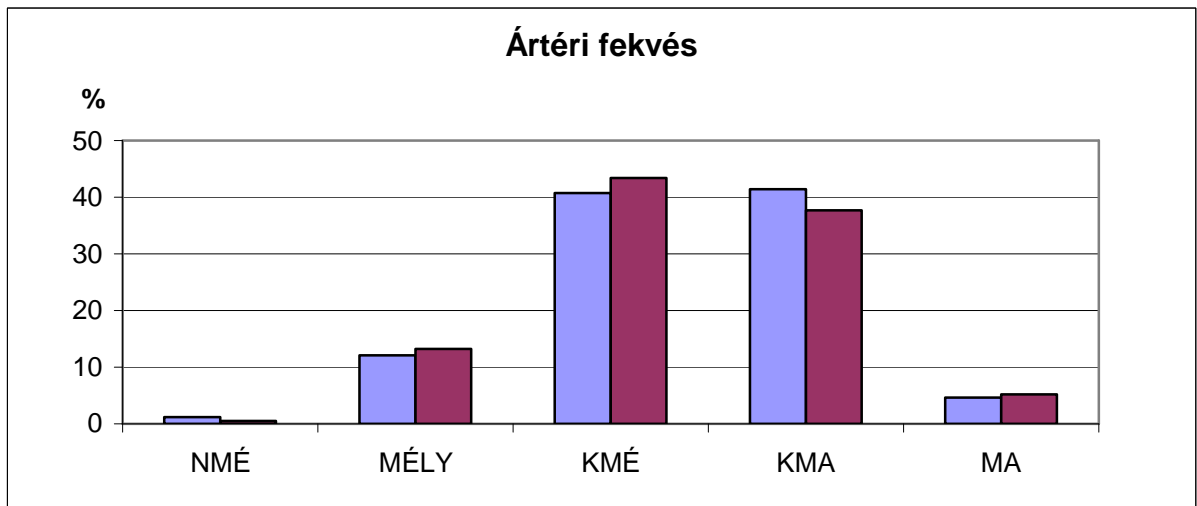
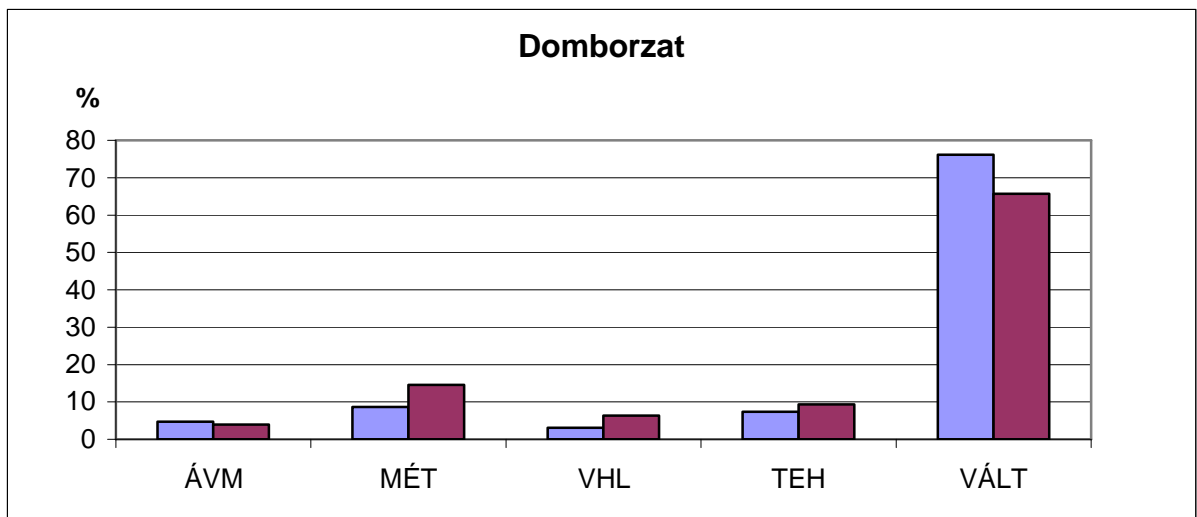
Mészkerülő gyertyános – tölgyesek	
Mészkerülő gyertyános – tölgyes	<i>Luzulo – Carpinetum</i>
Mészkerülő tölgyesek	
Középhegységi mézkerülő tölgyes	<i>Deschampsio flexuosae – Quercetum</i>
Gesztenyész – tölgyes	<i>Castaneo – Quercetum</i>
Mecseki mézkerülő tölgyes	<i>Luzulo forsteri – Quercetum</i>
Fenyőelegyes lombos erdők	
Mészkerülő fenyves – tölgyes	<i>Genisto nervatae – Pinetum</i>
Mohás fenyves – tölgyes	<i>Aulacomnio – Pinetum</i>
Mészkedvelő erdők	
Bokorerdők	
Cserszömörccés karsztbokorerdő	<i>Cotino – Quercetum pubescentis</i>
Mecseki karsztbokorerdő	<i>Inulo spiraeifoliae – Quercetum pubescentis</i>
Sajmeggyes bokorerdő	<i>Ceraso mahaleb – Quercetum pubescentis</i>
Mész- és melegkedvelők kedvelő tölgyesek	
Középhegységi mézkedvelő molyhos tölgyes	<i>Vicio sparsiflorae – Quercetum pubescentis</i>
Melegkedvelő tölgyes	<i>Corno – Quercetum pubescentis</i>
Magyar aszatos dolomittölgyes	<i>Cirsio pannonici – Quercetum pubescentis</i>
Nyúlfarkfüves tölgyes	<i>Seslerio hungaricae – Quercetum virgiliana</i>
Alpokalji molyhos tölgyes	<i>Euphorbio – Quercetum</i>
Mecseki mézkedvelő olasz tölgyes	<i>Tamo – Quercetum virgiliana</i>
Mecseki sisakvirágos tetőerdő	<i>Aconito anthorae – Fraxinetum orni</i>
Mészkedvelő fenyvesek	
Homoki erdeifenyves	<i>Festuco vaginatae – Pinetum sylvestris</i>
Mészkedvelő erdeifenyves	<i>Lino flavo – Pinetum sylvestris</i>
Szikladomborzatú erdők	
Sziklaerdők	
Hársas – kőrises sziklaerdő	<i>Tilio – Fraxinetum excelsioris</i>
Nőszőfüves sziklai bükkös	<i>Epipactio atrorubentis – Fagetum</i>
Nyúlfarkfüves sziklai bükkös	<i>Seslerio hungaricae – Fagetum</i>
Sziklai hárserdő	<i>Tilio – Sorbetum</i>
Elegyes karszterdő (karsztbükkös)	<i>Fago – Ornetum</i>
Tiszafás karsztbükkös	<i>Taxo – Fagetum</i>
Szilikát sziklaerdő	<i>Sorbo – Quercetum petraeae</i>
Sziklai erdeifenyves	<i>Calamagrosti variae – Pinetum</i>
Szurdokerdők	
Andezit – szurdokerdő	<i>Parietario – Aceretum</i>
Mésző – szurdokerdő	<i>Scolopendrio – Fraxinetum</i>
Dél-dunántúli dombvidéki szurdokerdő	<i>Polysticho setiferi – Aceretum</i>
Mecseki szurdokerdő	<i>Scutellario altissimae – Aceretum</i>

Törmeléklejtő – erdők	
Dolomittörmeléklejtő – erdő	<i>Primulo veris – Tiliatum platyphyllae</i>
Törmeléklejtő – erdő	<i>Mercuriali – Tiliatum</i>
Andezit – törmeléklejtő tölgyese	<i>Poo pannonicae – Quercetum petraeae</i>
Ezüsthársas törmeléklejtő – erdő	<i>Tilio tomentosae – Fraxinetum orni</i>
Erdőssztyepp – erdők	
Homoki tölgyesek	
Duna-Tisza közti gyöngyvirágos tölgyes	<i>Polygonato latifolii – Quercetum roboris</i>
Nyírségi gyöngyvirágos tölgyes	<i>Convallario – Quercetum roboris</i>
Nószirmos pusztai tölgyes	<i>Iridi variegatae – Quercetum roboris</i>
Duna-Tisza közti fehér nyáras pusztai tölgyes	<i>Populo albae – Quercetum roboris</i>
Nyírségi pusztai tölgyes	<i>Festuco rupicolae – Quercetum roboris</i>
Borókás - nyárasok	
Nyáras – borókás	<i>Junipero – Populetum albae</i>
Lösztölgyesek	
Gyertyánelegyes mezei juharos tölgyes	<i>Aceri campestri – Quercetum roboris</i>
Hársas – tölgyes	<i>Dictamno – Tiliatum cordatae</i>
Tatárjuharos – lösztölgyes	<i>Aceri tatarici – Quercetum roboris</i>
Sziki tölgyesek	
Sziki tölgyes	<i>Galatello – Quercetum roboris</i>
Ligeterdők	
Bokorfüzesek	
Csigolya – bokorfüzes	<i>Rumici crispo – Salicetum purpureae</i>
Mandulalevelű bokorfüzes	<i>Polygono hydropipero – Salicetum triandrae</i>
Puhafás ligeterdők	
Fehérnyár – liget	<i>Senecioni sarracenici – Populetum albae</i>
Feketenyár – liget	<i>Carduo crispus – Populetum nigrae</i>
Fűzliget	<i>Leucojo aestivi – Salicetum albae</i>
Keményfás ligeterdők	
Tiszai tölgy – kőris – szil liget	<i>Fraxino pannonicae – Ulmetum</i>
Szigetközi tölgy – kőris – szil liget	<i>Pimpinello majoris – Ulmetum</i>
Közép-dunai tölgy – kőris – szil liget	<i>Scillo vindobonensis – Ulmetum</i>
Dél-dunántúli tölgy – kőris – szil liget	<i>Knautio drymeiae – Ulmetum</i>
Patakmenti ligeterdők	
Podagrafüves égerliget	<i>Aegopodio – Alnetum</i>
Sásos égerliget	<i>Carici pendulae – Alnetum</i>
Hegyi égerliget	<i>Carici brizoidis – Alnetum</i>
Kőrisliget	<i>Carici remotae – Fraxinetum</i>
Sík vidéki égerliget	<i>Paridi quadrifoliae – Alnetum</i>
Láperdők	
Égerlápok	
Égeres láperdő	<i>Carici elongatae – Alnetum</i>
Égeres mocsárerdő	<i>Angelico sylvestris – Alnetum glutinosae</i>
Éger – kőris láperdő	<i>Fraxino pannonicae – Alnetum</i>
Tőzegmohás égerláp	<i>Sphagno squarrosi – Alnetum</i>

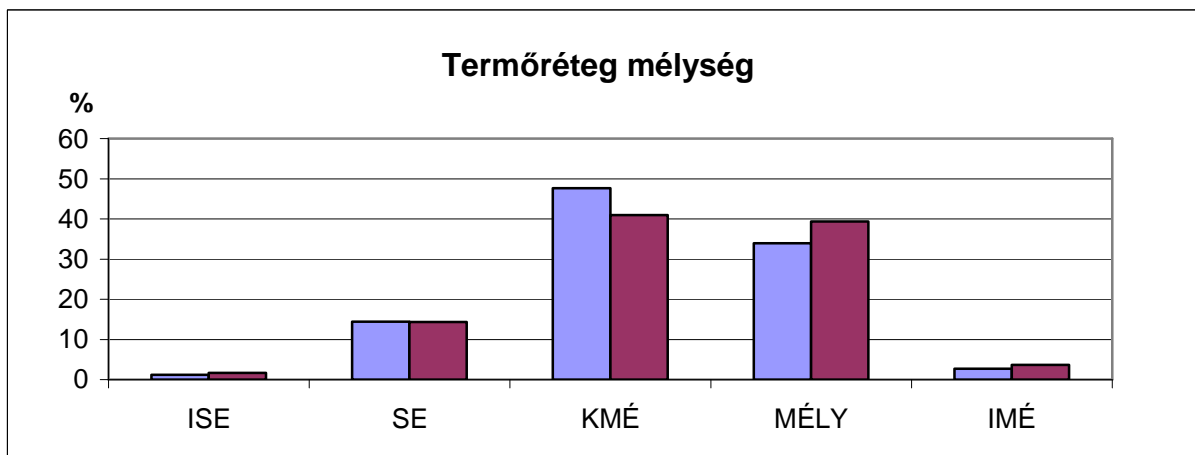
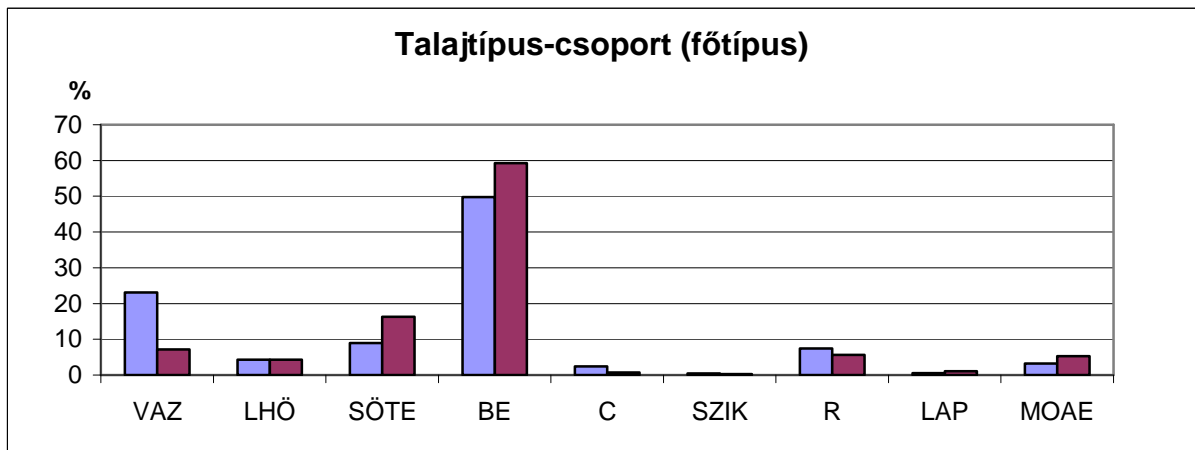
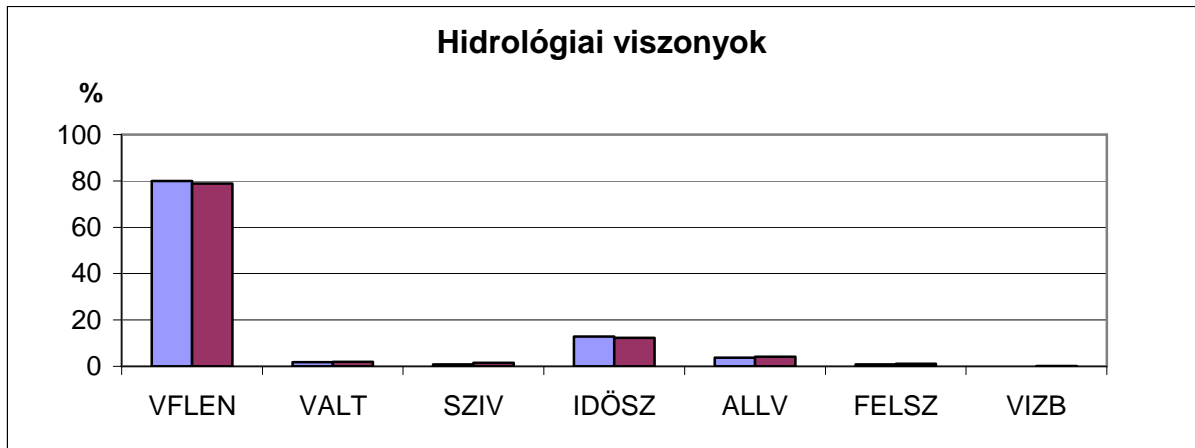
Fűz- és nyírlápok	
Babérfüzes nyírláp	<i>Salici pentandrae – Betuletum pubescentis</i>
Tőzegmohás nyírláp	<i>Betulo pubescenti – Sphagnetum recurvi</i>
Füles fűzláp	<i>Salicetum auritae</i>
Rekettyés fűzláp	<i>Calamagrosti – Salicetum cinereae</i>
Tőzegmohás fűzláp	<i>Salici cinereae – Sphagnetum recurvi</i>
Cserjések	
Sziklai cserjések	
Északi gyöngyvesszős cserjés	<i>Waldsteinio – Spiraeetum mediae</i>
Déli gyöngyvesszős cserjés	<i>Helleboro odori – Spiraeetum mediae</i>
Madárbirscserjés	<i>Cotoneastro tomentosii – Amelanchieretum</i>
Pusztai cserjések	
Csepleszmeggyes	<i>Prunetum fruticosae</i>
Törpemandulás	<i>Prunetum tenellae</i>
Szegélycserjések	
Galagonya – kökény cserjés	<i>Pruno spinosae – Crataegetum</i>
Fagyal – kökény sövény	<i>Ligustro – Prunetum</i>
Sajmeggyes sövény	<i>Cerasetum mahaleb</i>



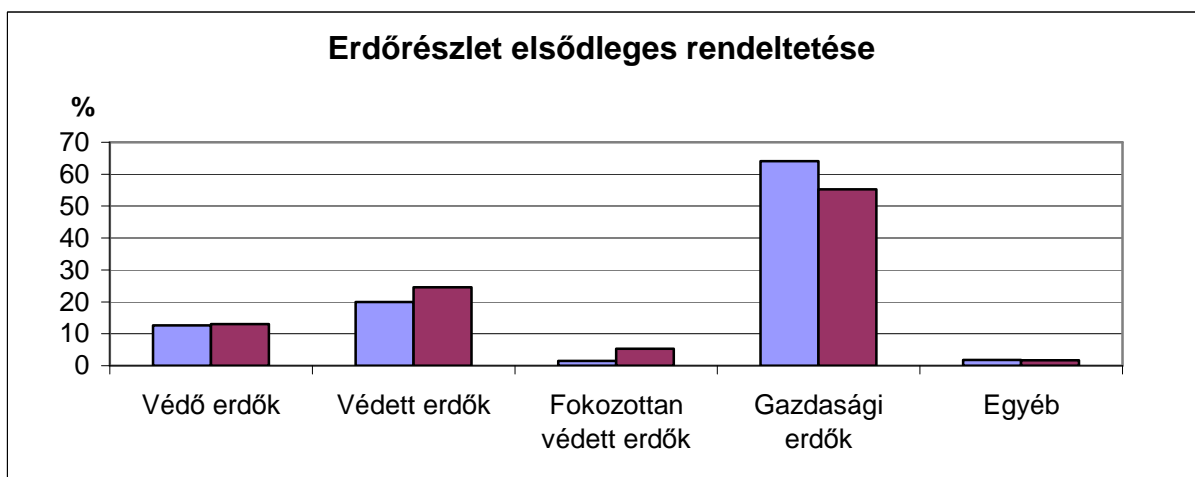
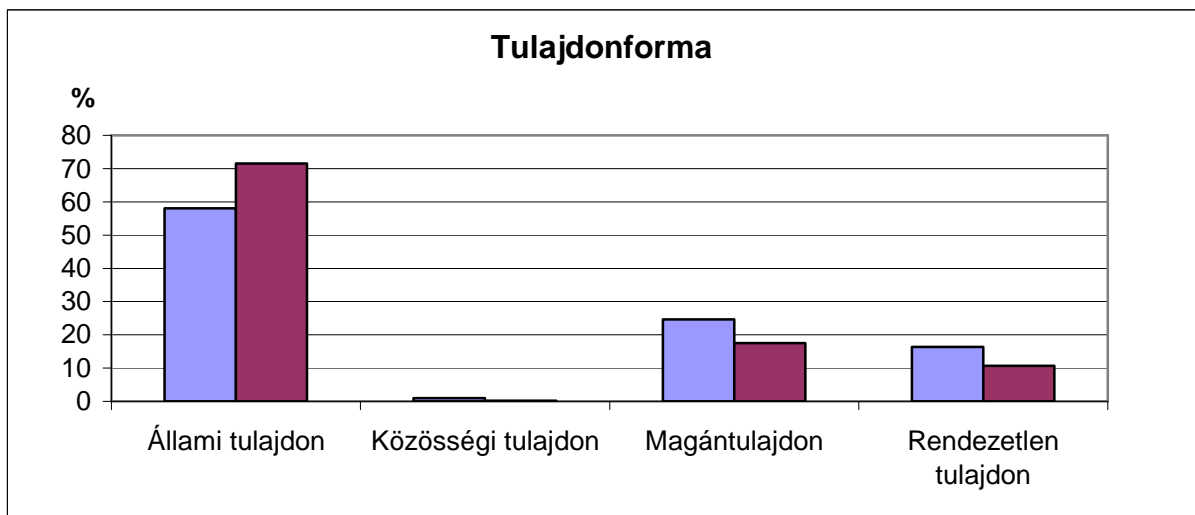
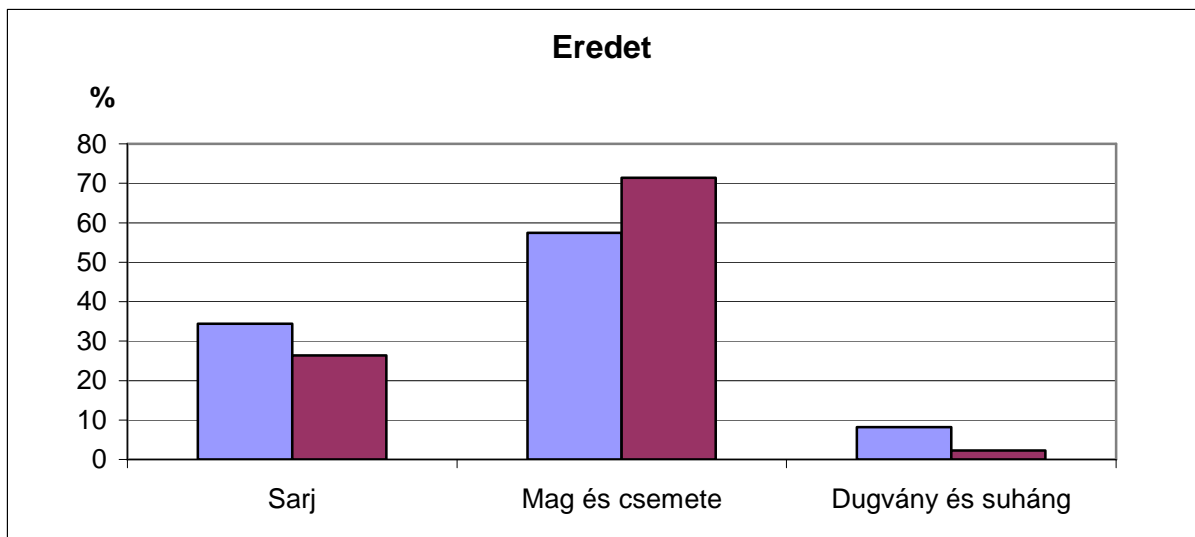
M19a ábra – Az országos jellemzők (kék) és a mintavételi jellemzők (lila) eloszlásának összevetése I.



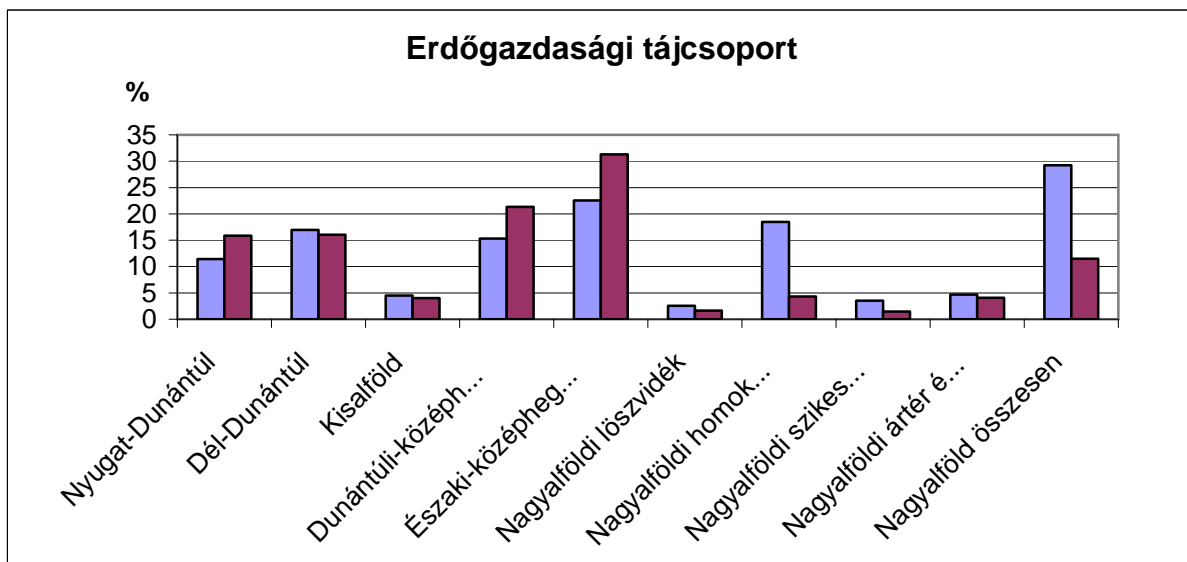
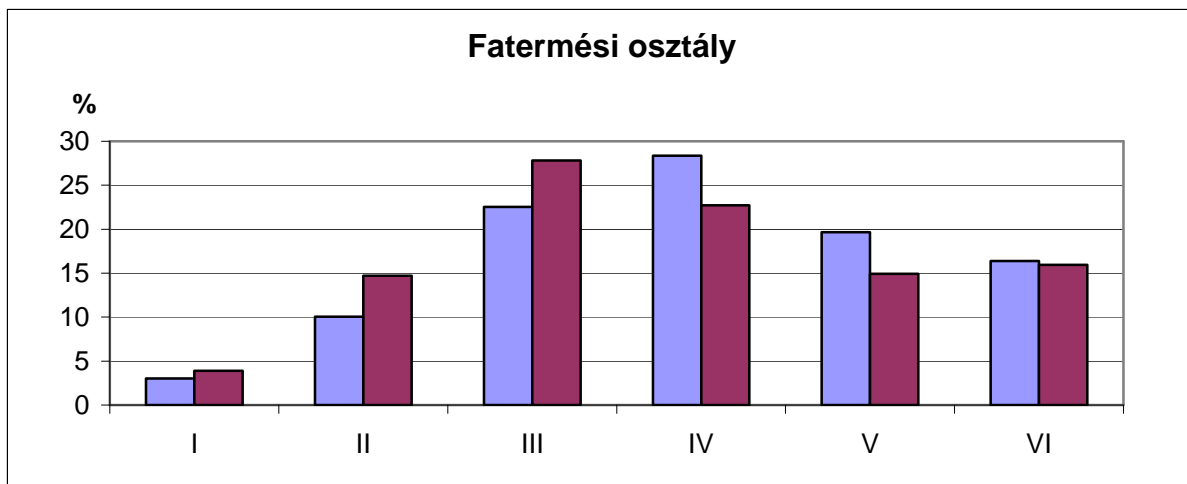
M19b ábra – Az országos jellemzők (kék) és a mintavételi jellemzők (lila) eloszlásának összevetése II.



M19c ábra – Az országos jellemzők (kék) és a mintavételi jellemzők (lila) eloszlásának összevetése III.



M19d ábra – Az országos jellemzők (kék) és a mintavételi jellemzők (lila) eloszlásának összevetése IV.



M19e ábra – Az országos jellemzők (kék) és a mintavételi jellemzők (lila) eloszlásának összevetése V.

Potenciális természetes erdőtársulás-csoport	Jellemző	Faállomány	Faállomány	Cserjeszint	Cserjeszint	Gyepszint	Gyepszint	Újulat	Újulat	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdő-
		-összetétel	-szerkezet	-összetétel	-szerkezet	-összetétel	-szerkezet	-összetétel	-szerkezet				állomány
Bükkösök	átlag	71,33	37,99	84,82	69,77	71,61	63,83	98,25	36,67	21,43	58,60	83,75	59,69
	szórás	13,42	9,24	23,36	21,87	22,96	29,93	10,34	32,61	23,68	22,44	12,49	8,96
	maximum	97,62	76,05	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,38	100,00	100,00	81,10
	minimum	0,00	13,16	4,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	12,22	23,81
Gyertyános-tölgyesek	átlag	64,18	38,19	81,09	81,09	64,25	65,22	95,32	30,38	15,30	64,58	83,48	58,30
	szórás	13,27	9,97	25,66	18,49	25,61	27,14	15,76	28,13	19,82	25,72	12,67	8,15
	maximum	93,10	73,16	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	92,31	100,00	100,00	81,66
	minimum	7,62	13,16	4,55	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	9,52	30,65
Cseres-tölgyesek	átlag	59,74	38,88	80,86	82,67	65,71	68,50	95,15	32,81	13,29	62,60	82,75	57,67
	szórás	11,04	10,54	25,78	19,96	24,18	23,84	16,29	29,41	18,48	25,55	12,72	8,18
	maximum	89,05	77,63	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	85,55
	minimum	0,00	14,47	9,09	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	17,04	27,52
Mészkerülő erdők	átlag	64,16	37,33	88,71	75,04	67,36	48,37	99,83	16,64	20,34	58,47	78,52	56,39
	szórás	11,08	10,82	19,63	12,50	24,40	32,43	0,93	20,63	27,72	19,22	11,33	7,75
	maximum	88,10	77,63	100,00	97,92	100,00	100,00	100,00	86,67	95,38	97,50	100,00	76,76
	minimum	38,10	27,89	54,55	62,50	0,00	0,00	95,00	0,00	0,00	14,25	51,48	47,80
Mészkedvelő erdők	átlag	62,24	43,68	91,56	86,84	77,39	69,89	98,44	37,59	18,11	59,47	81,98	62,04
	szórás	13,11	13,67	18,10	16,07	22,42	25,50	8,62	26,39	20,49	28,31	13,44	8,06
	maximum	87,14	74,71	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	92,31	100,00	100,00	80,89
	minimum	26,19	13,82	9,09	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	50,37	36,27
Szikladomborzatú-erdők	átlag	59,69	48,00	92,39	75,63	80,43	74,36	99,89	22,88	31,17	57,04	64,29	59,34
	szórás	10,28	17,39	16,40	16,89	21,52	23,17	0,74	20,55	32,21	30,83	17,33	10,58
	maximum	79,52	86,58	100,00	97,92	100,00	100,00	100,00	85,00	100,00	100,00	100,00	80,58
	minimum	39,29	24,47	54,55	50,00	33,33	0,00	95,00	0,00	0,00	0,00	40,59	31,29
Erdőssztyepp-erdők	átlag	48,44	29,36	62,10	74,72	50,78	67,88	70,60	19,06	6,05	77,79	83,10	50,63
	szórás	14,91	10,17	35,03	24,83	27,37	24,84	41,58	24,46	11,92	24,00	17,94	9,60
	maximum	78,81	77,35	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,83	88,46	100,00	100,00	71,51
	minimum	0,00	16,18	4,55	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	17,39	23,73
Ligeterdők	átlag	54,36	39,84	63,23	80,72	47,66	62,50	69,64	27,89	18,97	74,99	83,29	54,54
	szórás	13,98	15,92	35,35	21,00	29,36	31,66	40,15	28,08	24,91	21,80	17,66	10,10
	maximum	83,57	95,83	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	87,18
	minimum	0,00	13,16	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	5,63	13,16	26,12
Láperdők	átlag	63,68	29,51	87,91	78,93	48,01	38,66	93,19	18,04	18,79	78,32	80,15	54,70
	szórás	8,77	12,31	22,32	18,03	23,67	29,60	19,30	17,78	22,05	18,90	10,36	9,38
	maximum	82,35	77,67	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	70,00	96,15	100,00	100,00	82,52
	minimum	27,14	19,41	9,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	38,75	21,05	31,83

M20. táblázat – A különböző potenciális erdőtársulás-csoportok kritériumainak természetességi értékei

Potenciális természetes erdőtársulás-csoport	Jellemző	Faállomány-összetétel		Faállomány-szerkezet		Cserjeszint-összetétel		Cserjeszint-szerkezet		Gyepszint-összetétel		Gyepszint-szerkezet		Újulat-összetétel		Újulat-szerkezet		Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány
		átlag	szórás	maximum	minimum	átlag	szórás	maximum	minimum	átlag	szórás	maximum	minimum	átlag	szórás	maximum	minimum				
Bükkösök	átlag	71,33	37,99	84,82	69,77	71,61	63,8	98,3	36,7	21,4	58,6	83,7	59,7								
	szórás	13,42	9,24	23,36	21,87	22,96	29,9	10,3	32,6	23,7	22,4	12,5	9,0								
	maximum	97,62	76,05	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	100,0	95,4	100,0	100,0	81,1							
	minimum	0,00	13,16	4,55	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	12,2	23,8							
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	átlag	65,22	38,38	81,03	81,81	67,94	65,6	96,8	32,2	15,4	64,3	83,3	58,8								
	szórás	13,16	9,91	25,20	18,84	23,05	27,6	12,4	28,9	19,8	25,3	11,9	8,0								
	maximum	93,10	73,16	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	92,3	100,0	100,0	81,7								
	minimum	9,52	13,16	4,55	0,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	9,5	35,9								
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	átlag	61,60	37,70	81,25	79,29	55,05	64,3	91,6	26,0	15,1	65,2	84,0	57,1								
	szórás	13,23	10,11	26,86	17,50	29,17	26,0	21,7	25,8	19,9	26,9	14,4	8,5								
	maximum	93,10	70,53	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	95,8	88,5	100,0	100,0	75,2								
	minimum	7,62	13,16	9,09	19,17	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	38,9	30,7								
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	átlag	60,03	39,16	81,67	82,76	67,57	68,1	96,5	33,9	13,8	62,1	82,7	58,0								
	szórás	10,38	10,61	25,02	20,27	23,52	24,2	12,9	29,9	19,1	25,8	12,2	8,1								
	maximum	89,05	77,63	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	85,6								
	minimum	0,00	14,47	9,09	0,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	35,6	34,2								
Cseres-kocsányos tölgyesek	átlag	57,84	37,05	75,55	82,10	53,47	71,1	86,4	25,9	9,8	65,9	83,1	55,6								
	szórás	14,67	10,00	30,09	17,92	25,13	21,0	28,9	24,9	13,1	23,5	16,1	8,6								
	maximum	77,38	59,21	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	61,5	100,0	97,2	67,2								
	minimum	0,00	14,47	18,18	25,00	0,00	22,9	0,0	0,0	0,0	3,1	17,0	27,5								
Sziklaerdők	átlag	58,95	48,68	87,32	81,64	91,58	76,2	99,7	28,9	27,9	63,8	61,2	60,0								
	szórás	8,75	19,97	20,29	15,94	15,53	27,7	1,1	18,7	31,4	21,4	14,2	10,9								
	maximum	70,71	86,58	100,00	97,92	100,00	100,0	100,0	73,3	93,8	97,5	100,0	80,5								
	minimum	42,62	24,47	54,55	50,00	33,33	0,0	95,0	0,0	0,0	19,5	40,6	39,1								
Szurdokerdők	átlag	59,05	40,96	95,45	61,42	65,56	83,0	100,0	27,2	28,4	59,5	68,2	57,0								
	szórás	10,46	11,48	13,15	9,44	19,45	7,8	0,0	27,7	24,9	32,4	20,9	6,3								
	maximum	77,38	64,21	100,00	77,50	86,67	92,9	100,0	85,0	100,0	97,5	100,0	65,8								
	minimum	42,86	28,42	54,55	50,00	33,33	71,4	100,0	1,7	0,0	3,1	49,9	44,7								
Törmeléklejtő-erdők	átlag	61,14	52,77	96,36	79,39	78,22	65,1	100,0	11,9	37,6	46,5	65,1	60,4								
	szórás	12,32	16,97	11,80	16,82	22,74	23,1	0,0	10,6	38,9	38,1	18,3	13,1								
	maximum	79,52	78,95	100,00	97,92	100,00	96,4	100,0	30,0	96,2	100,0	100,0	80,6								
	minimum	39,29	27,05	54,55	50,00	33,33	28,6	100,0	0,0	0,0	0,0	42,4	31,3								

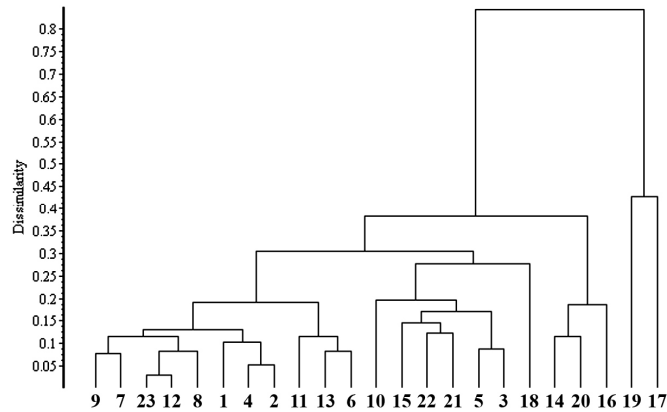
M21. táblázat – A potenciális természetes erdőtársulás-csoportok kritériumainak természetességi értékei I.

Potenciális természetes erdőtársulás-csoport	Jellemző	Jellemzők												
		Faállomány- összetétel	Faállomány- szerkezet	Cserjeszint- összetétel	Cserjeszint- szerkezet	Gyepszint- összetétel	Gyepszint- szerkezet	Újulat- összetétel	Újulat- szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány	
Mészkerülő bükkösök	átlag	61,98	31,32	88,35	75,09	66,88	38,8	99,7	16,5	15,0	57,3	76,3	53,4	
	szórás	9,29	4,27	20,17	14,08	22,58	28,2	1,3	17,5	25,2	18,2	12,1	6,9	
	maximum	77,38	45,26	100,00	97,92	86,67	94,3	100,0	51,7	84,6	87,5	100,0	76,0	
	minimum	38,10	27,89	54,55	62,50	0,00	0,0	95,0	0,0	0,0	27,5	51,5	47,8	
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	átlag	67,99	37,29	93,18	74,17	53,81	45,5	100,0	16,3	7,3	65,4	85,9	56,6	
	szórás	15,49	4,45	17,06	9,00	20,92	36,4	0,0	32,2	7,4	19,3	6,6	4,6	
	maximum	88,10	45,79	100,00	87,50	86,67	92,9	100,0	86,7	16,5	97,5	88,9	61,0	
	minimum	47,38	33,68	54,55	62,50	33,33	0,0	100,0	0,0	0,0	47,5	71,3	48,5	
Mészkerülő tölgyesek	átlag	65,50	53,42	84,47	75,90	84,44	77,3	100,0	17,4	49,9	53,6	75,8	64,2	
	szórás	10,15	12,30	23,20	13,44	25,88	24,6	0,0	14,9	30,8	23,0	11,4	7,9	
	maximum	77,38	77,63	100,00	95,83	100,00	100,0	100,0	38,3	95,4	75,0	88,9	76,8	
	minimum	53,57	44,74	54,55	62,50	33,33	42,9	100,0	0,0	15,4	14,3	58,0	54,5	
Bokorerdők	átlag	54,80	49,00	91,71	82,52	86,13	72,7	98,2	27,2	17,7	54,9	74,3	59,6	
	szórás	15,19	13,91	15,40	23,51	18,06	27,8	5,5	23,0	20,2	30,4	10,3	8,9	
	maximum	85,71	74,71	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	91,7	69,2	100,0	100,0	74,5	
	minimum	31,83	13,82	54,55	0,00	33,33	8,6	70,0	0,0	0,0	3,8	58,0	36,3	
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	átlag	64,34	42,18	91,52	88,06	74,92	69,1	98,5	40,5	18,2	60,8	84,2	62,7	
	szórás	11,69	13,27	18,85	13,12	22,97	24,9	9,3	26,6	20,7	27,7	13,5	7,7	
	maximum	87,14	72,94	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	92,3	100,0	100,0	80,9	
	minimum	26,19	16,76	9,09	10,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0	50,4	42,6	
Homoki tölgyesek	átlag	46,32	27,76	64,13	72,12	47,69	67,7	71,1	14,4	3,6	82,0	85,2	49,8	
	szórás	14,99	8,12	35,26	27,13	28,13	27,0	42,6	21,9	7,5	20,4	13,8	9,3	
	maximum	71,43	54,12	100,00	100,00	86,67	100,0	100,0	83,3	38,5	100,0	97,2	67,2	
	minimum	9,52	16,18	4,55	0,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	17,6	37,0	23,7	
Borókás-nyárasok	átlag	54,39	29,25	88,35	70,89	36,88	77,1	90,0	17,3	6,3	93,8	92,0	56,3	
	szórás	8,11	16,69	14,45	23,18	27,00	21,1	24,5	21,2	11,2	11,6	4,3	7,9	
	maximum	67,19	66,18	100,00	93,75	81,67	100,0	100,0	55,8	30,8	100,0	97,2	67,4	
	minimum	45,33	17,35	54,55	25,00	0,00	51,4	30,0	0,0	0,0	75,0	88,9	44,2	
Löszölgyesek	átlag	54,11	37,47	59,60	86,83	62,59	63,9	82,2	33,7	14,7	60,6	85,3	55,3	
	szórás	17,53	13,40	32,29	9,97	21,48	20,9	26,9	31,1	21,9	28,8	13,4	10,6	
	maximum	78,81	77,35	100,00	100,00	100,00	92,9	100,0	95,8	88,5	100,0	100,0	71,5	
	minimum	0,00	16,18	18,18	67,92	25,00	22,9	0,0	0,0	0,0	0,0	44,4	31,7	

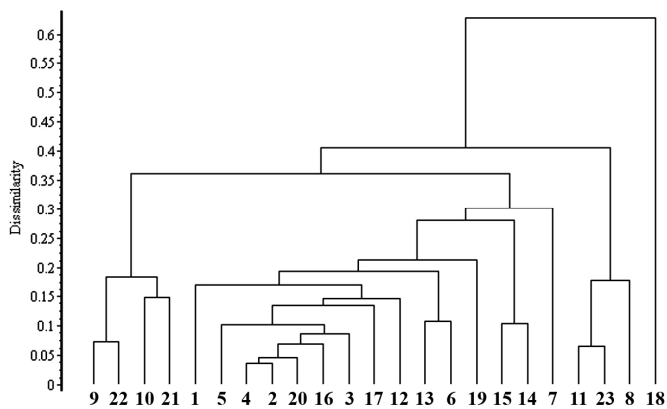
M21. táblázat (folytatás) – A potenciális természetes erdőtársulás-csoportok kritériumainak természetességi értékei II.

Potenciális természetes erdőtársulás-csoport	Jellemző	Kritériumok												
		Faállomány- összetétel	Faállomány- szerkezet	Cserjeszint- összetétel	Cserjeszint- szerkezet	Gyepszint- összetétel	Gyepszint- szerkezet	Újulat- összetétel	Újulat- szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány	
Sziki tölgyesek	átlag	51,78	27,78	20,45	78,23	70,21	69,3	20,0	36,7	12,2	56,8	46,9	43,1	
	szórás	7,01	5,17	14,11	18,21	13,11	7,9	36,6	19,0	9,2	26,9	31,5	4,8	
	maximum	61,90	39,11	54,55	97,92	91,67	80,0	100,0	61,7	23,1	97,5	94,6	51,7	
	minimum	37,14	23,21	13,64	45,00	50,00	52,9	0,0	13,3	0,0	12,0	17,4	37,2	
Bokorfüzesek	átlag	39,77	95,83	85,45	94,70	61,82	69,1	90,9	25,4	25,9	90,9	87,4	72,5	
	szórás	27,21	0,00	19,16	6,41	29,83	28,5	22,1	18,4	32,8	12,6	8,6	9,3	
	maximum	70,00	95,83	100,00	100,00	100,00	92,9	100,0	55,8	80,8	100,0	95,6	87,2	
	minimum	0,00	95,83	50,00	83,33	33,33	7,1	30,0	0,0	0,0	75,0	70,6	58,5	
Fűz-nyár ligeterdők	átlag	48,91	40,48	43,95	81,89	42,96	60,4	42,8	33,4	33,2	78,5	85,0	53,9	
	szórás	12,48	14,18	37,97	16,93	30,60	33,0	43,9	28,0	31,4	20,6	15,8	10,2	
	maximum	83,57	77,94	100,00	100,00	80,00	100,0	100,0	83,3	100,0	100,0	100,0	77,3	
	minimum	21,90	20,88	0,00	25,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	9,4	21,1	30,9	
Tölgy-kőris-szil ligeterdők	átlag	56,47	36,59	68,09	78,65	50,93	67,1	73,9	32,8	13,6	72,0	80,0	53,5	
	szórás	13,23	9,99	32,94	24,55	29,34	29,0	35,9	29,4	17,6	23,8	20,8	9,9	
	maximum	83,57	76,32	100,00	100,00	100,00	100,0	100,0	100,0	83,8	100,0	100,0	73,5	
	minimum	3,81	13,16	0,00	0,00	0,00	7,1	0,0	0,0	0,0	5,6	13,2	26,1	
Égerligetek	átlag	61,09	35,04	77,18	81,45	42,98	51,3	98,5	5,0	8,4	73,8	88,9	54,5	
	szórás	7,56	7,88	25,07	17,01	25,45	34,9	8,8	8,3	16,6	17,0	7,9	6,3	
	maximum	76,19	56,84	100,00	100,00	86,67	100,0	100,0	30,0	92,3	100,0	97,2	67,7	
	minimum	35,48	23,68	27,27	44,17	0,00	7,1	40,0	0,0	0,0	25,0	51,9	41,5	
Égerlápok	átlag	63,46	27,07	87,70	78,87	45,25	34,4	92,8	18,0	16,0	76,8	78,8	53,2	
	szórás	8,35	7,62	22,65	16,41	21,75	26,1	20,0	18,4	18,7	18,5	9,3	7,0	
	maximum	80,00	55,59	100,00	100,00	86,67	92,9	100,0	70,0	96,2	100,0	89,5	75,6	
	minimum	27,14	19,41	9,09	4,17	0,00	0,0	0,0	0,0	0,0	38,8	21,1	33,5	
Fűz- és nyírlápok	átlag	65,78	52,52	89,90	79,49	74,07	78,9	96,7	18,9	45,0	93,1	93,3	68,6	
	szórás	12,52	22,21	20,04	30,87	26,50	31,9	10,0	11,1	33,5	16,5	11,2	16,2	
	maximum	82,35	77,67	100,00	97,92	100,00	100,0	100,0	34,2	76,9	100,0	100,0	82,5	
	minimum	52,94	19,67	54,55	0,00	33,33	0,0	70,0	0,0	0,0	50,0	73,7	31,8	

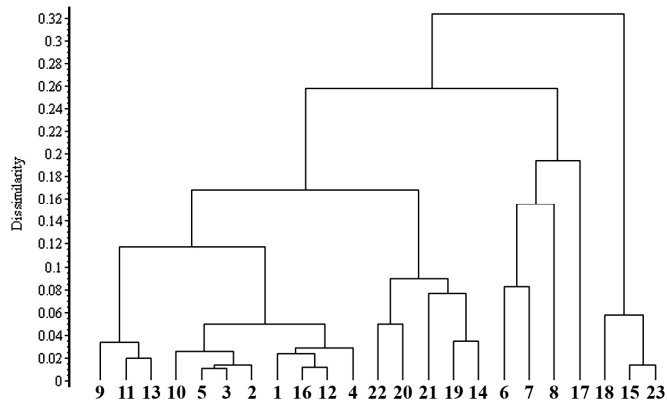
M21. táblázat (folytatás) – A potenciális természetes erdőtársulás-csoportok kritériumainak természetességi értékei III.



a.



b.



c.

M22. ábra – A kritériumok természetességi értéke alapján végzett hierarchikus osztályozás (nem standardizált, euklidészi távolság) dendrogramjai: a. összetételi jellemzők, b. szerkezeti jellemzők, c. funkcionális jellemzők

(Jelmagyarázat: 1 – bükkösök, 2 – gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, 3 – gyertyános-kocsányos tölgyesek, 4 – cseres-kocsánytalan tölgyesek, 5 – cseres-kocsányos tölgyesek, 6 – sziklaerdők, 7 – szurdokerdők, 8 – törmelékeltető-erdők, 9 – mészkerülő bükkösök, 10 – mészkerülő gyertyános-tölgyesek, 11 – mészkerülő tölgyesek, 12 – mész- és melegkedvelő tölgyesek, 13 – bokorerdők, 14 – homoki tölgyesek, 15 – borókás-nyárasok, 16 – lösztölgyesek, 17 – sziki tölgyesek, 18 – bokorfüzesek, 19 – fűz-nyár ligeterdők, 20 – tölgy-kóriszil ligeterdők, 21 – égerligetek, 22 – égerlápok, 23 – fűz- és nyírlápok)

Kultúrerdő-típus	Jellemző	Kritériumok											
		Faállomány-összetétel	Faállomány-szerkezet	Cserjeszint-összetétel	Cserjeszint-szerkezet	Gyepszint-összetétel	Gyepszint-szerkezet	Újulat-összetétel	Újulat-szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány
Erdei- és feketefenyvesek	átlag	13,86	31,99	49,44	73,73	37,59	54,48	81,55	19,39	7,99	72,81	72,59	40,51
	szórás	7,55	9,09	29,44	24,11	29,41	30,88	36,07	25,87	13,11	18,42	22,05	9,30
	maximum	42,33	56,32	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	92,31	100,00	100,00	64,89
	minimum	0,00	15,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,75	9,26	14,04
Egyéb fenyvesek	átlag	17,78	32,52	53,72	62,08	41,73	37,88	91,06	3,17	10,61	50,44	82,31	39,08
	szórás	7,81	6,53	24,89	14,25	25,73	30,71	26,96	7,02	16,34	19,74	6,79	6,48
	maximum	36,90	53,68	100,00	97,92	100,00	100,00	100,00	23,33	84,62	100,00	96,30	56,08
	minimum	5,71	22,63	4,55	37,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	61,85	30,54
Akácok	átlag	1,98	33,98	27,11	78,90	16,96	61,13	52,83	12,85	4,97	76,68	78,27	36,62
	szórás	2,51	8,53	21,20	20,63	21,11	27,96	47,05	18,94	12,59	20,28	19,17	5,93
	maximum	9,52	65,00	100,00	100,00	78,33	100,00	100,00	83,33	85,77	100,00	97,22	56,45
	minimum	0,00	15,00	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	9,38	11,85	21,76
Nemesnyárasok	átlag	10,17	28,04	35,89	46,35	17,33	43,24	73,75	12,05	4,70	70,96	63,13	31,14
	szórás	3,19	6,57	21,95	35,77	21,59	31,35	42,56	22,10	11,87	18,30	26,33	7,77
	maximum	23,57	48,95	70,00	100,00	58,33	92,86	100,00	83,33	55,00	100,00	96,05	48,75
	minimum	5,71	14,71	0,00	0,00	0,00	5,71	0,00	0,00	0,00	25,00	13,16	17,10
Feketediószok	átlag	10,95	32,13	54,91	72,75	30,00	59,71	86,00	4,67	4,35	56,44	76,74	37,47
	szórás	3,21	8,13	31,85	27,80	28,11	40,34	32,73	7,57	10,99	23,00	20,53	7,55
	maximum	19,05	54,71	90,00	95,83	66,67	100,00	100,00	16,67	34,62	95,00	96,05	47,57
	minimum	9,52	26,32	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	3,13	21,05	19,73
Vöröstölgyesek	átlag	13,78	30,43	36,97	63,56	30,56	50,95	38,00	30,56	8,44	71,25	82,22	38,74
	szórás	9,79	7,16	37,52	30,80	25,13	26,71	47,39	31,51	14,38	17,76	15,24	10,15
	maximum	41,19	54,74	100,00	95,83	100,00	92,86	100,00	79,17	47,31	100,00	97,22	64,00
	minimum	5,71	23,68	4,55	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	40,00	44,44	25,03

M23. táblázat – A kultúrerdő típusok kritériumainak természetességi értékei

Gazdálkodási típus	Jellemző	Faállomány-összetétel											
		Faállomány-összetétel	Faállomány-szerkezet	Cserjeszint-összetétel	Cserjeszint-szerkezet	Gyepszint-összetétel	Gyepszint-szerkezet	Újulat-összetétel	Újulat-szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány
Nincs gazdasági jelentőség (0)	átlag	54,97	42,49	82,47	82,64	66,78	66,81	94,14	28,23	18,19	64,83	80,53	58,19
	szórás	19,74	17,85	26,24	18,17	28,38	27,41	19,62	26,31	23,93	27,60	16,87	11,20
	maximum	87,14	95,83	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	87,18
	minimum	0,00	13,16	4,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	17,39
Részben van gazdasági jelentőség (1)	átlag	36,34	28,84	60,01	67,84	41,56	58,31	71,94	15,36	7,02	74,27	80,77	45,77
	szórás	24,25	9,67	36,34	27,19	31,38	31,14	43,58	22,65	15,63	21,66	16,19	12,03
	maximum	88,10	77,63	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,38	100,00	100,00	76,76
	minimum	0,00	14,47	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	14,25	27,78	14,04
Van gazdasági jelentőség (2)	átlag	52,23	36,16	73,32	77,77	56,52	62,20	89,42	30,02	14,39	65,47	81,47	53,78
	szórás	24,54	10,87	30,87	21,58	29,27	28,80	26,63	29,72	20,12	24,23	15,27	11,27
	maximum	97,62	77,94	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	85,55
	minimum	0,00	9,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,26	17,10

M24. táblázat – Különböző gazdálkodási típusok kritériumainak természetessége

Jelmagyarázat:

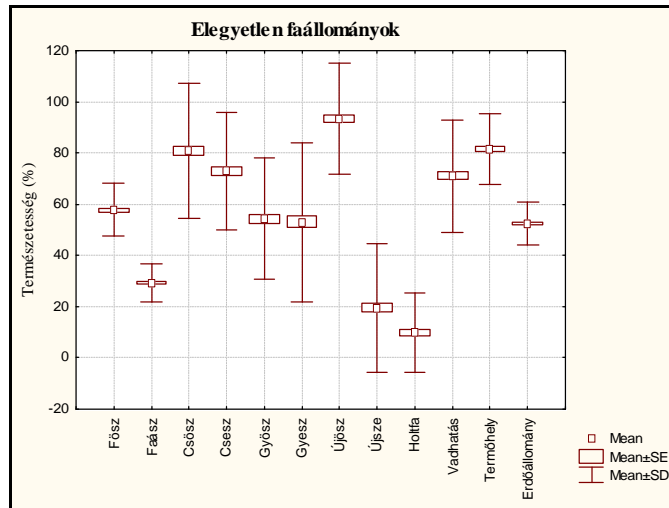
0 - Nincs gazdasági jelentősége: mész- és melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők, sziklaerdők, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők, lösztölgyesek, sziki tölgyesek, borókás–nyárasok, bokorfüzesek, patak menti ligeterdők, fűz- és nyírlápok

1 - Részben van gazdasági jelentősége: mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános–tölgyesek, mészkerülő tölgyesek, homoki tölgyesek

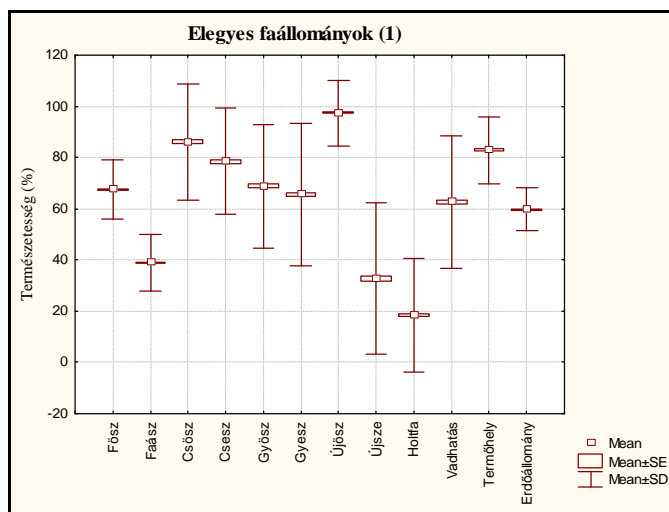
2 - Van gazdasági jelentősége: bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, fűz–nyár (puhafás) ligeterdők, tölgy–kőris–szil (keményfás) ligeterdők, égerlápok

Típus	Jellemző	Jellemzők											
		Faállomány-összetétel	Faállomány-szerkezet	Cserjeszint-összetétel	Cserjeszint-szerkezet	Gyepszint-összetétel	Gyepszint-szerkezet	Újulat-összetétel	Újulat-szerkezet	Holtfa	Vadhatás	Termőhely	Erdőállomány
Természetes fafajú állományok (T)	átlag	62,26	38,22	79,77	79,18	63,53	64,51	91,47	30,58	16,71	65,25	82,63	57,64
	szórás	14,13	11,98	27,85	20,37	26,72	28,27	23,85	28,75	21,65	25,36	14,04	9,10
	maximum	97,62	95,83	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	87,18
	minimum	0,00	13,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,52
Termőhelyidegen fafajú állományok (TI)	átlag	40,48	37,03	72,46	82,12	50,31	62,13	91,85	25,52	8,70	62,82	81,33	50,96
	szórás	9,64	9,03	29,81	18,34	24,32	26,45	23,92	24,19	14,31	23,40	14,02	7,34
	maximum	69,05	70,53	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	92,31	100,00	97,22	66,79
	minimum	18,86	23,68	0,00	0,00	0,00	7,14	0,00	0,00	0,00	0,00	19,63	33,17
Idegenhonos fafajú állományok (I)	átlag	12,10	32,72	42,32	71,07	29,69	54,13	72,62	14,88	7,40	68,80	75,59	38,66
	szórás	10,45	8,59	28,76	26,24	27,74	30,68	41,36	22,22	14,15	21,74	20,33	8,96
	maximum	54,76	65,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	92,31	100,00	100,00	72,58
	minimum	0,00	14,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,26	14,04
Lombkoronaszinttel nem rendelkező állományok (A-)	átlag	0,00	14,06	68,13	68,15	31,84	54,54	94,21	52,48	1,10	73,61	76,59	37,59
	szórás	0,00	1,32	30,56	27,23	28,51	29,10	16,66	40,80	3,02	17,90	19,20	6,56
	maximum	0,00	18,42	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	15,38	100,00	97,22	50,42
	minimum	0,00	9,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,00	13,16	16,43

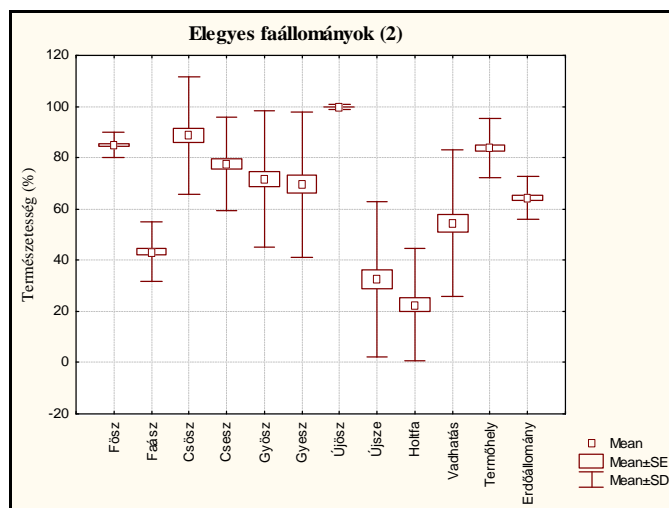
M25. táblázat – Az állományalkotó fajaj alapján képzett csoportok kritériumainak természetességi értékei



a.

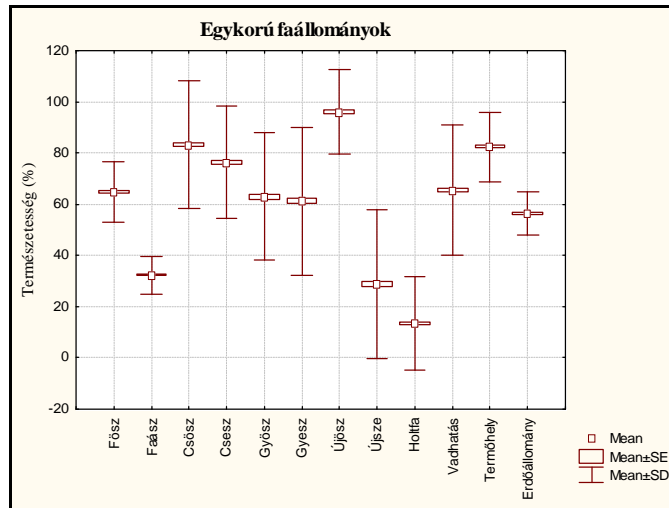


b.

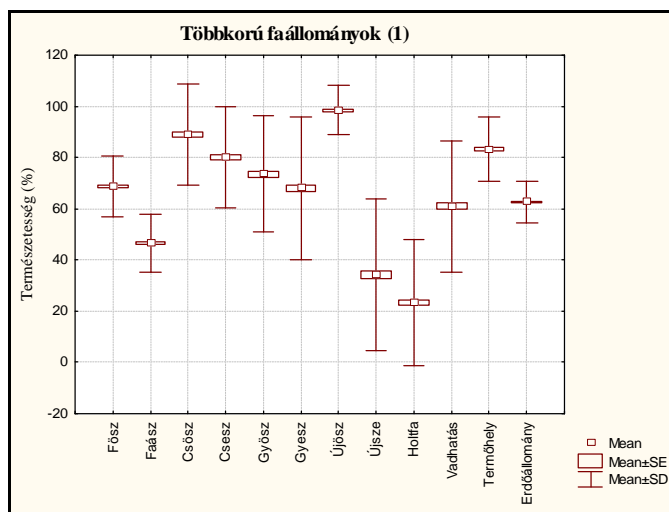


c.

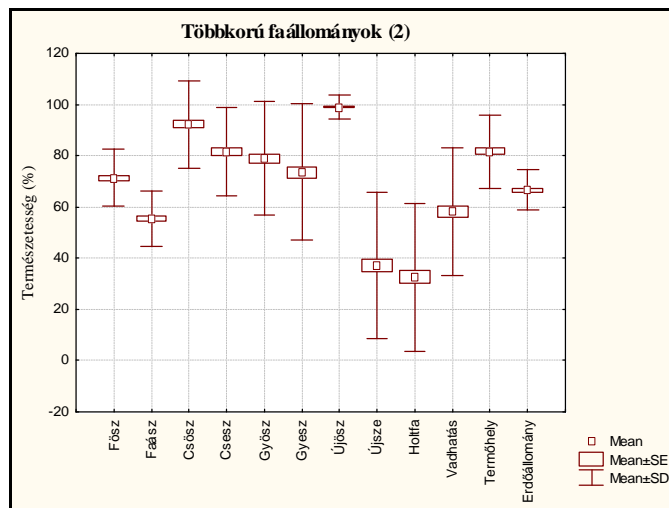
M26a-c. ábra – Az elegyetlen állományok (a.), az elegyes állományok (1. típus) (b.) és az elegyes állományok (2. típus) (c.) kritériumainak természetessége



a.

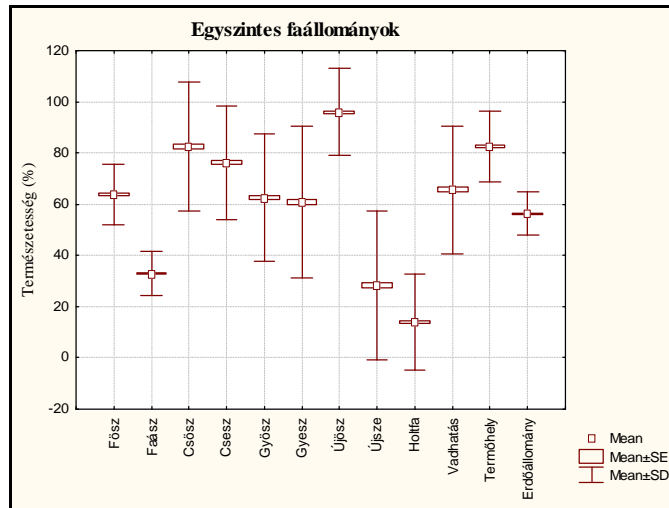


b.

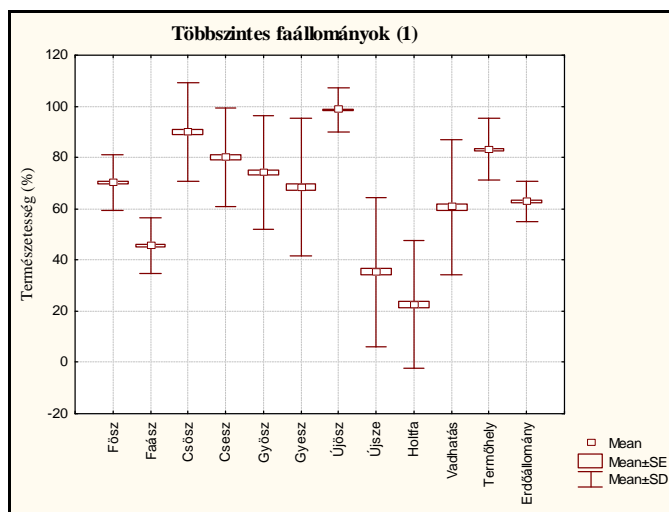


c.

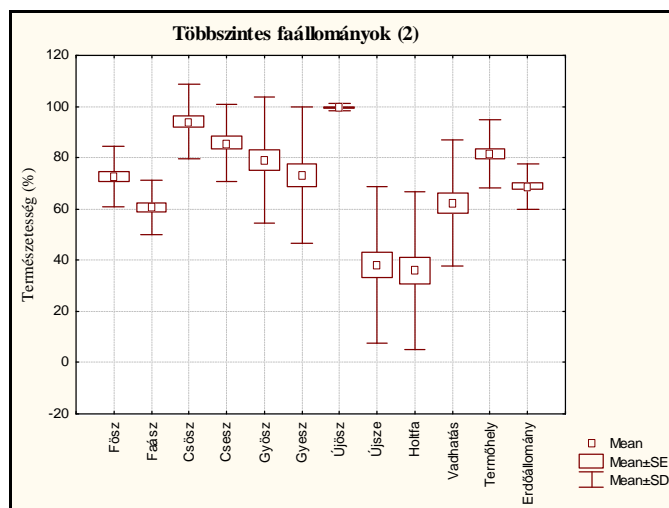
M27a-c. ábra – Az egykorú állományok (a.), a többkorú állományok (1. típus) (b.) és a többkorú állományok (2. típus) (c.) kritériumainak természetessége



a.

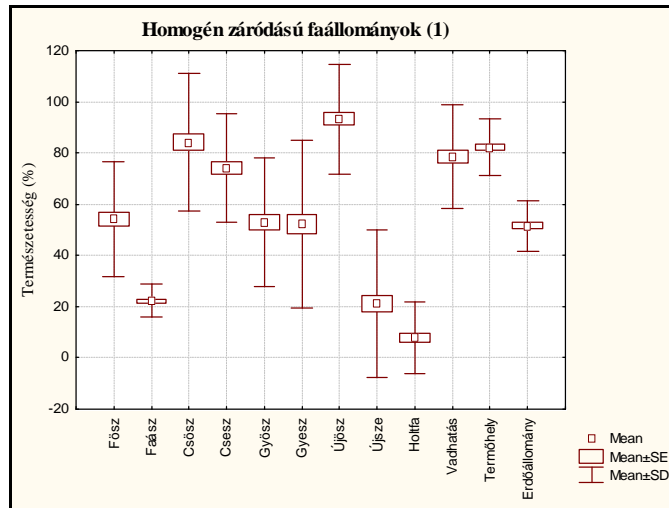


b.

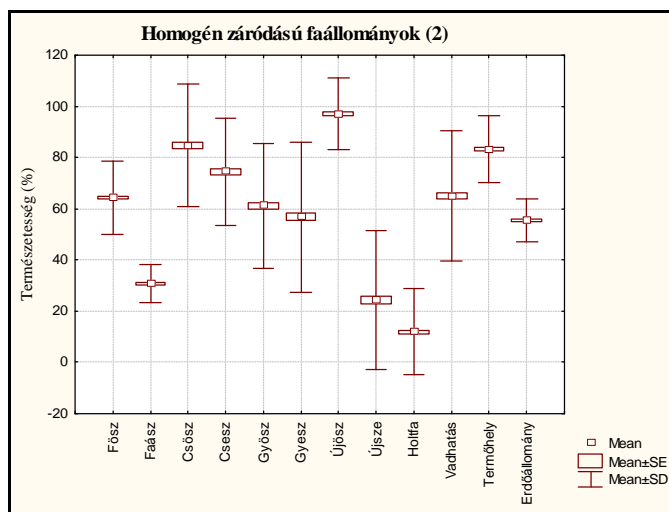


c.

M28a-c. ábra – Az egyszintes állományok (a.), a többszintes állományok (1. típus) (b.) és a többszintes állományok (2. típus) (c.) kritériumainak természetessége

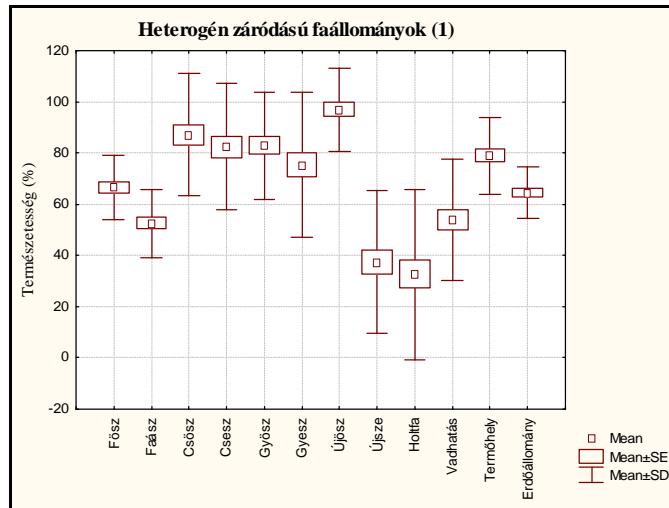


a.

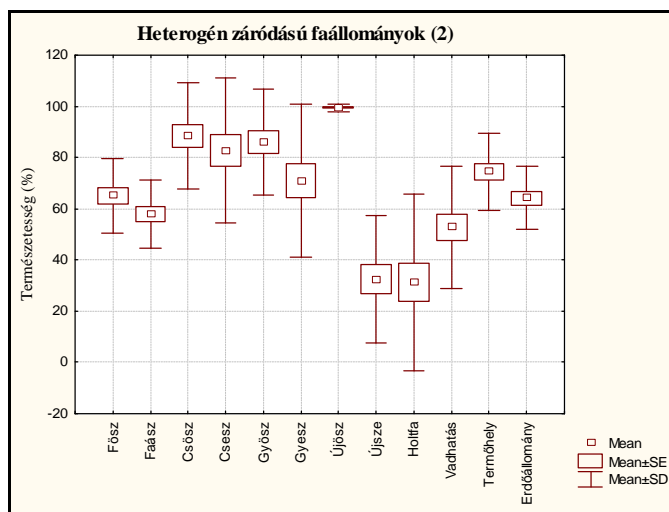


b.

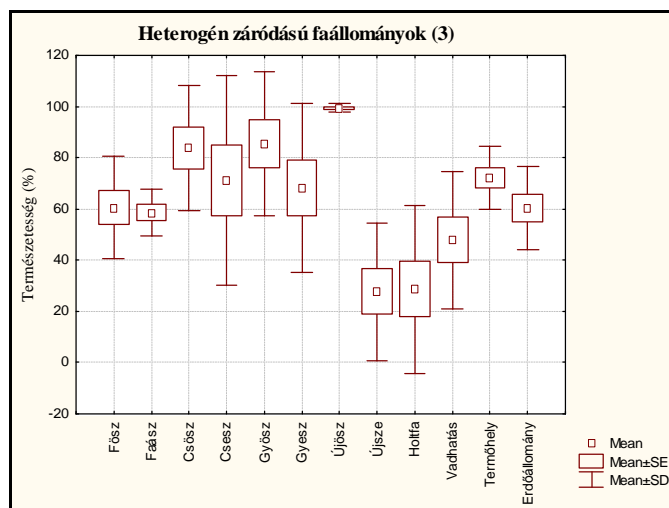
M29a-b. ábra – A homogén záródású állományok (1. típus) (a.) és (2. típus) (b.) kritériumainak természetessége



a.

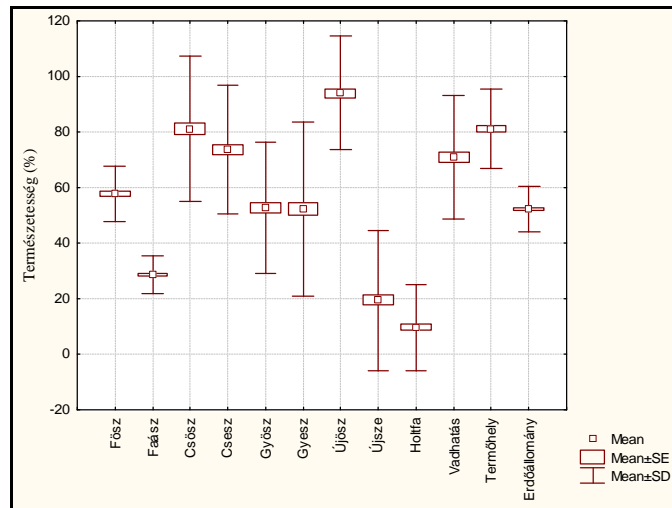


b.

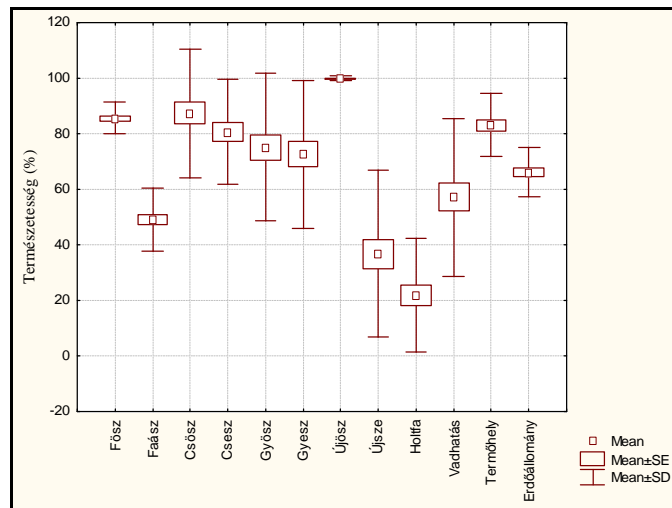


c.

M30. ábra – A heterogén záródású állományok (1. típus) (a.), (2. típus) (b.) és (3. típus) (c.) kritériumainak természetessége



M31. ábra – Az elegyetlen, egykorú, egyszintes faállományú erdőrészek kritériumainak természetessége



M32. ábra – Az elegyes, többkorú, többszintes faállományú erdőrészek kritériumainak természetessége

Indikátorok	Természetes fafajú állományok				Idegenhonos fafajú állományok			
	Indikátor - Állomány		Indikátor - Kritérium		Indikátor - Állomány		Indikátor - Kritérium	
	R	P	R	P	R	P	R	P
A1a	0,267	0,000	0,412	0,000	0,439	0,000	0,570	0,000
A1b	0,086	0,000	0,506	0,000				
A2a	0,259	0,000	0,446	0,000	0,479	0,000	0,541	0,000
A2b	0,258	0,000	0,384	0,000	0,337	0,000	0,446	0,000
A3	0,221	0,000	0,435	0,000	0,404	0,000	0,566	0,000
A4	0,062	0,004	0,171	0,000	0,136	0,006	0,013	0,795
A5	0,025	0,248	0,178	0,000	-0,126	0,011	-0,146	0,003
A6	0,339	0,000	0,667	0,000	0,227	0,000	0,463	0,000
A7a	0,239	0,000	0,500	0,000	0,283	0,000	0,521	0,000
A7b	0,086	0,000	0,171	0,000	-0,016	0,748	0,120	0,016
A8	0,098	0,000	0,157	0,000	0,125	0,012	0,297	0,000
A9	0,179	0,000	0,415	0,000	0,257	0,000	0,470	0,000
A11	0,245	0,000	0,526	0,000	0,336	0,000	0,579	0,000
A13	0,306	0,000	0,574	0,000	0,292	0,000	0,446	0,000
A14	0,315	0,000	0,518	0,000	0,203	0,000	0,440	0,000
A15	0,089	0,000	0,146	0,000	0,043	0,392	0,306	0,000
A16	0,045	0,036	0,106	0,000	0,036	0,467	0,060	0,232
A17	0,324	0,000	0,452	0,000	0,205	0,000	0,267	0,000
B4	0,534	0,000	0,852	0,000	0,494	0,000	0,644	0,000
B5	0,265	0,000	0,610	0,000	0,233	0,000	0,810	0,000
B6	0,165	0,000	0,391	0,000	0,144	0,004	0,437	0,000
B1	0,295	0,000	0,360	0,000	0,474	0,000	0,591	0,000
B2	0,203	0,000	0,346	0,000	0,350	0,000	0,446	0,000
B3a	0,391	0,000	0,843	0,000	0,529	0,000	0,862	0,000
B3b	0,366	0,000	0,757	0,000	0,478	0,000	0,814	0,000
B7	0,240	0,000	0,560	0,000	0,364	0,000	0,552	0,000
C2	0,291	0,000	0,549	0,000	0,375	0,000	0,687	0,000
C3	0,435	0,000	0,914	0,000	0,447	0,000	0,850	0,000
C1a	0,366	0,000	0,868	0,000	0,368	0,000	0,877	0,000
C1b	0,357	0,000	0,733	0,000	0,244	0,000	0,743	0,000
C4	0,289	0,000	0,673	0,000	0,403	0,000	0,721	0,000
C5	0,176	0,000	0,255	0,000	0,215	0,000	0,255	0,000
D3	0,222	0,000	1,000		0,106	0,034	1,000	
D1a	0,414	0,000	0,807	0,000	0,347	0,000	0,696	0,000
D1b	0,400	0,000	0,942	0,000	0,272	0,000	0,903	0,000
D2	0,421	0,000	0,591	0,000	0,404	0,000	0,543	0,000
A18	0,112	0,000	0,329	0,000	0,186	0,000	0,359	0,000
A19	0,438	0,000	0,710	0,000	0,313	0,000	0,492	0,000
A20	0,248	0,000	0,708	0,000	0,377	0,000	0,859	0,000
A21	0,243	0,000	0,698	0,000	0,372	0,000	0,855	0,000
A22	0,448	0,000	0,753	0,000	0,350	0,000	0,512	0,000
E1	0,045	0,034	0,334	0,000	-0,018	0,724	0,471	0,000
E2	0,132	0,000	0,695	0,000	0,182	0,000	0,629	0,000
E3	0,256	0,000	0,728	0,000	0,216	0,000	0,705	0,000
E4	0,075	0,000	0,579	0,000	-0,046	0,360	0,434	0,000
E5	0,154	0,000	0,510	0,000	-0,011	0,822	0,269	0,000
F1	0,157	0,000	0,505	0,000	0,225	0,000	0,403	0,000
F2	-0,023	0,276	0,570	0,000	0,055	0,272	0,422	0,000
F4	0,223	0,000	0,294	0,000	0,066	0,184	0,437	0,000
F5	0,101	0,000	0,331	0,000	0,180	0,000	0,406	0,000
F6	0,158	0,000	0,320	0,000	0,462	0,000	0,647	0,000
F7	0,001	0,969	0,171	0,000	-0,062	0,217	0,171	0,001
F8	0,372	0,000	0,334	0,000	0,379	0,000	0,338	0,000

M33. táblázat – Az indikátorok korrelációs koefficiense és szignifikanciája kritériumaik és az erdőállomány természetességi értékével

Jellemző	Erdőtermészetességi típusok									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Faállomány</i>										
Természetes fafajok aránya (%)	> 90	> 90	> 90	< 10	> 90	> 90	> 90	< 25	> 90	< 50
Idegenhonos fafajok aránya (%)	< 10	< 10	< 10	> 90	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	> 20
Termőhelyidegen fafajok aránya (%)	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	> 30
Korosztályok kódja ¹	1,52	1,70	1,91	1,18	2,05	1,87	1,65	1,12	3,17	1,96
Záródástartomány (%)	21,99	20,24	35,71	21,91	21,65	26,34	23,98	8,95	57,52	38,11
Záródásátlag (%)	83,22	84,24	75,72	82,16	85,53	81,43	82,85	6,96	63,36	75,36
Tisztások jelenlétének kódja ²	1,02	1,02	1,09	1,03	1,00	1,04	1,02	1,28	1,57	1,24
Faállomány szintjeinek kódja ³	1,26	1,43	1,56	1,09	1,66	1,43	1,37	1,03	1,71	1,60
Idős fák mennyisége (db/ha)	0,26	0,29	0,29	0,35	0,27	0,28	0,26	0,43	1,24	0,38
Lábon álló holtfa aránya (%)	2,36	2,96	2,09	1,70	3,75	3,14	2,63	0,20	6,31	3,04
Vastag álló holtfa száma (db/ha)	0,21	0,35	0,36	0,07	0,39	0,29	0,19	0,02	1,71	0,64
Vastag fekvő holtfa száma (db/ha)	0,27	0,40	0,43	0,07	0,51	0,45	0,24	0,04	2,01	0,76
<i>Cserjeszint</i>										
Cserjeszint borítástartománya (%)	30,27	26,79	61,13	26,08	29,01	32,84	37,17	33,65	54,46	42,04
Cserjeszint borításátlaga (%)	27,21	26,79	41,11	27,69	22,45	29,47	34,17	58,52	40,39	23,89
Idegenhonos cserje- és fafajok arányának kódja ⁴	1,23	1,24	1,53	2,17	1,26	1,43	1,42	1,59	1,37	1,22
Nitrofil cserje- és fafajok arányának kódja ⁵	1,50	1,49	1,77	2,33	1,27	1,66	1,60	1,55	1,52	1,29
<i>Gyepszint</i>										
Gyepszint borítástartománya (%)	36,46	35,01	50,37	29,64	20,77	41,63	33,80	35,59	60,16	53,73
Gyepszint borításátlaga (%)	42,08	45,13	38,94	46,84	8,00	42,10	32,35	58,78	47,80	28,96
Kísérőfajok meglétének kódja ⁶	2,72	2,60	2,48	3,60	3,34	2,62	2,84	3,13	2,00	2,69
Gyom- és/vagy nitrofil fajok borításaránya (%)	21,25	25,62	21,24	65,06	18,16	24,51	16,54	59,26	19,35	25,38
Mohaszint borítástartománya (%)	1,44	1,98	2,48	2,40	1,15	1,69	2,34	0,48	4,83	69,96
Mohaszint borításátlaga (%)	0,75	0,93	1,01	0,95	0,49	0,95	1,23	0,24	1,70	29,47
<i>Újulat</i>										
Újulat borítástartománya (%)	13,80	18,62	42,92	7,70	10,63	18,62	14,57	22,83	24,21	19,73
Újulat borításátlaga (%)	9,79	13,72	25,06	5,96	5,61	14,17	9,07	38,03	14,42	10,04
Idegenhonos újulat aránya (%)	4,78	7,04	10,80	31,74	5,23	9,74	8,15	7,76	7,13	3,24

Vadhatás										
Gyepszint rágásának kódja ⁷	1,40	1,43	1,59	1,30	3,90	1,66	1,60	1,34	1,98	1,27
Alomszint károsításának mértéke (%)	6,82	7,47	10,43	6,83	59,16	11,00	11,56	3,46	17,03	6,80
Termőhely										
Másodlagos erózió kódja ⁸	-0,09	-0,09	-0,20	-0,09	-0,43	-0,22	-0,17	-0,07	-0,40	-0,18
Erózió mértékének kódja ⁹	1,28	1,25	1,59	1,17	1,97	1,54	1,44	1,20	2,02	1,38
Talajréteg-keveredés kódja ¹⁰	-0,02	-0,01	-0,01	-0,22	-0,02	-0,05	-0,04	-0,14	-0,02	-0,09
Mikroélelőhelyek számának kódja ¹¹	1,42	1,54	1,65	1,15	1,64	1,62	1,59	1,22	2,33	1,49
Erdőrészletek száma (db)	570	540	301	349	88	238	316	152	223	45

M34. táblázat – Az erdőtermészetességi típusok fontosabb jellemzői (a számértékek csoportátlagokat jelentenek)

Jelmagyarázat (a kódok részletes értelmezését a Függelék 6. tartalmazza):

- 1: 1 – egy korosztály, 2 – két egymáshoz közeli korosztály, 3 – két egymástól távoli korosztály, 4 – három vagy több egymáshoz közeli korosztály, 5 - három vagy több egymástól távoli korosztály
- 2: 1 – igen, 2 – nem
- 3: 1 – egyszintes, 2 – kétszintes, 3 – három- vagy többszintes
- 4: 1 – 0 %, 2 - < 10 %, 3 – 10-50 %, 4 - > 50 %
- 5: 1 – 0 %, 2 - < 10 %, 3 – 10-50 %, 4 - > 50 %
- 6: 1 - nagyszámban vannak meg, 2 – megvannak, 3 – csak szórványosak, 4 – hiányoznak
- 7: 1 – nincs, 2 – kevés, 3 – sok, 4 – teljes
- 8: 0 – hiányzik, -1 – létezik
- 9: 1 – 0 %, 2 - < 10 %, 3 – 10-50 %, 4 - > 50 %
- 10: 0 – hiányzik, -1 létezik
- 11: 1 – nincs, 2 – kevés, 3 – sok

Fejlesztési cél típusa		Természetvédelmi prioritások	Fahasználat	A fejlesztési cél elérése érdekében a beavatkozások intenzitása	Fejlesztési cél
integratív	TERMÉSZETES FELÚJÍTÁS: A természetes újulat támogatása.	folyamatvédelem, erőforrásvédelem	van	csekély-közepes	természeteszerű gazdasági erdő
	MESTERSÉGES FELÚJÍTÁS, ÁLLOMÁNY- ÁTALAKÍTÁS: A természetes újulat eltávolítása, mesterséges felújítás.	erőforrásvédelem	van	magas	természeteszerű gazdasági erdő
	ERDŐTELEPÍTÉS: Új erdő létesítése.	erőforrásvédelem	van	közepes-magas	természeteszerű gazdasági erdő
szegregatív	ERDŐTELEPÜLÉS: Új erdő létesülése.	folyamatvédelem, faj- és biotópvédelem	nincs	nincs beavatkozás	„őserdő”
	ÁLLOMÁNYMEGŐRZÉS: A természetes újulat szelektív támogatása, történeti gazdálkodási formák megtartása.	faj- és biotópvédelem, kultúrtörténeti érték védelme	(van)	közepes-magas	„örökerdő”
	TERMÉSZETES ERDŐ: Közvetlen beavatkozást nélkülöző típus.	folyamatvédelem, faj- és biotópvédelem	nincs	nincs beavatkozás	„őserdő”

M34. táblázat – Az integratív és szegregatív fejlesztési célok tipizálása különböző természetvédelmi prioritások és a beavatkozások intenzitása alapján (ZERBE, 1998 nyomán módosítva és kiegészítve)

M35a-f. táblázat – A természetesség értékelése védettség, erdőformák, használati módok szerint

M35a. táblázat – Védett természeti területek erdei I.

		Természetvédelmi terület	Tájvédelmi körzet	Nemzeti park
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • A természetes erdődinamika zavartalan részzszakaszai • A fák magas életkora • Termőhelynek megfelelő fafajok • Jó habitat-feltételek az öreg állományok konzervatív fajainak • Finom struktúrák 	<ul style="list-style-type: none"> • Általában a termőhelynek megfelelő őshonos fafajok dominálnak • Többnyire nagy, összefüggő terület • Bizonyos fajokra nézve előnyösek a vágásterületek és a fiatal állományok 	<ul style="list-style-type: none"> • Teljes fejlődési ciklus irányítatlan dinamikával • Famatuzsálemek is találhatóak • Katasztrófa- és összeomlási területek is vannak • Jelentős holtfa-kínálat • Természetes strukturáltság és természetes sokféleség megléte • Sok mikroélőhely és finom szerkezeti elem található • Nagy területen túlnyomórészt erdőbelső klíma uralkodik • Csekély a fragmentálódás
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • Kicsi a terület nagyság • Az élőlényekben gazdag összeroppanási szakasz kiesik • Csekély a holtfa-kínálat • A fényigényes katasztrófa-fajok háttérbe szorulnak 	<ul style="list-style-type: none"> • A természetközeli erdőgazdálkodást csak részben alkalmazzák • Csekély a holtfa-kínálat • A gazdálkodás a fontos habitat-rekvizitumokra nincsen tekintettel, kevés a famatuzsálem, stb. 	<ul style="list-style-type: none"> • Kis területnél vagy elszigeteltségnél a folyamatok csak feltételesen természetközeli módon futnak, mivel a fajkészlet nem teljes • Nem kellő terület nagyságnál a fauna kiteljesedése nem lehetséges • Helyenként a turizmus miatt nagy a zavarás

M35a. táblázat (folytatás) – Védett természeti területek erdei II.

		Erdőrezervátum	Bioszféra-rezervátum	Vadon-terület
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • Hosszú idejű, irányítatlan dinamika • Termőhelytipikus vegetáció természetközeli struktúrákkal • Holtfa-kínálat • Különleges struktúrák megléte • A lombkoronaszint egyedeinek természetközeli koreloszlása • Famatuzsálemek megléte • Természetközeli erdőállomány-klíma • A talajképződés hosszú idejű állandósága 	<ul style="list-style-type: none"> • A magterületen irányítatlan dinamika • Famatuzsálemek is előfordulnak • Holtfa-kínálat • Termőhelynek megfelelő őshonos fafaj-változatosság • Nagy struktúrdiverzitás és kontrasztgazdag mintázat a környező területektől való elhatárolódás miatt 	<ul style="list-style-type: none"> • Az erdőfejlődés irányítatlan dinamikája • Az egykor antropogén módon alakított vegetáció autogén regenerációja • Többnyire öreg fák is vannak • Holtfa-kínálat • A korhadékfa- és talajképződés zavartalan állandósága • Finom struktúrák gazdag tárháza • Kedvező habitatok a xylobionták és a katasztrófa-területek fajai számára
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • A többnyire kis területnagyságok miatt a folyamatok csak feltételesen természetközeli • A nagyobb gerincesek (speciális herbivórák, nagy területigényű fajok) számára nem elegendő élettér • Többnyire izolációs effektusok lépnek fel 	<ul style="list-style-type: none"> • Gazdasági területen belül a magterület sziget helyzetben van • A területnagyság és a beágyazottság miatt fragmentációs problémák lépnek fel • A kisterületű magterület miatt hiányzik az erdőbelső-klíma, valamint az erdőfelújulási ciklusok reprezentatív szakaszai 	<ul style="list-style-type: none"> • A „másodlagos őserdők” esetében viszonylag csekély természetközelség várható el a fafajösszetétel, holtfa, talajképződés és korosztály-eloszlás tekintetében • Kis területen nagy fajkicserélődés várható az erdőfejlődés dinamikája miatt, egészen a veszélyeztetett fajok visszaszorulásáig

M35b. táblázat – Történeti erdőformák és használati módok

		Sarjerdő	Középerdő	Legelőerdő	Paraszti erdő
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • Pionír fás növények és vágásnövényzet • Termőhelynek megfelelő fa- és cserjefajok • Sok elegyfaj és cserjefaj • Ápolásmentes növekedés • Részbeni szintezettség a cserjeszint segítségével • Erdőszegély- és fényigényes fajok akkumulálódhatnak 	<ul style="list-style-type: none"> • A túltartott egyedek magas életkora • Az erdőfejlődési fázisok sokfélesége • Termőhelynek megfelelő fajgazdag lombfaelegy • Szerkezeti gazdagság • Optimális habitat-struktúra a mellékállomány felújulási fázisában minden szint fajai számára • Magas életkor a fáknál • Részben nagy holtfa-kínálat • Fényigényes fafajok kerülnek előtérbe 	<ul style="list-style-type: none"> • Nagyon magas életkor is lehetséges egyes faegyedeknél • Az erdőfoltokban irányítatlan dinamika érvényesülhet • A késői regenerációs fázisok és azok elemei is megőrződnek • Struktúr-gazdagság: élőhely-komplexek alakulnak ki átmenetekkel és szegélyekkel • Famatuzsálemek megléte • Napsütötte foltok is vannak • Holtfa-kínálat is van • Faj- és táplálékgazdagság (pl. sokféle termés) • Nagy termőhelyi diverzitás (foltosság): pl. nyomok, fekvések, legelések, nem terhelt területek, talajsebzések és vizenyősödések 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulat • Dinamikus kibontakozás minden korosztályban • Eltérő növekedési formák • Termőhelynek megfelelő őshonos fafaj-összetétel • A kisterületű használatok miatt a talajképződés állandósága • Minden szintben nagy fajgazdagság • A cserjék és az elegyfajok megtartása • Többnyire fajgazdag erdőszegélyek is vannak • Kellő szintezettség • Odvas fák és fészkelésre alkalmas fák megmaradása
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • Rövid élettartam, a hosszú életű erdőállományok visszaszorítása • A fafaj-összetételben mesterséges szelekció van • A fatérfogat teljes eltávolítása • Hiányzik a holtfa vagy az öreg fa • Nincsen vastag fa • Strukturális szegénység 	<ul style="list-style-type: none"> • A mellékállomány visszavetése a rövid vágásforduló miatt • Rendszeres újulat tuskósarjakkból • A fafaj-összetétel többnyire használatfüggő • Részben nagy záródás • Nincs erdőbelső-klíma • Markáns fafaj-szelekció 	<ul style="list-style-type: none"> • Jelentős szelekciós nyomás a fafaj-sokféleségre • Egyes fajok (pl. tölgyek) előtérbe helyezése • Tápanyag-vesztés, talajerózió • Erdő-megsemmisülés • Érzékeny virágos növények és fiatal fák veszélyeztetése (rágás, hántás, dörzsölés, taposás következtében) → erőteljes szelekció • Eutrófizálódás a delelő- és éjszakázó helyeken 	<ul style="list-style-type: none"> • Nagy útsűrűség • Száradék, holtfa alig van • Famatuzsálemek alig vannak • A rendszeres belenyúlások miatt hosszabb nyugalmi időszak nincs • Az árnytűrő és árnyaló fafajok dominanciája miatt a fényigényes növény- és állatfajoknak alig van élettere • Kiélt talajvegetáció (alomszedés, makkoltatás stb.)

M35c. táblázat – Rendszeres erdőfenntartási formák I.: Erdőgazdálkodási és –kezelési módok

		Ültetvényyszerű fatermesztés	Természetközeli erdőgazdálkodás	Természetvédelmi erdőkezelés
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • A faállomány megléte 	<ul style="list-style-type: none"> • Felújulási dinamika • Természetes öngyérülés • A fák magas életkora • Holtfa jelenlét • Finom struktúrák megléte • A talajéletet megőrzése • A nagyterületű erózió, kopárosodás, árvizek megakadályozása • Az erdei mikroklíma megőrzése • Megmaradhatnak a termőhelyhez alkalmazkodott fafajok populációi • A korosztályok kisterületű mozaikossága • Elegyfajok jelenléte • Ökológia folyamatok használata 	<ul style="list-style-type: none"> • Az erdei ökoszisztémák dinamikájának fenntartása • A természetes erdőtársulások állományainak megtartása vagy visszaállítása • A fák magas életkora • Holtfa jelenlét • Finom struktúrák megléte • A talajéletet megőrzése • A nagyterületű erózió, kopárosodás, árvizek megakadályozása • Az erdei mikroklíma megőrzése • Megmaradnak a termőhelyhez alkalmazkodott fafajok populációi • A korosztályok kisterületű mozaikossága • Odvas fák, sarjcsokrok megléte • Elegyfajok jelenléte • Ökológiai folyamatok védelme
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • Termőhelyidegen, tájidegen és nemesített fafajok kiterjedt alkalmazása • Alacsony vágáskor • Mesterséges felújítás • Gyakori erdészeti beavatkozások • Holtfa-hiány 	<ul style="list-style-type: none"> • Részben termőhelyidegen és tájidegen fafajok jelenléte • Beszűkülés a gazdaságilag fontos fafajokra • Örökerdő (a záróstadium) fenntartása 	<ul style="list-style-type: none"> •

M35d. táblázat – Rendszeres erdőfenntartási formák II.: Üzem módok

		Vágásos üzem mód	Szálalásos üzem mód	Örök erdő
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • Bolygatásnak kitett szabad területek • Részben szabad növekedési dinamika • Erdőtömb-felszakadások • Húsos termésű cserjék elszaporodása • Vágásnövényzet megléte 	<ul style="list-style-type: none"> • Dinamikus belső struktúra • Öreg fák megléte • Jelentős színezettség • Természetes újulatra alapoz • Termőhelynek megfelelő fafaj-elegyedés • Optimális biotóp az öreg fák lakóinak • A habitat-kínálat és az erdőbelső-klíma hosszú idejű állandósága 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulaton alapul • A fák magas életkora • A strukturális felépítésben nagy cserélődés • Termőhelynek megfelelő fafaj-elegyedés • Részben szétesési fázis és holtfa • Optimális biotóp az öreg fák lakóinak • A habitat-sokféleség hosszú távú állandósága
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • Rövid(ebb) vágásforduló • Nagy, homogén területek kialakulása • Sztereotip erdőfelújítás • A pionír vegetációt visszaszorítják • Szabályos előhasználatok • A termőhelyi diverzitás nivellálása • Struktúr- és fajszegénység • Egyformaság • Magas záródás • Részben rövid, gyenge koronák • Kevés holtfa-kínálat • Gyakran nem őshonos és /vagy termőhelyidegen fafajok és genetikailag elszegényített szaporítóanyag alkalmazása 	<ul style="list-style-type: none"> • Részben nagy útsűrűség • Állandó belenyúlások • Kevés holtfa • A természetes erdőfejlődés és bélyegei elnyomása • A nyílt (szabad) terület képződés és a fényigényes fajok elnyomása • Az erdőtalaj részben nagy árnyalása • Extrém esetben kevés fontos fafajra való korlátozódás • A xylobionták részére semmi élettér 	<ul style="list-style-type: none"> • A konkurrenca-viszonyok lehetővé teszik, hogy bizonyos tájidegen fafajok egy bizonyos dominanciát elérjenek • Semmilyen nagytestű herbivort nem tolerál • Nagyobb nyílt területek képződését elkerüli

M35e. táblázat – Rendszeres erdőfenntartási formák III.: Vágásmódok (a vágásos üzemmódon belül)

		Tarvágás	Tarvágásos felújítóvágás	Fokozatos felújítóvágás	Szálalóvágás
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • A csemeték nem sérülnek a véghasználat során • Katasztrófa-területet imitál • A bolygatásokhoz szokott élőlények elszaporodásának kedvez 	<ul style="list-style-type: none"> • Katasztrófa-területet imitál • A bolygatásokhoz szokott élőlények elszaporodásának kedvez • Természetes újulatra alapoz • Nagymennyiségű újulat • Pionír fajok elszaporodhatnak • Az erdőtalaj kevésbé károsodik 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulat • Elegyfák és szilvikol fajok megmaradhatnak • Az erdőtalaj kevésbé károsodik • Nagymennyiségű újulat • Részben természetes kiválogatódás • Nincs idegenhonos és termőhelyidegen fafaj 	<ul style="list-style-type: none"> • Hosszú felújítási ciklus • Természetes újulat • Elegyfák és szilvikol fajok megmaradhatnak • Az erdőtalaj kevésbé károsodik • Nagymennyiségű újulat • Részben természetes kiválogatódás • Az állományklíma megmarad • Nincs idegenhonos és termőhelyidegen fafaj • Az öreg(ebb) állományfoltokat igénylő fajoknak megvan a folyamatosság
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • Az állományklíma megszűnik • Erős talajbolygatás • Elegyfák rendszerint hiányoznak • Nincs természetes újulat • Sematikus ültetési hálózat • Kicsi a csemeteszám • A zárterdei fajok visszaszorulnak, vagy eltűnnek • Idegenhonos és termőhelyidegen fajok csemetéi is alkalmazásra kerülhetnek 	<ul style="list-style-type: none"> • Az állományklíma megszűnik • Elegyfák rendszerint hiányoznak • A zárterdei fajok visszaszorulnak, vagy eltűnnek • Hiányzik a holtfa 	<ul style="list-style-type: none"> • Egy magtermésre alapoz • Nagy területet érint • Rövid felújítási ciklus • Kevés a holtfa • Az öreg állományokat igénylő fajoknak nincs meg a folyamatosság 	<ul style="list-style-type: none"> • Kevés holtfa • A természetes erdőfejlődés és bélyegei elnyomása • Extrém esetben kevés fontos fafajra való korlátozódás • A xylobionták részére semmi élettér • Pionír fajok hiányoznak

M35f. táblázat – Rendszeres fenntartási formák IV.: Bontásmódok

		Ernyős (egyenletes) bontás	Sávós, szegélyes és vonalas bontás	Csoportos és lékes bontás
Természetesség értékelése	Pozitív	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulat • A túltartott egyedek magas életkora • Nincs talajfelszín szabadon hagyás • Erősen korhadt fák is lehetnek • Részben nagyon öreg hagyásfák is vannak • Termőhelyálló újulat található 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulat sávós korcsoportokban • Nincs nagyterületű beavatkozás • Az erdőbelső-klíma részben megmarad • Jól benapozott nyílt erdőszegély • Gazdag mintázat • Szakaszos korosztály-megoszlás • Ideális beszálló, ülő és vadászó helyek (főleg madaraknak) 	<ul style="list-style-type: none"> • Természetes újulat csoportokban • Kisterületű benapozások • A felújulási foltokban többnyire autogén differenciálódás • Nincs térbeli rend • Elegyes és vegyes korú erdő keletkezik • Jelentős mozaikosság az öreg állomány és a lék szoros szomszédsága miatt • Az átmeneti (befalazott) zónákban az erdei fák érdekes strukturális felépítése és korosztály-széthúzódomása
	Negatív	<ul style="list-style-type: none"> • A felújítási mód csak kevés fafaj számára kedvező • A felferődő újulat nivellálódik • Nagy a kárrizikó az idős állomány destabilizálódása miatt • Erdőklíma elvesztése • A termőhelyi mozaikot nem veszi figyelembe • Az újulat gyors felnövekedése kifejezett mintázat nélkül • Holtfa alig • Többnyire fajszegény utódállomány 	<ul style="list-style-type: none"> • Nagy kárrizikó az új belevágásoknál • Jelentős és mélyreható szegélyhatás • Holtfa alig • Térbeli rend • Az idős korosztályban többnyire csekély fafaj-diverzitás • A szegélyek gyors átalakítása miatt gyors fajkicserélődés • Famatuzsálemek hiányoznak 	<ul style="list-style-type: none"> • Behatárolt fafaj-sokféleség • Holtfa alig • A fényigényes vágásnövényzet kiiktatása • Famatuzsálemek hiányoznak • Holtfa alig • Az ernyő alatt (bontóvágás) csak kevés fafaj újul

FÜGGELÉK

1. Projektleírás
2. Felvételi jegyzőkönyv
3. A felvételi jegyzőkönyvek kitöltési útmutatója
4. A kultúrerdők kijelölésének és felvételezésének szempontjai
5. A felvételi jegyzőkönyvek adatainak ellenőrzése
6. Értékszámok rendelése a terepi adatokhoz (a természetességi változókhoz) – 1. szint
7. A változók súlyozása és a változócsoportok számítása – 2. szint
8. Az erdőrészek természetességi mutatójának számítása – 3. szint
9. A 2. szintben számított természetességi mutatók elméleti minimum és maximum értékei
10. A 3. szint súlyértékei

Függelék 1. – Projektleírás

Szakértők: ASZALÓS RÉKA, BARTHA DÉNES, BODONCZI LÁSZLÓ, BÖLÖNI JÁNOS, KENDERES KATA, ÓDOR PÉTER, STANDOVÁR TIBOR, SZMORAD FERENC, TÍMÁR GÁBOR

Felmérők: A Széchenyi-terv megvalósításán ügyködő terepbotanikusok és erdészek egy része.

A projekt célja: A magyarországi erdők természetességének becslése (1) egy folytonos skálán, (2) országosan reprezentatív mintavétel alapján, (3) több (faállományra, cserjeszintre, gyepszintre, újulatra, vadhatásra, termőhelyre vonatkozó) indikátor kvantitatív felhasználásával. A vizsgálat alapján:

I. Rögzíteni szeretnénk az ezredforduló erdeinek természetességi állapotát.

II. Választ szeretnénk adni az alábbi kérdésekre:

1. Milyen a magyarországi erdők természetessége összességében, illetve kritérium csoportok (faállomány, cserjeszint, gyepszint stb.) szerinti bontásban?
2. Milyen az erdőgazdasági tájcsoportok és tájak erdeinek természetessége?
3. Milyen az egyes természetszerű erdőtársulás-csoportok és a kultúrállományok természetessége?
4. Hogyan befolyásolják a természetességet a különböző gazdálkodási módok és a termőhelyi sajátosságok?
5. Milyen az egyes kritérium-csoportok szerepe a természetességi állapot jelenlegi szintjében?

További vizsgálatok segítségével keressük a választ az alábbiakra:

6. Hogyan változik a korosztályok során a természetesség?
7. Függ-e a természetesség az állományok (erdőrészek) nagyságától?
8. Függ-e a természetesség a kezelések típusától?

III. Fejlesztetni szeretnénk a természetesség vizsgálati módszerét.

IV. Az erdők gazdálkodásával, védelmével kapcsolatos gyakorlati ajánlásokat szeretnénk megfogalmazni.

Felvételi objektumok: fa(erdő)állományok, melyek a gazdálkodásba vonás következtében az erdőrészekkel helyettesíthetők. Minden erdőrészeletről külön adatlapot töltünk ki.

A hipotetikus természetes erdőkép: mivel a vizsgálat a hazai erdők természetességének értékelését tűzte ki célul, bevezetésként szeretnénk megfogalmazni azt a hipotetikus természetes erdőképet, amit a hazai erdőtípusok esetében referenciának tekinthetünk. E nélkül a feltett kérdések pl. „Milyen a magyarországi erdők természetessége?” nem megválaszolhatók. Az őserdőkép nehéz meghatározhatósága ellenére tisztázni kell, hogy mi a vizsgálat szempontrendszere, vagyis milyen sajátosságok milyen állapotai növelik szemünkben a természetességet.

A természetességet növelő illetve csökkentő biológiai sajátosságokat az határozza meg, hogy az erdő képe mennyire hasonlít az adott termőhelyen általunk feltételezett természetes erdőképhez. E természetes erdőképről azt feltételezzük, hogy emberi hatásoktól mentesen, a természetes erdődinamikai folyamatok során alakul ki. Mivel vizsgálataink alapegységei erdőrészek (3-10 ha kiterjedésben), a természetes erdőkép állomány szintű sajátosságaihoz viszonyítunk, és a táji léptékű vonatkozásaitól eltekintünk (ami a vizsgálat használhatóságát korlátozza). Jelen esetben ehhez viszonyítjuk erdeink természetességi állapotát. A természetesség nem közvetlenül mutatja az erdő érintetlenségét, hanem megpróbáljuk olyan mesterséges, folytonos változóként definiálni, amit az erdő kompozicionális és szerkezeti sajátágaiból vezetünk le.

A felvételezés menete: A termőhelyi jellemzők, a környező állományok, termőhely-növényzet analógiák, diagnosztikai fajok (ill. fajkombinációk) és indikatív termőhelyi kombinációk, valamint a rendelkezésre álló egyéb információk (pl. vegetációtérkép) alapján nevesíteni kell a **potenciális természetes erdőtársulást**. Ez alatt azt a záró (klimax vagy szubklimax) erdőtársulást értjük, amely a jelenlegi (aktuális) termőhelyi feltételek mellett, az antropogén hatások kizárásával az adott területre „odaképzelt” (elméleti konstrukció). Ennek adott korú állapotával (fázisával) vetjük össze az aktuális vegetációállapotunkat úgy, hogy szintenként elemezzük a jellemzőket. Mivel a természetességnek ez statikus megközelítése, ezért a **természetes erdődinamika** állomány szintű jellemzőinek vizsgálatával egészítjük ki azt.

Megjegyzés: Valójában az őserdőt kellene összehasonlítási alapnak venni, de erről (még) keveset tudunk, s az összehasonlításnak módszertani akadályai vannak. Az őserdőkép nehezen vagy nem standardizálható (legfeljebb különböző állapot- vagy folyamatjellemzők eloszlási görbéivel), így az összehasonlítás is problémás, mert nem tudjuk megmondani, hogy hogyan kell kinéznie az „etalon” vegetációképnek. Hangsúlyozni kell azt is, hogy a potenciális természetes erdőtársulás és a természetes erdődinamika állományszintű jellemzői alapján konstruált viszonyítási alap nem öreg, meglehetősen egykorú, ritka, védett fajokban bővelkedő erdőt jelent.

Különleges esetek:

- A potenciális természetes társulás nem erdő, de a területen faállomány áll. Ezt minden esetben jelezzük a potenciális erdőtársulás rovatban. Ebben az esetben nincs viszonyítási alapunk (erdőképünk), csak az abszolút mutatók alapján értékelünk.
- Az erdőrészletben nem a potenciális természetes erdőtársulás záró stádiuma figyelhető meg, hanem a termőhelyre jellemző természetes szukcesszió iniciális vagy átmeneti stádiuma. Ebben az esetben a rendelkezésre álló szempontokból csak azokat vesszük figyelembe, amelyekre válasz adható, s a megjegyzésben külön szöveges jellemzést adunk.
- Amennyiben egy erdőrészletben két (vagy több) potenciális erdőtársulás is fölismerhető (nem jól húzták meg a határokat, ez (főleg hegyvidéken) gyakori eset lehet), úgy értelemszerűen a társulások állományfoltjaira külön-külön felvételi lapot kell kitölteni abban az esetben, ha a folt(ok) területe meghaladja az erdőrészlet területének 10 %-át. Ha az eltérő állománytípus területaránya 10 %-nál kisebb, akkor azt nem kell elkülöníteni, külön felvételi lapon leírni.
- Előfordulhat, hogy egy erdőrészleten belül nem állapítható meg csak egy potenciális természetes erdőtársulás, mert a részlet két vagy több társulás átmenete és / vagy mozaikja. Ekkor a területrészesedés sorrendjében kell őket feltüntetni.

A mintaterületek kijelölésének elvei

A kiinduló adatokat, a fő típusok területét BÖLÖNI (2001) számításai alapján vettük. A súlyszámok megállapításánál becslést alkalmaztunk, amely a főtípusokon belüli típusok számán, területi eloszlásán alapszik elsősorban.

Főtípus	Terület (eha)	Súlyszám	Mintaterületek száma
Természetszerű erdők	700	6	1950
Átmenetek	350	4	660
Kultúrerdők	800	1	390
Összesen	1.850		3000

A természetszerű erdők és az átmenetek mintaterületeinek (erdőrészleteinek) kijelölése az Országos Erdőállomány Adattár alapján történik véletlen mintavétellel. A leválogatásnál még kritériumként szabtuk, hogy az erdőrészletek területe 3-10 ha között legyen, alkalmazkodván az Erdőtervezési Útmutató előírásaihoz.

A kultúrerdők esetében a mintaterületek száma a típusok területaránya és heterogenitásukat figyelembe vevő szorzó alapján lett megállapítva. (Felvételezésüket lásd külön útmutatóban.)

Típus	Kultúrállomány részarány (%)	Szorzó	Mintaterületek száma
Akácosok	43,6	0,75	126
Nemesnyárasok	16,0	1,00	62
Kultúrfenyvesek	31,1	1,40	166
Egyéb kultúrerdők	9,3	1,00	36
Összesen	100,0		390

Függelék 2. – JEGYZŐKÖNYV
erdőrészletek természetességének megállapításához

Felvételező neve:		Dátum:	
Erdőgazdasági táj:		Község:	
Tag:	Erdőrészlet:	Terület (ha):	
Potenciális természetes erdőtársulás:			

lejtőszög (től-ig): kitettségek: talajtípus: termőréteg vastagsága:

A. Lombkoronaszint

- 1.* Természetes 5% feletti elegyarányú fajok(ok) aránya(i):%%%
.....%%%%%%
- 2.* Az 5% alatti elegyarányú természetes elegyfák aránya:%
- 3.* Az idegenhonos fajok(ok) aránya:%
- 4.* Nemesített őshonos fajok(ok) fajtájának(inak) aránya:%
- 5.* Termőhelyidegen, de őshonos fajok(ok) aránya:%
6. Az állomány jól láthatóan **kb. egy korosztályból két, egymáshoz közeli korosztályból két, egymástól távoli korosztályból három v. több egymáshoz közeli korosztályból három v. több egymástól távoli korosztályból áll.**
- 7.* A lombkoronaszint záródása (től-ig/átlag):-...../.....%
8. Vannak-e 100 m²-nél nagyobb tisztások? **igen nem** Összes kiterjedésük: <20% >20%
9. Vannak-e 50 %-os záródás alatti foltok? **igen nem** Összes kiterjedésük: <20% >20%
10. A záródáshiány oka: **erdészeti beavatkozás természetes bolygatás**
11. Az állomány záródás szerinti mozaikossága: **nagyszámú, eltérő záródású állományfolt néhány nagyobb kiterjedésű, eltérő záródású folt azonos záródásértékek az erdőrészlet területén**
12. Az 50% alatti elegyarányú fajok térbeli mintázata **egyenletes szórványos kislefoltos nagyfoltos**
13. A faállomány **egy kettő három v. több** szintből áll.
14. A lombkoronaszint a cserjeszinttel összefolyik **jellemzően igen igen, helyenként nem**
- 15.* Idős fák mennyisége (db): **hiányzik 1-5 6-20 >21**
16. Idős fák térbeli mintázata: **egyenletesszórványos kislefoltos nagyfoltos**
- 17.* Szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedek aránya: **nincs <10% >10%**
- 18.* Lábon álló holt fák, facsonkok egyedszám aránya (Ø > 5 cm):%
- 19.* 30 cm-nél nagyobb átmérőjű álló holt fák, facsonkok száma:db
- 20.* Földön fekvő holt faanyag borítása (Ø > 5 cm): **<1% 1-5% >5%**
21. A holt faanyag korhadtsági állapota: **egyenletes elsősorban kemény, kevésbé korhadt elsősorban puha, erősen korhadt**
- 22.* Földön fekvő vastag (Ø > 30 cm) holt fatörzsek száma:db

Megjegyzés:.....
.....
.....

B. Cserjeszint

1. A cserjeszint - **természetes okok miatt mesterséges beavatkozások következtében** - hiányzik.
2. A cserjeszint eltávolításának van-e látható nyoma? **van nincs**
- 3.* A cserjeszint borítása (től-ig/átlag):-...../.....%
4. A cserjeszint borítása, fajösszetétele a természetes társulás adott korú fázisához hasonlít: **igen nem**
- 5.* Az idegenföldi cserje- és fajok aránya: **0%<10% 10-50% >50 %**
- 6.* A nitrofil cserje- és fajok aránya: **0%<10% 10-50% >50 %**
7. A cserjeszint térbeli mintázata: **egyenletesszórványos kislefoltos nagyfoltos**

Megjegyzés:.....
.....

C. Gyepszint

- 1.* A gyepszint borítása (től-ig/átlag):-...../.....%
- 2.* A gyom- és/vagy nitrofil fajok borítás aránya:%
3. A gyepszintben a jellemző domináns fajok mellett a kísérőfajok **nagyszámban vannak meg megvannak csak szórványosak hiányoznak**
4. A gyepszint térbeli mintázata: **egyenletesszórványos kislefoltos nagyfoltos**
- 5.* A mohaszint borítása (től-ig/átlag):-...../.....%

Megjegyzés:.....
.....

Függelék 3. – A felvételi jegyzőkönyvek kitöltési útmutatója

BEJÁRÁSI UTASÍTÁS

Az erdőrészletet átlagosan 100 m-es vonalsűrűséggel kell bejárni, kétszer (oda-vissza). A kvantitatív jellemzőket a részletben többször megállva, több helyen becsüljük meg, ez alapján töltjük ki az adatlapot. Az üzemtervi adatokat célszerű az adatlapra előre beírni és (amennyiben szükséges) azt módosítani.

AZONOSÍTÓK

Felvételező neve: –

Dátum: A terepbejárás és az adatlap terepi kitöltésének dátuma.

Erdőgazdasági táj: Nem kell megadni.

Tag, Erdőrészlet, Terület: Az üzemtervi adatok alapján kell megadni.

Potenciális természetes erdőtársulás-csoportok:

KLÍMAZONÁLIS ERDŐK

Bükkösök

Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek

Gyertyános–kocsányos tölgyesek

Cseres–kocsánytalan tölgyesek

Cseres–kocsányos tölgyesek

SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK

Sziklaerdők

Szurdokerdők

Törmeléklejtő-erdők

MÉSZKERÜLŐ ERDŐK

Mészkerülő bükkösök

Mészkerülő gyertyános–tölgyesek

Mészkerülő tölgyesek

Délnyugat-dunántúli fenyőelegyes lombos erdők

MÉSZKEDVELŐ ERDŐK

Bokorerdők

Mész- és melegkedvelő tölgyesek

ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK

Homoki tölgyesek

Borókás–nyárasok

Lösztölgyesek

Sziki tölgyesek

LIGETERDŐK

Bokorfüzesek

Puhafás ligeterdők

Keményfás ligeterdők

Patak menti ligeterdők

LÁPERDŐK

Égerlápok

Fűz- és nyírlápok

Egyéb természetszerű erdők

(e kategória alkalmazása esetén részletes leírást kérünk az állományról)

Több potenciális erdőtársulás-csoport is megadható, ha nem egyértelműen eldönthető, ill. mozaikos a terület. Ha lehet, törekedjünk egy társulás-csoport megadására. Ha kettő (vagy több) potenciális erdőtársulás elkülönül a részletben, és borításuk egyenként meghaladja a terület 10 %-át, akkor azokról külön adatlapot kell felvenni. Az elhatárolást a térképen is meg kell rajzolni.

Lejtőszög, kitettség, talajtípus, termőréteg vastagsága: Üzemtervi adatokból lekereshetők, de módosításra, kiegészítésre szorulhatnak, többféle adat esetén a meghatározó (domináns) aláhúzandó.

Valamennyi alfejezetnél *-al jelöltük (a figyelem felhívása végett) a megbecsülendő mennyiségi ismérveket.

A. Lombkoronaszint

A kérdések az 5 m-t meghaladó magasságú faállományra vonatkoznak (1. ábra). Az erdőrészlet (ill. azt megközelítő) méretű korábbi természeti katasztrófákról (melyek a faállományt homogenizálják) a megjegyzésben történjen említés. Szintén a megjegyzésbe kerüljenek az állományon jól felismerhető erdészeti beavatkozások, illetve a faállomány sajátágaiban megjelenő egyéb emberi zavarások. A fafajok őshonossága kérdésében irányadó a „Természet – Erdő – Gazdálkodás” c. könyvben közreadott 3.1. számú táblázat. A fafajok arányaira vonatkozó 1-5. kérdések adatainak összege adja ki a 100 %-ot a részletre, vagyis egy fafaj e kérdések között csak egy helyen szerepeljen. Az 1., 3., 5. pontoknál az üzemtervi adatot akkor helyesbítsük, ha azok egyértelműen rosszak (ez nem ritka).

1. *Természetszerű fafaj* alatt azt értjük, amelyet az adott tájban (lásd Természet – Erdő – Gazdálkodás” c. könyv 3.1. táblázata) és az adott termőhelyen természetes körülmények között előfordulónak tartunk (nem idegenhonos, nem termőhelyidegen őshonos faj). Az arányok lombkorona vetület arányt jelentenek (százalékban). Ehhez az üzemtervi adatok szolgálnak alapként, ezeket kell módosítani, ha láthatóan, egyértelműen hibásak vagy hiányosak. Kérjük a fafaj(ok) nevét és elegyarányát beírni. Azokat a fafajokat kell itt felsorolni, amelyek

elegyaránya eléri az 5 %-ot. Az értékeket a részletben több helyen becsüljük, és ezt átlagoljuk. Az értékeket 5 %-os kerekítésekkel adjuk meg.

2. Ha egy-két fajjal alkotja, akkor faj kódjuk és borításuk külön megadandó.
3. Táji szinten *idegenhonos fajokra* a Természet – Erdő – Gazdálkodás” c. könyv 3.1. táblázata az irányadó. Ha az idegenhonos fajokat 1-2 faj alkotja, akkor faj kódjuk és borításuk külön megadandó.
4. *Nemesített fajták*: fehér nyár ('Villafranca' = 'I-58/57'), fekete nyár (valamennyi nemes nyár), fehér fűz ('Bédai egyenes', 'Csertai', 'Pörbölyi', stb.). Az üzemterv irányadó felismerésükben.
5. *Termőhelyidegen* = adott termőhelyen természetes körülmények között (érintetlen vagy nem ember által bolygatott termőhelyen) nem (vagy legfeljebb szálszámként) fordul elő, de a tájban őshonosnak számít. Pl. bükkös helyére ültetett cser. 1-2 faj esetében faj kódjuk és borításuk külön megadandó.
Különleges módon kell megítélni az erdeifenyő és a cser előfordulását:
Az erdeifenyő
 - a. DNY-Dunántúlon (Vendv., Őrség, Hetés, Göcsej) a bükkösökben és gyertyános-tölgyesekben 10 % elegyarányig természetes fajjal, e fölött termőhelyidegen.
 - b. NY-Dunántúlon mészkőrűlő erdőkben 20 % elegyarányig természetes fajjal, e fölött termőhelyidegen.
 - c. Egyéb területen (kivéve Fenyőfői homokvidék) idegenhonos.A cser
 - a. A Zempléni-hegységben nem őshonos.
 - b. Cseres-tölgyesekben, mész- és melegkedvelő tölgyesekben, bokorerdőkben és alföldperemi lösz-tölgyesekben bármekkora elegyarányal természetes előfordulású.
 - c. Bükkösökben 10 %, gyertyános-tölgyesekben 20 % elegyarányig természetes fajjal, e fölött termőhelyidegen.
 - d. Homoki tölgyesekben, ligeterdőkben nem lehet természetes előfordulású, csak idegenhonos.
6. Ez a kérdés is az 5 m feletti faállományra vonatkozik! A korosztályok között legalább 10-10 év különbség van. Korosztályként a min. 5 %-os elegyarányú és kb. azonos korú fákat értelmezzük. Két szomszédos korosztály közötti különbség távoli, ha az átmérőjük különbsége elosztva a nagyobb korosztály átmérőjével nagyobb, mint 0,5, és/vagy a korkülönbség nagyobb, mint 30 év. A kor és a méretben megmutató különbségek nem mindig feleltethetők meg egymásnak. Sok korosztálynál, ha legalább két szomszédos távoli korosztályt találunk, akkor azt a kategóriát válasszuk, hogy „három v. több egymástól távoli korosztályból áll”. Ha a korosztályok nem válnak el, az 5 m feletti faállomány kor és méret tekintetében folyamatos átmenetet mutat, nincs két szomszédos és távoli korosztály (elsősorban természetszerű állományokra jellemző), akkor a „három v. több egymáshoz közeli korosztályból” kategóriát kell megadni.
7. A záródást egy fahossznyi sugarú kör területére becsüljük, függőleges vetítéssel (nem oldalról becsülve) (2. ábra). Záródás hiánynak a koronaszintben a koronák közötti hiányt értjük, magát a koronát homogénnek tekintjük (a korona nagy felületét érintő töréseket, lombvesztést viszont már záródás hiánynak vehetjük). Az első két érték a változó terjedelmére, a 3. az átlagára vonatkozik (a 3. a több helyen becsült záródások átlaga, ami nem feltétlenül számtani átlag).
8. Minden olyan fátlan területet tisztásnak tartunk, amelynek gyepszintje állandósult és fajösszetétele eltér az állományétól, elsősorban nem erdei fajok alkotják (pl. erdőszegélyek, gyepek, rétek növényei).
9. A foltot egy fahossznyi sugarú területre értjük.
10. Adjuk meg, hogy a záródás hiány erdészeti (ill. közvetlen emberi) beavatkozásból (pl. gyérítés, bontás), vagy természetes dinamikai folyamatok részét képező bolygatásból (széldöntés, lékdinamika, árvíz, rovarkártétel) származik. Ha az ok egyértelműen megadható, azt írjuk be a megjegyzésbe.
11. A folt minimális mérete egy fahossznyi sugarú kör.
12. Az 50 % elegyarány alatti fák eloszlására vonatkozik. A *kisfolt* területe kisebb, a *nagyfolt* területe nagyobb az egy fahossznyi sugarú kör területénél. *Egyenletes* eloszlás esetén az egyedek denzitása (adott területre vonatkoztatott egyedszáma) az erdőrészlet teljes területén kb. azonos, *szórványos* eloszlás esetén az azonos fajú egyedek előfordulása szabálytalan, esetleg kisebb csoportjaik is megtalálhatóak az elszórt egyedeken kívül. Ha különböző fajok más mintázatot mutatnak, több mintázat is megadható, de adjuk meg mellette melyik fajjal vonatkozik.
13. Szintnek tekintjük a hasonló korona súlypont magasságot mutató min. 5 % elegyarányt adó fákat. A szinteket csak az 5 m feletti régióban (lombkoronaszintben) különítjük el. Külön szintként kell értelmezni a felszakadozott, nem összefüggő szinteket is.
14. Cserjeszintet a 0,5 m-nél nagyobb és 5 m-nél kisebb magasságú fa- és cserje egyedek alkotnak.
15. Idős fa alatt az 1. táblázatban megadott értékeknél nagyobb mellmagassági átmérőjű egyedeket értjük, amelyek jelentősen meghaladják az állomány korát. Ez független attól, hogy ezek szórványosan megjelenő hagyásfákat, vagy önálló szintet alkotnak. Indokolt esetben a fajjal fel kell tüntetni.

Mellmagassági átmérő	Fafaj
> 80 cm	<i>Populus alba, P. nigra</i>
> 60 cm	<i>Fagus sylvatica, Quercus robur, Q. cerris, Q. petraea, Salix alba, S. fragilis, Fraxinus excelsior, F. angustifolia ssp. pannonica, Tilia spp., Castanea sativa, Cerasus avium, Acer spp.</i>
> 50 cm	<i>Picea abies, Pinus sylvestris</i>
> 40 cm	<i>Quercus pubescens, Carpinus betulus, Alnus glutinosa, Betula spp., Populus tremula, Ulmus spp., Pyrus spp., Sorbus spp. (kivéve madárberkenye)</i>
> 30 cm	<i>Salix caprea, Malus spp., Sorbus aucuparia, Padus avium</i>

1. táblázat – Az idős fának tekintendő egyedek minimális mellmagassági átmérője fafajonként

16. Ha a 15. kérdés válasza „hiányzik” ill. „1-5”, akkor automatikusan az „egyenletes” kategóriát kell megadni. A *kisfolt* területe kisebb, a *nagyfolt* területe nagyobb az egy fahossznyi sugarú kör területénél.
17. Szabálytalan törzsforma alatt az erősen ferde, térgörbe, többtörzsű egyedeket; szabálytalan koronaforma alatt pedig például a feltűnően nagy, erősen aszimmetrikus, sérült típusokat értjük. Mennyiségüket az összes törzsszámhoz viszonyítjuk.
18. Mennyiségüket az összes törzsszámhoz viszonyítjuk (5 cm-nél nagyobb átmérőjű fákra vonatkozik). Az egyedszámárányt több ponton becsüljük, becslés ellenőrzéseként párszor számoljuk meg a körülöttünk adott távolságon belül látható élő és álló holt fákat. A facsonkba a kivágott fák tuskóit ne számítsuk bele. A tuskó és a facsonk közötti magassági határ 0,5 m.
19. –
20. A fekvő holtfa borítása alatt azt értjük, hogy az erdőrészt talajfelszínének átlagosan hány százalékát borítja holt fa (2. ábra). Csak az 5 cm-nél vastagabb ágakat-törzseket vegyük figyelembe. A fekvő holt faanyag borítását a részletben több helyen megállva, egy fahossznyi sugarú területre vonatkoztatva becsüljük meg.
21. A holt faanyag *egyenletes* korhadtsági eloszlásáról akkor beszélünk, ha minden korhadtsági stádium ± hasonló mennyiségben képviselteti magát. *Puha* korhadtságú a faanyag akkor, ha a kés könnyen belehatol, vagy kézzel már morzsolható, *kemény* korhadtságú, ha a kést nem vagy csak nagyon nehezen lehet belenyomni.
22. A fekvő fa (maximális) átmérője legalább 30 cm legyen, minimum hossz 1 m.
Ha eltér a becslés az üzemtervi adatoktól, akkor megjegyzést kérünk.

B. Cserjeszint

A cserjeszint alatt a 0,5-5 m-es szinten belüli fa és cserje egyedeket értjük (1. ábra).

1. „*Mesterséges beavatkozások*” alatt csak a cserjeszintre közvetlenül ható emberi beavatkozásokat értjük (pl. vadhatás a „*természetes okok*” kategóriába tartozik).
2. –
3. A borítást a területen többször megállva becsüljük egy fahossznyi sugarú kör területére vonatkoztatva, az első és második érték a becslések terjedelmére, a harmadik a terület átlagos borítására vonatkozik (2. ábra).
4. Az „*igen*” alatt azt értjük, hogy a potenciális társulás adott korú fázisához viszonyítva a cserjeszint szerkezetét és faji összetételét ahhoz hasonlónak érezzük (pl. „*nem*” kategóriába tartozik, ha a cserjeszintet idegenhonos, illetve termőhelyidegen őshonos fajok alkotják).
5. Az arány az idegenhonos fajok cserjeszintben betöltött borítás arányára vonatkozik.
6. Lásd B5 pontot. Az esetek legnagyobb részében ez a *Sambucus nigra*-t és a *Rubus fruticosus agg.*-ot jelenti.
7. A *kisfolt* területe kisebb, a *nagyfolt* területe nagyobb az egy fahossznyi sugarú kör területénél. *Egyenletes* eloszlás esetén az egyedek denzitása az erdőrészt teljes területén kb. azonos, *szórványos* eloszlás esetén az azonos fajú egyedek előfordulása szabálytalan, esetleg kisebb csoportjaik is megtalálhatóak az elszórt egyedeken kívül. Ha a részleten belül a cserjefajok foltjai jól elkülönülnek, ezt a megjegyzésben jelezzük. Ha egyes cserjefajok nagyon más mintázatot mutatnak, akkor több kategória is megadható, ilyenkor jelezzük, hogy a kategória melyik fajra vonatkozik.

C. Gyepszint

A gyepszint alatt a légyszárúakat és a 0,5 m alatti fákat és cserjéket értjük (1. ábra). A mohaszintet a gyepszinttől elkülönítve kezeljük (lásd C5 pont), ez alatt a talajszintben a talajon, köveken, kidőlt fákon megjelenő mohákat értjük.

1. A borítást a terület több pontján, egy fahossznyi sugarú körben becsüljük (lásd A7, B3 pontok) (2. ábra).

2. Az arány a gyom és/vagy nitrofil fajok gyepszintben betöltött borítás arányára vonatkozik. Ha e fajok megjelenése az erdő természetes bolygatásaihoz kötődik (jelenlétük természetszerűnek tekinthető), akkor ezt a megjegyzésben külön jelezzük.
3. –
4. A *kisfolt* területe kisebb, a *nagyfolt* területe nagyobb az egy fahossznyi sugarú kör területénél. *Egyenletes* eloszlás esetén az egyedek denzitása az erdőrésztlet teljes területén kb. azonos, *szórványos* eloszlás esetén az egyedek előfordulása szabálytalan, esetleg kisebb csoportjaik is megtalálhatóak az elszórt egyedeken kívül. Ha a részleten belül a gyepszint gyakori és domináns fajainak foltjai jól elkülönülnek, ezt a megjegyzésben jelezzük. Lehetőleg mellőzzük több kategória megadását.
5. A borítást a terület több pontján, egy fahossznyi sugarú körben becsüljük (lásd A7, B3, C1 pontok).

D. Újulat

Újulat alatt a fajok 2 m-es magasság alatti egyedeit értjük (1. ábra). Nem csak az állomány idősebb korosztályaiban meglévő fajok újulatát tekintjük újulatnak, hanem minden faj 2 m-nél alacsonyabb példányát (azokat a fajokat is, amelyek a felsőbb régióban meg sem jelennek).

1. A borítást az A7, B3, C1, C5 pontokhoz hasonlóan, egy fahossznyi sugarú kör területére vonatkoztatva kell becsülni (2. ábra). A kérdésbe az újulat minden korosztálya (az egy éves magoncok is) beletartozik.
2. Az újulat teljes borításából (ha 100%-nak vesszük), mekkora hányadot képviselnek a több éves (legalább 3 éves), életképes újulat egyedei.
3. Az újulat teljes borításából mekkora hányadot képviselnek az idegenhonos fajok. Táji szinten idegenhonos fajokra a „Természet – Erdő – Gazdálkodás” c. könyv 3.1. táblázata az irányadó (lásd A3 pont). Ha az idegenhonos fajokat 1-2 faj alkotja, faj kódjuk és borításuk külön megadandó.
4. A *kisfolt* területe kisebb, a *nagyfolt* területe nagyobb az egy fahossznyi sugarú kör területénél. *Egyenletes* eloszlás esetén az egyedek denzitása az erdőrésztlet teljes területén kb. azonos, *szórványos* eloszlás esetén az egyedek előfordulása szabálytalan, esetleg kisebb csoportjaik is megtalálhatóak az elszórt egyedeken kívül.

E. Vadhatás

1. Amennyiben az egyes fajok károsultsága eltérő, akkor több kategória is megadható. Ez esetben jelezzük, hogy az adott kategória melyik fajra vonatkozik.
2. Azt becsüljük, hogy a cserjeszint (0,5-5 m közötti fa és cserje egyedek) egyedeinek kb. hány százalékán észlelhető jelentős rágáskár, vagyis egy egyedről el kell dönteni, hogy rágottnak tekintjük (a rágás számos hajtásán észlelhető), vagy nem (hajtásai nem, ill. elenyésző mértékben rágottak). „Nem” kategória esetén rágott egyed nem, vagy csak elenyésző számban észleltünk (egyedszám arány kisebb, mint 1 %), „kevés” esetén a rágott egyedek aránya kisebb, mint 20 %, „sok” esetén 20-80 % között van, „teljes” rágáskár alatt azt értjük, ha az egyedek több mint 80 %-a rágott. Ha az egyes fajok eltérő mértékű rágáskárt mutatnak, több kategória is megadható, jelezve, hogy mely fajokra vonatkozik.
3. A rágott egyedek egyedszám arányát becsüljük a gyepszintben (lágyszárú és 0,5 m alatti fa és cserje egyedek). Az E2 pont leírása az irányadó.
4. A ténylegesen károsított terület százalékos borítását kell megadni.
5. A „hiányzik” kategóriába tartozik az is, ha az adott szint borítása elenyésző (az általunk feltételezett természetes viszonyokhoz képest annak töredéke), és ez nagy valószínűséggel a vad hatásával magyarázható.

F. Termőhely

1. Csak a jelenleg észlelhető állapotokat rögzítsük.
2. A ténylegesen károsított terület százalékos borítását kell megadni (2. ábra).
3. Az erodáltság mértéke:
 - lineáris, mélyre ható erózió* = az erózió csak vonalak mentén jelentkezik, ott a lefutó vizek mennyiségétől és a lefutás intenzitásától függő mélységben hat (pl. vízmosságok, korábbi vagy mai utak, időszakos patakok);
 - areális, de felszíni* = az erózió a felszínt nagy területen érinti, de nem hat mélyre;
 - areális, jelentős* = az erózió a felszínt nagy területen érinti és mélyre hat;
 - drasztikus (rendszerint vegyes)* = mind lineáris mind areális erózió jelentkezik, az alapkőzet sokhelyütt kilátszik, a termőréteg jelentős része hiányzik.
4. A humuszformák típusai:
 - nyers humusz* (száraz tözeg, mor) = a talajra jutott szerves anyag kevéssé elváltozott, a növényi részek jól felismerhetők, a humuszosodás jelentéktelen;
 - móder humusz* (korhany) = a növényi maradványok a felaprózódáson kívül már a humuszosodás nyomait is mutatják, a növényi szövetek szerkezete csak részben ismerhető fel;

mull humusz (televény) = a növényi maradványok humuszosodtak, a növényi szövetek szerkezete nem ismerhető fel;
(előfordulhat még tőzeg és kotu /elbomlott vagy bomlófélben lévő tőzeg/ is lápos-mocsaras termőhelyeken)

5. –
6. –
7. –

8. A mikroélőhelyek sokfélék lehetnek (pl. gyökértányér, sziklakibúvás, sziklafal, sziklagörgeteg, kőfolyás, forrás, vizenyős mélyedések, vízállások, vízmosások, partleszakadás, suvadás, nagy hangyabolyok, nagy kidőlt fák). Meglátás esetén a megjegyzés rovatban szöveges jellemzést (ill. felsorolást) kérünk. Ha elenyészően megjelenik 1-2 mikroélőhely, az még a „*nincsen*” kategória. „*Sok*” kategóriát akkor használjunk, ha a mikroélőhelyek sokfélék, és a területen nagy gyakorisággal, rendszeresen megtalálhatók a bejárás során.

G. Az állomány fajlistája

1. Nem kell teljességre törekedni, de a gyakori és tömeges fajok feltétlenül kerüljenek a fajlistába, valamint lehetőleg jelenjenek meg a termőhelyre, erdőtípusra, ökológiai viszonyokra jól utaló („indikátor értékű”) fajok.

2. Az idegenhonos (**I**), nemesített (**NT**), termőhelyidegen (**T**) fafajok, az idegenhonos (**I**) és nitrofil (**N**) cserjefajok, ill. a nitrofil (**N**), bolygatásjelző (**B**) lágyszárúak neve után a **Jelleg** rovatban a megfelelő rövidítést kérjük feltüntetni, továbbá az állományalkotó fafajokat (**A**), az elegyfafejeket (**E**) jelöléssel kell ellátni a fajlista felvételekor. Elegyfafejeket azokat tekintjük, amelyek elegyaránya nem éri el az 5 %-ot.

3. A fajokat szintenként kell szerepeltetni, külön feltüntetve a lombkorona- (A), cserje- (B) és gyepszint (C) becsült fajkészletét.

4. A tömegesség (**T**) becslése (**Tömeg** rovatba írandó):

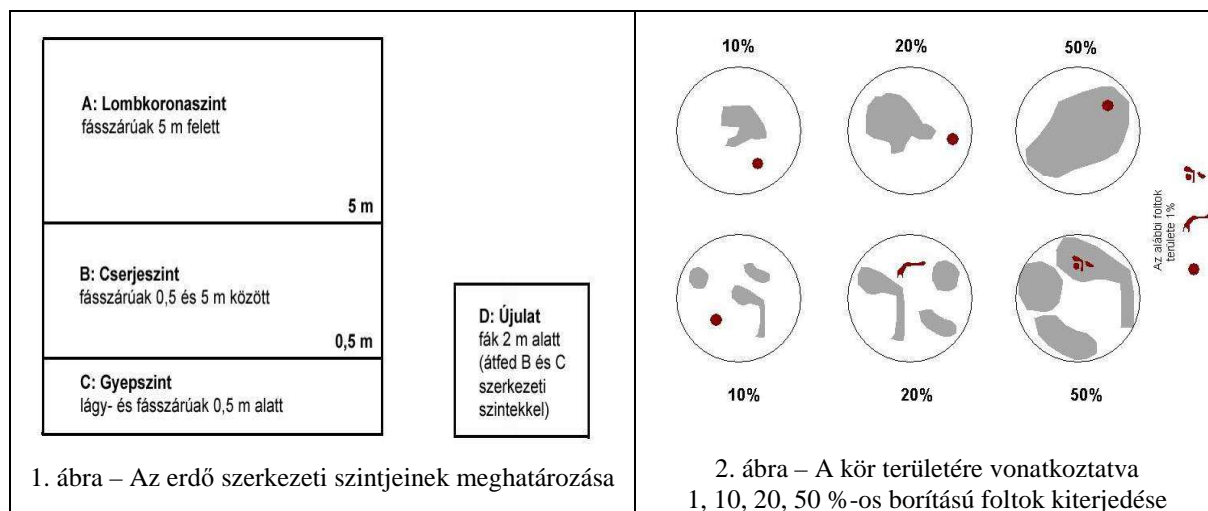
1 = *ritka*: a területen elvétve, csak 1-2 (kevesebb, mint 5) példányát láttuk a bejárás során (a területen előforduló legtöbb ritka faj nem fog megjelenni a fajlistában, de a természetvédelmi ill. jelentős ökológiai információval bíró fajok lehetőleg kerüljenek felsorolásra);

2 = *szórványos*: egyedszáma kicsi, de a bejárás során rendszeresen megjelenik. Ide tartoznak azok a fajok is, amelyek a részlet kis területén tekinthetők gyakorinak, illetve 1-2 kicsi foltban tömegesnek (zárt foltot alkot). Lehetőleg kerüljenek be a fajlistába;

3 = *gyakori*: a területen rendszeresen, nagy egyedszámmal előfordul, de átlagos borítása (a teljes területre vonatkoztatott abszolút borítása, tehát nem a gyepszintben becsült borítáránya) kisebb 10 %-nál. Ide tartoznak azok a fajok is, amelyek nagy számú, nagy kiterjedésű foltokat alkotnak (vagyis a terület egy részén tömegesek), de a teljes területre átlagos borításukat 10 % alattinak becsüljük. Mindenképp kerüljenek be a fajlistába;

4 = *tömeges*: azok a fajok, amelyeknek nem csak az egyedszáma nagy, de borításuk meghaladja a teljes terület 10 %-át (2. ábra). Sok erdőrészletben (pl. ahol a szint teljes borítása 20 % alatti) ilyen faj nincs is. Mindenképp kerüljenek be a fajlistába.

5. Az esetleges specialistákra tegyünk külön utalást, jelezve, hogy a rá jellemző mikroélőhelyhez kötődve, vagy attól függetlenül jelenik-e meg. Például egy zavarástűrő faj a természetes bolygatás miatt létrejött mikroélőhelyeken (pl. lécek, kidőlt fák) jelenik-e meg, vagy emberi ill. állati zavarás hatására általánosan elterjedt az állományban.



Függelék 4. – A kultúrerdők kijelölésének és felvételezésének szempontjai

- A súlyozott mintavétel alapján kultúrerdőkből összesen 390 erdőrészt kell felvételezni. A kultúrállományok országos területaránya alapján lettek meghatározva az egyes típusok mintaterületeinek száma. A korosztályok reprezentáltsága érdekében egy-egy típusból fiatal (tisztítóvágás korról bezárólag), középkorú (gyerítés korú), idős (véghasználat előtti) állományokat válogassunk. (A nemesnyárasok esetében más az értelmezés: fiatal /még lesz előhasználat/, idős /már csak véghasználat lesz/.)
- A korfokozatok megállapítására adunk egy táblázatot, ahol az átmérő és magasság függvényében \pm biztonsággal lehet megadni azt. Egyébként a friss tuskók nemrég végzett gyerítésre utalnak, tehát nagy valószínűséggel középkorú állományra. A teljesen otthagyt faanyag rendszerint tisztításra utal, így fiatal állományra.
- Az állományok ne termőhelyi szélsőségeket, hanem átlagos termőhelyi viszonyokat reprezentáljanak, a tájban \pm tipikus szituációt elevenítsenek meg.
- A minták legyenek szórt elhelyezkedésűek, ne egymás mellett álljanak. A felméréndő természet szerű állományok közelében viszont kijelölhetők.
- Ártéri termőhelyeken nemesnyárasok helyett nemesfüzeseket is fel lehet mérni.
- A kultúrfenyvesek esetén valamennyi típusból (luc-, duglász-, vörös-, erdei-, fekete-, simafenyves) lehet válogatni, de a tájegységre jellemzőek domináljanak.
- A kultúrállományokban az őshonos, termőhelynek megfelelő fafaj(ok) aránya nem lehet több 10 %-nál, nem őshonos fafajokkal elegyes állományok viszont kijelölhetők.
- A kijelölést a terepen, a természet szerű állományok felkeresése közben kell elvégezni, majd a felvételezés során a pontos lokalitást is meg kell adni (község határ, tag, erdő részlet).
- Amennyiben a megadott darabszámú minta vagy a megfelelő korosztályból való kijelölés nem teljesíthető, akkor más kultúrállományt ill. más korosztályú típust kell helyettük keresni.
- A kultúrállományok területe – lehetőség szerint – 3-10 ha között mozogjon.

Jelmagyarázat:

A – akác

FD – feketediós

FE – kultúrfenyves

NNY – nemesnyáras és nemesfüzes

VT – vöröstölgyes

f – fiatal

k – középkorú

i – idős

A mintaterületek számának meghatározása

Kultúrállomány típusa	Országos területarány %	Kultúrállomány részarány %	Szorzó	Mintaterületek száma db
Akácosok (A)	21,2	43,6	0,75	126
Nemesnyárasok (NNY)	7,8	16,0	1,00	62
Kultúrfenyvesek (FE)	15,1	31,1	1,40	166
Egyéb (FD, VT, stb.)	4,5	9,3	1,00	36
Összesen	48,6	100,0		390

I. Kisalföld

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
37. Győr–Tatai teraszos vidék	FE: 1f+1k+1i; NNY: 1f+1i; A: 1f+1k+1i;
38. Szigetköz–Rábaköz	FD: 1i; NNY: 3f+3i
39. Fertő–Hanság-medence	FD: 1k; NNY: 3f+3i
40. Marcal-medence	VT: 1i; NNY: 1f+1i; A: 1f+1k+1i;

II. Nagyalföld

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
1. Szatmár–Beregi-síkság	
2. Bodrogköz–Rétköz	NNY: 2f+2i
3. Nyírség	VT: 1f+1k+1i; FD: 1i; FE: 2f+2k+2i; NNY: 2f+3i; A: 3f+3k+3i
4. Hajdúság	
5. Berettyó–Körös-vidék	FD: 1f+1k; NNY: 2f+1i; A: 1f+1k+1i;
6. Hortobágy	
7. Nagykunság	
8. Körös–Maros-köze	FD: 1i
9. Közép–Tiszai-ártér	NNY: 2f+2i
10. Alsó–Tiszai-ártér	NNY: 2f+2i
11. Jász–Heves–Borsodi-síkság	
12. Duna–Tisza közti hátság	FE: 3f+3k+3i; NNY: 3f+3i; A: 2f+2k+2i
13. Bácskai-löszhát	
14. Dunamenti-síkság	FD: 2f+1k+2i; NNY: 2f+3i
15. Mezőföld	A: 1f+1k+1i; FE: 1f+1k+1i
16. Drávamenti-síkság	FD: 1k; NNY: 1f+1i

III. Dunántúli-középhegység

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
26. Visegrádi-hegység	A: 1f+1k+1i;
27. Pilis–Budai-hegység	FE: 2f+2k+2i; A: 1f+1k+1i;
28. Gerecse	FE: 1f+1k+1i; A: 1f+1k+1i;
29. Vértes	FE: 1f+1k+1i; A: 1f+1k+1i;
30. Vértes–Dunazugi-medencék és hátságok	A: 1f+1k+1i
31. Vértes- és Bakonyalja	VT: 1f; FE: 1f+1k+1i; NNY: 1f+1i; A: 1f+1k+1i
32. Magas–Bakony	FE: 1f+1k+1i
33. Keleti–Bakony	FE: 2f+2k+2i
34. Déli–Bakony	FE: 2f+2k+2i
35. Balaton-felvidék	FE: 2f+2k+2i
36. Keszthelyi-hegység	FE: 2f+2k+2i

IV. Északi-középhegység

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
17. Zempléni-hegység	FE: 2f+2k+2i;
18. Sajó–Hernád-közötti dombság	FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
19. Aggtelek–Rudabányai-hegyvidék	FE: 2f+2k+2i
20. Heves–Borsodi-dombság	VT: 1f; FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
21. Bükk	FE: 1f+1k+1i; A: 1f+1k+1i;
22. Mátra	FE: 1f+1k+1i; A: 1f+1k+1i;
23. Gödöllői-dombság	VT: 1i; FE: 2f+2k+2i; A: 2f+2k+2i
24. Cserhát-vidék	VT: 1k; FE: 2f+2k+2i; A: 3f+3k+3i; NNY: 2f+2i
25. Börzsöny	A: 1f+1k+1i;

V. Nyugat–Dunántúl

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
41. Soproni-hegység	FE: 3f+3k+3i
42. Soproni-dombság	FE: 1f+1k+1i; A: 1f+1k+1i;
43. Kőszegi-hegység	FE: 2f+2k+2i;
44. Alpokalji-dombság	VT: 1k; A: 1f+1k+1i; FE: 2f+2k+2i;
45. Sopron–Vasi-síkság	VT: 1f; A: 1f+1k+1i; FD: 1f; FE: 1f+1k+1i;
46. Kemeneshát	VT: 1i; A: 1f+1k+1i; FE: 1f+1k+1i;
47. Őrség	FE: 2f+2k+2i
48. Göcsej	FE: 2f+2k+2i

VI. Dél–Dunántúl

Erdőgazdasági táj	Kultúrállományok típusa és száma
49. Balatoni-medence	NNY: 2f+2i
50. Külső–Somogy	VT: 1f+1k; FD: 1i; FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
51. Belső–Somogy	VT: 1f+1k+1i; FE: 2f+2k+2i; NNY: 1f+1i; A: 2f+2k+2i
52. Kelet–Zalai-dombság	VT: 1k+1i; FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
53. Zselic	VT: 1i; FE: 1f+1k+1i; FD: 1k; A: 1f+1k+1i;
54. Tolnai-dombság	VT: 1k; FD: 1f; FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
55. Mecsek	FE: 1f+1k+1i;
56. Baranyai-dombság	VT: 1f; FE: 1f+1k+1i; A: 2f+2k+2i
57. Villányi-hegység	

Összesítés

	A	NNY	FE	VT	FD	Σ
fiatal	42	31	55	7	5	140
középkorú	42	–	56	7	5	110
idős	42	31	55	7	5	140
Σ	126	62	166	21	15	390

AZ EGYES FAFAJOK (ÁLLOMÁNYTÍPUSOK) KORFOKOZATBA SOROLÁSA

	Fiatal		Középkorú		Idős	
	átmérő (cm)	magasság (m)	átmérő (cm)	magasság (m)	átmérő (cm)	magasság (m)
LF	7-14	6-10	13-35	12-27	22-45	18-30
EF	3-12	3-11	14-40	13-30	23-50	19-35
FF	5-14	4-10	19-34	13-25	22-38	16-27
A	6-10	8-12	9-20	10-20	15-30	15-24
VT	6-13	2-13	14-30	14-22	26-40	19-30
NNY	6-23	3-17		-	20-60	15-35

Függelék 5. – A felvételi jegyzőkönyvek adatainak ellenőrzése

A felvételi jegyzőkönyvek adatai az adatbázisba való bevétel után ellenőrzésen estek keresztül. Az ellenőrzést a TERMERD szakértői munkacsoport tagjai végezték, akik valamennyi jegyzőkönyvet átnéztek. Az ellenőrzésre algoritmusokat állítottunk fel. Minthogy az algoritmusok leginkább adatcsoportok közötti összefüggéseken alapulnak, ezért egy-egy adatlapot egy szakértő nézett át elejétől a végéig. A szűrés hibákat (H) és gyanús eseteket (GY) mutatott ki. Mindkét esetben a felvételezőnek visszautaltuk az adatlapot javítás végett, amit szintén ellenőriztük. A 3., 4., 5., 7., 11., 13. algoritmusokat – matematizálható voltak miatt – számítógép segítségével ellenőriztük, míg a többi ellenőrzést a szakértői csoport tagjai személyesen hajtották végre. Az ellenőrzésnél használt algoritmusok az alábbiak:

1. Mindhárom szintben (A, B, C) a záródás, ill. elegyarány kell, hogy tükröződjék a fajlistában is. A 4-es tömegesség min. 10 %-ot, a 3-as maximum 10 %-ot jelent, 2-es maximum 1 %-ot, 1-es nem jelenhet meg százalékosan. Ennek megfelelően:

1.1 **A1, A3, A4, A5-nél** a fajlistában a **4-es tömegességű fajoknak mind** meg kell jelenni (ha nem, hiba – H), **3-asok megjelenhetnek** (ha nem, gyanús – GY). Átlagos záródás \times elegyarány = átlagos borítás, így 50 %-os záródású erdőben a 10 % elegyarány csak 5 % borítást (3-as tömegességet) jelent!

1.2 **A2-nél csak 1-3-as tömegességű fajok** jelenhetnek meg. Sok faj / több 3-as tömegességű nagyobb %-os arányt jelent (GY). 2 db 3-as tömegű min. 1-2 %-ot jelent (H).

1.3 **B3-nál az átlag a fajlistának meg kell feleljen.** Ha van 4-es tömegességű cserje, akkor 10-100 % lehet (H), egyébként ahány 3-as, annyiszor szűk 10 %, ahány 2-es, annyiszor 1 % lehet a borítás (H vagy GY).

1.4 **B5, B6** hasonlóképp kell, hogy **tükröződjék a fajlistában** (H vagy GY).

1.5 **C1 a B3-mal teljesen analóg** (H vagy GY).

1.6 **C2 a B5-B6-tal analóg** (H vagy GY).

1.7 **D1 átlag és D3 a cserje- és a gyepszintből** kell, hogy **B3-hoz hasonlóan** összeálljon (H vagy GY).

1.8 **D2 a cserjeszint fafajaival szoros** (mennyiségi és minőségi) **összefüggésben** kell legyen.

2. (2.1.) A PTE-t nem lehet jól algoritmizálni, de a lejtőszög, kitettség, genetikai talajtípus + termőréteg-vastagság, erdészeti klímabesorolás (nincs az adatlapon, de az üzemtervi adatbázisban megvan) a fa-, cserje- és lágyszárú fajokkal kiegészülve elég egyértelműen, utóbbiak nélkül (idegenhonos erdőben) nagy valószínűséggel kijelöli azt. További segítséget adhat a fajok növekedése (magasság + kor) is (szintén csak az erdészeti üzemterv adataiból) (GY vagy H is lehet).

2.2 A5-öt a PTE és a fajlista \pm egyértelműen ki kell, hogy adja (H).

2.3 Ha **A8 és/vagy A9 igen**, és **A10 nem erdészeti** beavatkozás, valamint **közethatású vagy vázталaj** van (és D, DNY, DK, NY a kitettség), akkor a **PTE valamilyen nyílt** (erdőssztyep) **tölgyes**, esetleg sziklaerdő (GY). Ez az említett ismérvek bármelyike irányába (a többi ismeretében) ellenőrző algoritmus (tehát ha a PTE bokorerdő, valamint A8 és A9 igen, akkor A10 nem lehet csak erdészeti).

3. Ha **A7-nél** a minimum érték (**tól**) **< 50**, akkor **A9 igen** (H).

4. Ha **A8 igen**, akkor **A7-nél** a minimum (**tól**) **0-30%** lehet (GY).

5. Ha **A7 / B3 / C1** -nél a **tól – ig eltérés > 30**, akkor **A11 / B7 / C4 nem lehet azonos / egyenletes** (H).

6. **A21** összefüggésben kell legyen a fafajokkal (A1-5, ill. fajlista) és a termőhellyel (GY).
7. **B5** és **B6** nem lehet egyszerre >50 % (H).
8. **E1** CS, KST, KTT, MOT, KD, FD, A, esetén (legalábbis ha nem fiatal) nem nagyon jelenhet meg (**leginkább 0** lehet)(GY).
9. **E2** tömeges bűdös, mérgező cserjék (pl. fekete bodza) esetében nem nagyon lehet kevésnél több (GY).
10. **E3** hasonlóképpen szőrös, szúrós, mérgező fajok (pl. csalán) esetében nem jellemző („nem” v. „kevés”) (GY).
11. **E5** hiányzó szint esetén (cserje, gyep vagy újulat) annak átlagos borítása (és az ennek megfelelő fajtömegesség) **maximum 10%** lehet (H).
12. **E2** és/vagy **E3** és/vagy **E4** egymással szorosan korrelál (GY).
13. Ha **E5**-nél valamelyik szint hiányzik, **annak rágáskára** teljes kell legyen (vagy üresen kell hagyni) (H).
14. **F2-3**-nál **jelentős mértékű lineáris vagy drasztikus erózió** csak **meredek lejtőn** lehet (GY).

Függelék 6. – Értékszámok rendelése a terepi adatokhoz (a természetességi változókhoz)

1. szint

- Valamennyi természetességi változóhoz 0 – 100 közötti értékszámot rendelünk.
- Azoknál a PTE-kenél, ahol az adott változó nem befolyásolja a természetességet, ott a változó nem vesz fel értéket. Számolás szempontjából ez azt jelenti, hogy 0 értékszámot kap. A táblázatoknál ezek az indifferens változók - jelet kaptak.
- Mivel egyes PTE-k nem vesznek fel értéket bizonyos változóknál, a normálást egyenként kell elvégezni.

F a á l l o m á n y - ö s s z e t é t e l

A1. Természetes 5 % feletti elegyarányú fafaj(ok) aránya(i)

A1a. Természetes 5 % feletti elegyarányú fafaj(ok) száma

Az 5 % feletti elegyfajok számának növekedése természetességet növelő tényező, de a PTE-k különböznek egymástól fajaj-diverzitásban, ezért típusonként eltérő az értékelés.

PTE	Fafajszám						
	0	1	2	3	4	5	6, vagy több
1. típus	0	40	60	90	100	100	100
2. típus	0	25	40	60	80	100	100
3. típus	0	10	20	40	60	80	100

1. típus (fajszegény típusok): bükkösök, mészkerülő tölgyesek, mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános-tölgyesek, borókás-nyárasok, sziki tölgyesek, égerlápok, fűz- és nyírlápok

2. típus (átmeneti típusok): puhafás ligeterdők, homoki tölgyesek, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsányos tölgyesek, törmelékeltető-erdők, DNY-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, cseres-kocsányos tölgyesek, sziklaerdők

3. típus (fajgazdag típusok): bokorerdők, szurdokerdők, mész- és melegkedvelő tölgyesek, lösztölgyesek, cseres-kocsánytalan tölgyesek

Nem értelmezhető a változó: bokorfüzesek

A1b. Uralkodó fafaj(ok) jelenléte

Elvárjuk, hogy a PTE-re jellemző uralkodó fafaj(ok) (főfafaj(ok)) kellő elegyarányban képviseltessék magukat. Ha megvan A1 szerint a PTE-nek megfelelő elvart uralkodó fafaj(ok) küszöbérték feletti, vagy azzal egyenlő aránya, akkor az érték 100 pont, egyébként 0. SZUMMA A1 azt jelenti, hogy az összes fajaj, ami A1-ben szerepel, összesített arányának kell elérni a küszöbértéket.

PTE	Főfafaj	Küszöbérték (%)
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK		
Bükkösök	B	50
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	KTT + GY	50
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	KST + GY	50
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	CS + KTT	60
Cseres-kocsányos tölgyesek	CS + KST	60
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK		
Sziklaerdők	SZUMMA A1	80
Szurdokerdők	SZUMMA A1	80
Törmelékeltető-erdők	SZUMMA A1	80
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK		
Mészkerülő bükkösök	B	70
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	GY + KTT + B	80
Mészkerülő tölgyesek	KTT	70

DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	SZUMMA A1	80
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK		
Bokorerdők	MOT + KTT	50
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	MOT + CS + KTT	50
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK		
Homoki tölgyesek	KST	50
Borókás–nyárasok	FRNY + SZNY + BO	80
Lösztölgyesek	KTT + KST + MOT + CS	70
Sziki tölgyesek	KST	50
LIGETERDŐK		
Bokorfüzesek	-	-
Puhafás ligeterdők	FFÜ + TFÜ + FTNY + FRNY	80
Keményfás ligeterdők	KST + MAK + MK	50
Patak menti ligeterdők	MÉ	50
LÁPERDŐK		
Égerlápok	MÉ + MAK + MK	70
Fűz- és nyírlápok	-	-
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	SZUMMA A1	80

A2. Az 5% alatti elegyarányú természetes elegyfák aránya

A2a. Elegyfajok száma

Az 5 % alatti elegyfajok számának növekedése természetességet növelő tényező, de a PTE-k különböznek egymástól fajaj-diverzitásban, ezért típusonként eltérő az értékelés.

	Elegyfajok száma (db)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8, vagy több
1. típus	0	20	40	60	75	85	90	95	100
2. típus	0	25	55	80	100	100	100	100	100
3. típus	0	35	70	100	100	100	100	100	100

1. típus: bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, cseres–kocsánytalan tölgyesek, sziklaerdők, szurdokerdők, törmelékletjő-erdők, DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, mész- és melegkedvelő tölgyesek, homoki tölgyesek, lösztölgyesek, sziki tölgyesek, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, egyéb természeteszerű erdők.

2. típus: cseres–kocsányos tölgyesek, mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános–tölgyesek, mészkerülő tölgyesek, bokorerdők, puhafás ligeterdők, égerlápok, fűz- és nyírlápok.

3. típus: borókás–nyárasok, bokorfüzesek.

A2b. Elegyfajok aránya

Az 5 % alatti természetes elegyfák arányának növekedését természetességet növelő tényezőnek tekintjük, s a PTE-től függetlenül értékeljük.

	Elegyfajok aránya (%)										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10, vagy több
Pont	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100

Nem értelmezhető a változó: bokorfüzesek

A3. Idegenhonos faj(ok) aránya

Az idegenhonos faj(ok) arányának növekedése rontja a természetességet. Az agresszív idegenhonos faj(ok) arányát nem az 1. szintben, hanem majd a 2. szintben vesszük figyelembe.

	Idegenhonos fajok aránya (%)											
	<i>< 1</i>	<i>1-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-30</i>	<i>31-40</i>	<i>41-50</i>	<i>51-60</i>	<i>61-70</i>	<i>71-80</i>	<i>81-90</i>	<i>91-100</i>
PONT	100	95	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0

Nem értelmezhető a változó: bokorfüzesek

A4. Nemesített őshonos faj(ok) fajtájának(inak) aránya

Az őshonos, de nemesített fajok fajtái arányának növekedése természetességet rontó tényező.

	Nemesített őshonos faj(ok) fajtájának(inak) aránya (%)							
	<i>< 1</i>	<i>1-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-40</i>	<i>41-60</i>	<i>61-80</i>	<i>81-100</i>
Pont	100	95	90	80	60	40	20	0

Nem értelmezhető a változó: bokorfüzesek

A5. Termőhelyidegen, de őshonos faj(ok) aránya

A termőhelyidegen, de őshonos fajok arányának növekedése természetességet rontó tényező.

	Termőhelyidegen, de őshonos faj(ok) aránya					
	<i>≤ 10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-40</i>	<i>41-60</i>	<i>61-80</i>	<i>81-100</i>
Pont	100	90	80	60	30	0

Nem értelmezhető a változó: bokorfüzesek

F á l l o m á n y - s z e r k e z e t

A6. Faállomány korosztályszerkezete

A korosztályok számának növekedése, a korosztályok egymástól való távolságának növekedése természetességet növelő tényező. Azokban a PTE-kben, ahol a természetes állomány is állhat egy, vagy kevés korosztályból, a változó kevésbé (vagy nem) érzékeny a korosztályok számára.

PTE	Faállomány korosztályainak száma és eloszlása				
	<i>1</i>	<i>2, közeli</i>	<i>2, távoli</i>	<i>3 v. több,</i>	<i>3 v. több,</i>
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK					
Bükkösök	0	40	60	100	100
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	0	30	50	100	100
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	30	50	100	100
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	40	60	100	100
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	40	60	100	100
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK					
Sziklaerdők	0	40	40	100	100
Szurdokerdők	0	40	40	100	100
Törmelékletjtő-erdők	0	40	40	100	100
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK					
Mészkerülő bükkösök	0	40	60	100	100
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	0	30	50	100	100

Mészkerülő tölgyesek	0	50	50	100	100
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	0	30	50	100	100
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK					
Bokorerdők	0	50	50	100	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	40	60	100	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK					
Homoki tölgyesek	0	40	60	100	100
Borókás–nyárasok	0	50	50	100	100
Lösztölgyesek	0	40	60	100	100
Sziki tölgyesek	0	40	60	100	100
LIGETERDŐK					
Bokorfüzesek	-	-	-	-	-
Puhafás ligeterdők	0	50	50	100	100
Keményfás ligeterdők	0	30	50	100	100
Patak menti ligeterdők	0	40	40	100	100
LÁPERDŐK					
Égerlápok	0	50	50	100	100
Fűz- és nyírlápok	0	50	50	100	100
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	30	50	100	100

A7. Lombkoronaszint záródása

A7a. A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége

A záródás legnagyobb és legalacsonyabb értéke közötti különbséget képezzük, amely minél nagyobb, annál jobban természetességet növelő tényező.

	A lombkoronaszint maximális és minimális záródásának különbsége (%)									
	0-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-
Pont	0	10	20	30	50	70	100	100	100	90

A7b. A lombkoronaszint záródásának átlaga

A lombkoronaszint záródásának átlaga PTE-függő, de a teljes záródás egyik PTE esetében sem tekinthető a legtermészetesebb állapotnak.

PTE	Lombkoronaszint záródásának átlaga (%)							
	0-20	21-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-100
Bükkösök, Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek,	0	0	20	50	80	90	100	80
Mészkerülő bükkösök, Mészkerülő gyertyános-	0	10	50	70	100	100	100	80
Cseres- kocsánytalan tölgyesek, Cseres-kocsányos tölgyesek	0	10	50	80	100	100	90	70
Sziklaerdők	0	50	70	100	100	100	100	90
Szurdokerdők, Törmeléklejtő-erdők	0	20	50	90	100	100	100	80
Mészkerülő tölgyesek	0	30	70	90	100	100	90	70
DNY-Dt-i fenyőelegyes lombos	0	10	30	70	90	100	100	80

Bokorerdők, Borókás-nyárasok	50	100	100	100	100	50	10	0
Mészkedvelő tölgyesek, Lösz-tölgyesek, Sziki tölgyesek, Homoki tölgyesek	0	30	70	90	100	100	90	70
Puhafás ligeterdők, Égerlápok	0	30	70	100	100	100	100	80
Keményfás ligeterdők, Patak menti ligeterdők	0	0	20	50	80	100	100	80
Fűzlápok	0	100	100	100	100	60	0	0
Egveh természetzerű erdők	0	0	20	50	80	100	100	80
Bokorfüzesek	-	-	-	-	-	-	-	-

A 8. Tisztások (fátlan foltok) területaránya

Azokban a PTE-kben, amelyekben nagy kiterjedésű tisztások természetes folyamatok során nem alakulnak ki, az igen választ – a tisztások jelenlétét – 0-val pontozzuk, a nem válasz (nincs) pozitív (100). Ahol a tisztás a természetes gyeperdő mozaik része, ott az igen válasz semleges (100), a nem válasznak (nincs) adunk 0 értéket.

PTE	Tisztások területaránya (%)		
	<i>nincs</i>	≤ 20	> 20
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK			
Bükkösök	100	30	0
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	100	30	0
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	100	30	0
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	100	100	0
Cseres–kocsányos tölgyesek	100	100	0
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK			
Sziklaerdők	-	-	-
Szurdokerdők	100	30	0
Törmeléklető-erdők	100	30	0
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK			
Mészkerülő bükkösök	100	30	0
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	100	30	0
Mészkerülő tölgyesek	100	100	0
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	100	30	0
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK			
Bokorerdők	0	100	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	-	-	-
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK			
Homoki tölgyesek	-	-	-
Borókás–nyárasok	0	100	100
Lösz-tölgyesek	-	-	-
Sziki tölgyesek	0	100	100
LIGETERDŐK			
Bokorfüzesek	-	-	-

Puhafás ligeterdők	-	-	-
Keményfás ligeterdők	100	30	0
Patak menti ligeterdők	100	100	0
L Á P E R D Ő K			
Égerlápok	-	-	-
Fűz- és nyírlápok	-	-	-
<i>Egyéb természetszerű erdők</i>	100	30	0

A9. Fellazult állományfoltok (50%-os záródás alatti foltok) területaránya

Azoknál az PTE-knél, ahol a záródáshiány termőhelyi sajátságokból adódik (pl. erdőssztyepp-erdők), a változó kevésbé érzékeny a fellazult állományfoltok arányára, mint ahol természetszerű koronaszerkezetre utal (zárt szálerdők). Ezen utóbbiaknál jobban értékeljük, ha a fellazult foltok területaránya < 20 %, mint ha > 20 %.

PTE	50% alatti záródású állományfoltok területaránya (%)		
	<i>nincs</i>	≤ 20	> 20
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK			
Bükkösök	0	100	50
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	0	100	50
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	100	50
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	100	70
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	100	70
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK			
Sziklaerdők	0	100	100
Szurdokerdők	0	100	70
Törmeléklejtő-erdők	0	100	70
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK			
Mészkerülő bükkösök	0	100	50
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	0	100	50
Mészkerülő tölgyesek	0	100	85
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	0	100	50
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK			
Bokorerdők	0	70	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	100	70
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK			
Homoki tölgyesek	0	100	100
Borókás–nyárasok	0	70	100
Lösztölgyesek	0	100	100
Sziki tölgyesek	0	90	100
LIGETERDŐK			
Bokorfüzesek	0	100	100
Puhafás ligeterdők	0	100	70
Keményfás ligeterdők	0	100	50
Patak menti ligeterdők	0	100	50
L Á P E R D Ő K			
Égerlápok	0	100	70
Fűz- és nyírlápok	0	100	100

EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	100	50
----------------------------	---	-----	----

A10. Záródáshiány oka

Amennyiben a záródáshiány oka erdészeti beavatkozás, úgy azt nem tekintjük természetesnek, ellentétben a természetes bolygatások okozta záródáshiánnyal. Ezt a változót a 2. szint súlyozásánál alkalmazzuk.

	<i>Záródáshiány oka</i>	
	<i>erdészeti</i>	<i>természetes</i>
<i>PONT</i>	0	100

A11. Faállomány záródásának mintázata

Ha az erdőrézlet területén azonos a záródás értéke, az nem természetes állapotokra utal. Minden ettől eltérő mintázatot természetesnek fogadunk el.

	<i>Faállomány záródásának mintázata</i>		
	<i>nagyszámú, eltérő záródású állományfolt</i>	<i>néhány nagyobb kiterjedésű, eltérő záródású folt</i>	<i>azonos záródásértékek az erdőrézlet területén</i>
Pont	100	75	0

A12. Elegyfák eloszlása, mintázata

Itt nem értékeljük, mert az adatlap nem tartalmaz fajra vonatkozó információt, és az egyes fajok eloszlás és mintázat tekintetében másként viselkednek.

A13. Faállomány színtezettsége

Az állományszintek számának növekedését természetességet növelő tényezőnek tekintjük, azonban azokban a PTE-kben, ahol az állományok egyszintesek is lehetnek, a változó kevésbé (vagy nem) érzékeny a szintek számára.

PTE	Faállomány szintjeinek száma (db)		
	<i>egy</i>	<i>kettő</i>	<i>három vagy több</i>
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK			
Bükkösök	0	30	100
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	0	50	100
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	50	100
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	50	100
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	50	100
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK			
Sziklaerdők	0	30	100
Szurdokerdők	0	50	100
Törmelékletjtő-erdők	0	50	100
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK			
Mészkerülő bükkösök	0	50	100
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	0	50	100
Mészkerülő tölgyesek	0	50	100
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	0	30	100

MÉSZKEDVELŐ ERDŐK			
Bokorerdők	-	-	-
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	50	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK			
Homoki tölgyesek	0	50	100
Borókás–nyárasok	-	-	-
Lösztölgyesek	0	50	100
Sziki tölgyesek	0	50	100
LIGETERDŐK			
Bokorfüzesek	-	-	-
Puhafás ligeterdők	0	50	100
Keményfás ligeterdők	0	50	100
Patak menti ligeterdők	0	50	100
LÁPERDŐK			
Égerlápok	0	50	100
Fűz- és nyírlápok	-	-	-
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	50	100

A14. Lombkorona-cserjeszint átmenete

A tagolt és természeteshez közel álló vertikális struktúrának egyik jellemzője a lombkoronaszint és a cserjeszint helyenkénti egymásba olvadása. Ez azonban a gazdasági erdőkben csak bizonyos állománymagasság felett tekinthető természetességet növelő tényezőnek.

PTE	<i>A lombkoronaszint és a cserjeszint átmenete</i>		
	<i>jellemzően igen</i>	<i>igen, helyenként</i>	<i>nem</i>
1. típus	0	0	0
2. típus	100	50	0
3. típus	100	25	0

1. típus: A faállomány magassága nem éri el a 10 m-t. (A magasság a legnagyobb elegyarányú fafaj magasságát jelenti.)

2. típus: bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, sziklaerdők, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők, mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános–tölgyesek, mészkerülő tölgyesek, Ny-Dt-i fenyőleleges lombos erdők, homoki tölgyesek, puhafás ligeterdők, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, égerlápok, egyéb természeteszerű erdők.

3. típus: bokorerdők, mész- és melegkedvelő tölgyesek, borókás–nyárasok, lösztölgyesek, sziki tölgyesek, bokorfüzesek, fűz- és nyírlápok.

A15. Idős fák mennyisége

Az idős fák mennyiségének növekedése természetességet növelő tényező, amit az erdőrésztlet területétől függően értékelünk, a hektáronkénti darabszámot pontozzuk.

	Idős fák mennyisége (db/ha)				
	0	0-0,1	0,1-1,0	1,1-2,0	> 2,0
Pont	0	20	40	60	100

A16. Idős fák térbeli mintázata

A zárt, árnyaló típusú erdőkben inkább az idős (hagyás-) fák foltos előfordulását tekintjük természetesebbnek, a fellazult, kevésbé árnyas erdőkben elfogadunk más mintázatot is (itt kisebb jelentősége van). Ha nincs idős fa, vagyis A15 = 0, akkor a pontérték 0!

PTE	<i>Idős fák térbeli mintázata</i>				
	<i>nincs idős fa</i>	<i>nagyfoltos</i>	<i>kisfoltos</i>	<i>szórványos</i>	<i>egyenletes</i>

1. típus	0	100	100	50	50
2. típus	0	100	100	75	75

1. típus (zárt, árnyaló típusú erdők): bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők, mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános–tölgyesek, DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, égerlápok.

2. típus (fellazult, kevésbé árnyas erdők): cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, sziklaerdők, mészkerülő tölgyesek, mész- és melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők, homoki tölgyesek, lőszertölgyesek, sziki tölgyesek, borókás–nyárasok, bokorfüzesek, puhafás ligeterdők, fűz- és nyírlápok.

A17. Szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedek aránya

Szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedeket csak bizonyos mellmagassági átmérő felett lehet találni, ezért egy bizonyos küszöbérték felett értékeljük jelenlétüket.

PTE	Szabálytalan törzs- és koronaformájú egyedek aránya (%)		
	nincs	≤ 10	> 10
1. típus	0	0	0
2. típus	0	50	100
3. típus	0	40	100

1. típus: A főfafaj mellmagassági átmérője nem éri el a 25 cm-t, valamint a bokorfüzesek.

2. típus: bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános–tölgyesek, mészkerülő tölgyesek, Ny-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, homoki tölgyesek, lőszertölgyesek, sziki tölgyesek, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, égerlápok, egyéb természetszerű erdők.

3. típus: sziklaerdők, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők, bokorerdők, mész- és melegkedvelő tölgyesek, borókás–nyárasok, puhafás ligeterdők, fűz- és nyírlápok.

Holtfa jellemzők

A holtfa sajátságainak értékelése során az 1. szint független a PTE-től.

A18. Lábon álló holtfa, facsonk aránya

Pont	Lábon álló holtfák, facsonkok (Ø > 5 cm) egyedszám aránya (%)					
	< 1	1-5	6-10	11-15	16-20	> 20
	0	20	50	70	90	100

A19. Álló vastag holtfa, facsonk mennyisége

Pont	Álló vastag holtfa mennyisége (db/ha)						
	0	0,01-0,40	0,41-0,80	0,81-1,20	1,21-1,60	1,61-2,00	> 2,01
	0	10	20	40	60	80	100

A20. Földön fekvő holtfa borítása

Pont	Földön fekvő holtfa (Ø > 5 cm) borítása (%)		
	< 1	1-5	> 5
	0	50	100

A21. Holtfa-korhadtság

Ha a holtfa hiányzik ($A_{20} < 1$), akkor a kérdésnek a természetesség szempontjából nincs jelentősége. Ha a holtfa borítása eléri, vagy meghaladja az 1 %-ot, akkor a legoptimálisabb az egyenletes korhadtság. Az elsősorban erősen ill. kevésbé korhadtt kategóriák értéke közötti különbség kicsi, hiszen mindkét esetben a holtfa időben diszkontinuus (és feltehetően erdészeti) mortalitásból származik. Az erősen korhadtt azért kap valamennyivel több pontot, mert a holtfa időben hosszabb jelenlétét jutalmazzuk.

	Holtfa-korhadtság			
	$A_{20} < 1$	egyenletes	elsősorban puha, erősen korhadtt	elsősorban kemény, kevésbé korhadtt
Pont	0	100	65	50

A22. Földön fekvő vastag holtfa mennyisége

	Földön fekvő vastag holtfa mennyisége (db/ha)						
	0	0,01-0,40	0,41-0,80	0,81-1,20	1,21-1,60	1,61-2,00	$\geq 2,01$
Pont	0	10	20	40	60	80	100

C serjeszint-összetétel

B4. Cserjeszint fajösszetételének tipikussága

Amennyiben a cserjeszint a potenciális természetes erdőtársuláséhoz hasonlít, akkor pontozzuk. Amennyiben valamilyen antropogén hatás miatt nem hasonlít, úgy nem kap pontértéket.

	Cserjeszint fajösszetételének tipikussága	
	hasonlít	nem hasonlít
Pont	100	0

B5. Idegenhonos illetve agresszív cserje- és fafaj(ok) aránya a cserjeszintben

A cserjeszintben lévő idegenhonos cserje- és fafajok arányának növekedése természetességet rontó tényező, ahol az agresszív fás növényeket – egy bizonyos tömegesség felett – jobban sújtjuk.

PTE	Idegenhonos cserje- és fafaj(ok) aránya (%)			
	0	< 10	10-50	> 50
1. típus	100	80	40	0
2. típus	100	40	20	0

1. típus: nincs agresszív fa- és/vagy cserjefaj a cserjeszintben (vagy nem éri el egyik sem a 2-es tömegességet)

2. típus: van agresszív fa- és/vagy cserjefaj a cserjeszintben (s legalább egy faj eléri a 2-es tömegességet)

Agresszív fajok: akác, zöld juhar, amerikai kőris, bálványfa, kései meggy, ostorfa, alásfa, japánakác, ezüstfa, gyalogakác, arany ribiszke, ördögcéma

B6. Nitrofil cserje- és fafaj(ok) aránya a cserjeszintben

Azokban a PTE-kben, ahol a zavarástűrő-nitrofil (fél)cserjék (bodza és szeder fajok) természetesen jelen vannak, ott jelenlétüket csak jelentősebb elegyaránynál értékeljük negatívan, és a változó kevésbé érzékeny az arány változására, mint ott, ahol egyértelműen antropogén hatást jeleznek.

PTE	Nitrofil cserje- és fafaj(ok) aránya (%)			
	0	< 10	10-50	> 50
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK				
Bükkösök	100	100	50	0
Gvertvános–kocsánvtalan tölgyesek	100	100	50	0
Gvertvános–kocsánvos tölgyesek	100	100	50	0
Cseres–kocsánvtalan tölgyesek	100	100	50	0

Cseres–kocsánvos tölgyesek	100	75	50	0
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK				
Sziklaerdők	100	75	50	0
Szurdokerdők	100	100	100	0
Törmelékleitő-erdők	100	100	100	0
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK				
Mészkerülő bükkösök	100	75	50	0
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	100	75	50	0
Mészkerülő tölgyesek	100	75	50	0
DNv-Dt-i fenyőtelepves lombos erdők	100	100	50	0
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK				
Bokorerdők	100	100	50	0
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	100	100	50	0
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK				
Homoki tölgyesek	100	75	50	0
Borókás–nyárasok	100	75	50	0
Lösztölgyesek	100	100	50	0
Sziki tölgyesek	100	75	50	0
LIGETERDŐK				
Bokorfűzesek	-	-	-	-
Puhafás ligeterdők	-	-	-	-
Keménvfás ligeterdők	-	-	-	-
Patak menti ligeterdők	100	100	100	0
LÁPERDŐK				
Égerlápok	100	100	100	0
Fűz- és nyírlápok	100	0	0	0
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	100	100	50	0

Cserjeszint-szerkezet

B1. Cserjeszint hiányának oka

Amennyiben a cserjeszint antropogén hatás miatt hiányzik, úgy az állapotot nem természetesnek értékeljük.

	Cserjeszint hiányának oka		
	<i>nem hiányzik</i>	<i>mesterséges</i>	<i>természetes</i>
Pont	100	0	100

B2. Cserjeszint eltávolításának nyoma

Amennyiben a cserjeszint eltávolításának (már) nincs nyoma (korábban vagy kevésbé drasztikusan történt), úgy ezt az állapotot kedvezőbbnek tekintjük, mintha az eltávolításnak van nyoma.

	Cserjeszint eltávolításának nyoma	
	<i>van</i>	<i>nincs</i>
Pont	0	100

B3. Cserjeszint borítása

B3a. A cserjeszint maximális és minimális borításának különbsége

A borítás legnagyobb és legalacsonyabb értéke közötti különbséget képezzük, amely minél nagyobb, annál jobban természetességet növelő tényező.

	Cserjeszint maximális és minimális borításának különbsége (%)				
	0-10	11-20	21-30	31-40	41-100
Pont	0	25	50	75	100

B3b. A cserjeszint borításának átlaga

A cserjeszint borításának átlaga PTE-függő a természetesség szempontjából.

PTE	Cserjeszint borításának átlaga (%)						
	< 1	1-5	6-20	21-40	41-60	61-80	81-100
1. típus	0	80	100	100	80	60	40
2. típus	0	60	80	100	100	80	60
3. típus	0	40	60	80	100	100	100
4. típus	50	80	100	50	0	0	0

1. típus (árnyas erdőbelsőjű típusok): bükkösök

2. típus (ámeneti típusok): gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsányos tölgyesek, szurdokerdők, DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők, sziklaerdők, égerlápok, törmeléklető-erdők

3. típus (fényben gazdag erdőbelsőjű típusok): mész- és melegkedvelő tölgyesek, homoki tölgyesek, lösztölgyesek, puhafás ligeterdők, cseres-kocsánytalan tölgyesek, cseres-kocsányos tölgyesek, sziki tölgyesek, bokorerdők, borókás-nyárasok, bokorfüzesek, fűz- és nyírlápok.

4. típus (mészkerülő erdők): mészkerülő bükkösök, mészkerülő gyertyános-tölgyesek, mészkerülő tölgyesek

B7. Cserjeszint borításának mintázata

Az egyenletes borítású cserjeszintet tekintjük a legkevésbé természetesnek, mert ez antropogén hatásra utal.

	Cserjeszint borításának mintázata			
	kisfoltos	nagyfoltos	szórványos	egyenletes, vagy nincs cserjeszint
Pont	100	75	100	0

G y e p s z i n t - ö s s z e t é t e l

C2. Gyom- és/vagy nitrofil fajok borításaránya

A változó kevésbé érzékeny a borításarány-változásra, és csak nagy borításoknál kap alacsonyabb értékeket azokban a PTE-ekben, ahol a természetes állományokban is nagyobb arányt érhetnek el ezek a fajok.

PTE	Gyom- és/vagy nitrofil fajok borításának aránya (%)				
	0	1-10	11-30	31-60	61-100
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK					
Bükkösök	100	100	75	50	0
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	100	100	75	50	0
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	100	100	75	50	0
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	100	100	75	50	0
Cseres-kocsányos tölgyesek	100	100	75	50	0
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK					
Sziklaerdők	100	100	75	50	0
Szurdokerdők	100	100	100	100	0
Törmeléklető-erdők	100	100	100	100	0

MÉSZKERÜLŐ ERDŐK					
Mészkerülő bükkösök	100	85	50	20	0
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	100	85	50	20	0
Mészkerülő tölgyesek	100	85	50	20	0
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	100	85	50	20	0
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK					
Bokorerdők	100	100	75	50	0
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	100	100	75	50	0
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK					
Homoki tölgyesek	100	100	75	50	0
Borókás-nyárasok	100	85	50	20	0
Lösztölgyesek	100	100	75	50	0
Sziki tölgyesek	100	100	75	50	0
LIGETERDŐK					
Bokorfüzesek	100	100	100	100	0
Puhafás ligeterdők	-	-	-	-	-
Keményfás ligeterdők	100	100	100	50	0
Patak menti ligeterdők	100	100	100	50	0
LÁPERDŐK					
Égerlápok	100	100	100	50	0
Fűz- és nyírlápok	100	50	0	0	0
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	100	100	75	50	0

C3. Kísérőfajok mértéke

A kísérőfajok megléte és számuk mértéke természetességet növelő tényező.

	<i>Kísérőfajok mértéke</i>			
	<i>nagyszám- ban vannak meg</i>	<i>megvannak</i>	<i>csak szórványosa k</i>	<i>hiányoznak</i>
Pont	100	80	50	0

Gyepszint-szerkezet

C1. Gyepszint borítása

C1a. A gyepszint maximális és minimális borításának különbsége

A borítás legnagyobb és legalacsonyabb értéke közötti különbséget képezzük, amely minél nagyobb, annál jobban természetességet növelő tényező. A potenciális természetes erdőtársulásokat két csoportba soroljuk: 1. a gyepszint borítása természetes viszonyoknál heterogénebb, 2. a gyepszint borítása természetes viszonyoknál is viszonylag homogén lehet.

PTE	Gyepszint maximális és minimális borításának különbsége (%)					
	0-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-100
1. TÍPUS	0	20	40	60	80	100
2. TÍPUS	0	30	60	100	100	100

1. típus: bükkösök, gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, gyertyános-kocsányos tölgyesek, szurdokerdők, törmeléklejtő-erdők, mézskerülő bükkösök, mézskerülő gyertyános-tölgyesek, DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, égerlápok.

2. típus: cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, sziklaerdők, mészkerülő tölgyesek, mész- és melegkedvelő tölgyesek, bokorerdők, homoki tölgyesek, lösztölgyesek, sziki tölgyesek, borókás–nyárasok, bokorfüzesek, puhafás ligeterdők, fűz- és nyírlápok, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők.

C1b. A gyepszint borításának átlaga

PTE	Gyepszint borításának átlaga (%)							
	0-5	6-10	11-20	21-30	31-40	41-80	81-90	91-100
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK								
Bükkösök	0	50	100	100	100	100	50	0
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	0	50	100	100	100	100	50	0
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	50	100	100	100	100	50	0
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK								
Sziklaerdők	0	50	100	100	100	100	50	0
Szurdokerdők	0	25	50	75	100	100	50	0
Törmeléklejtő-erdők	0	25	50	75	100	100	50	0
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK								
Mészkerülő bükkösök	0	50	100	100	100	100	50	0
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	0	50	100	100	100	100	50	0
Mészkerülő tölgyesek	0	50	100	100	100	100	50	0
DNy-Dt-i fenyelegyes lombos erdők	0	50	100	100	100	100	50	0
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK								
Bokorerdők	0	25	50	75	100	100	100	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK								
Homoki tölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
Borókás–nyárasok	0	30	60	100	100	100	50	0
Lösztölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
Sziki tölgyesek	0	10	25	50	75	100	100	50
LIGETERDŐK								
Bokorfüzesek	0	50	100	100	100	100	50	0
Puhafás ligeterdők	0	25	50	75	100	100	100	50
Keményfás ligeterdők	0	25	50	75	100	100	100	50
Patak menti ligeterdők	0	25	50	75	100	100	100	100
LÁPERDŐK								
Égerlápok	0	25	50	75	100	100	100	50
Fűz- és nyírlápok	0	50	100	100	100	100	50	0
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	50	100	100	100	100	50	0

C4. Gyepszint borításának mintázata

	Gyepszint borításának mintázata			
	<i>kisfoltos</i>	<i>nagyfoltos</i>	<i>szórványos</i>	<i>egyenletes, vagy nincs gyepszint</i>
Pont	100	100	100	0

C5. MOHASZINT BORÍTÁSA

A borítástartományt nem vesszük figyelembe, a borításátlag és a PTE csoport alapján pontozunk.

PTE	Mohaszint borításának átlaga (%)					
	< 1	1-5	6-10	11-30	31-60	61-100
1. típus	50	100	100	100	50	0
2. típus	0	50	75	100	100	50
3. típus	0	25	50	100	100	100

1. típus (nem mohás típusok): bükkösök, gyertyános–kocsánytalan tölgyesek, gyertyános–kocsányos tölgyesek, cseres–kocsánytalan tölgyesek, cseres–kocsányos tölgyesek, bokorerdők, mész- és melegkedvelő tölgyesek, homoki tölgyesek, borókás–nyárasok, lőszőtölgyesek, sziki tölgyesek, bokorfüzesek, puhafás ligeterdők, keményfás ligeterdők, patak menti ligeterdők

2. típus (közepesen mohás típusok): sziklaerdők, szurdokerdők, törmeléklető-erdők, mészkerülő gyertyános-tölgyesek, égerlápok

3. típus (nagyon mohás típusok): mészkerülő bükkösök, mészkerülő tölgyesek, DNY-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők, fűz- és nyírlápok

Újulat-összetétel

D3. Idegenhonos és agresszív újulat borításaránya

Az újulat-összetételben természetességet rontó tényező az idegenhonos újulat megléte és borításarányának növekedése. Mivel az idegenhonos fajok között agresszív módon terjedők is vannak, melyek az állományok jövőbeni természetességére fokozottan hatnak, ezért jelenlétüket nagyobb mértékben sújtjuk, mint a nem agresszív fajokét. Az agresszív fajok jelenlétének figyelembe vétele csak akkor történik meg, ha legalább egy faj tömegessége eléri a 2-es értéket.

PTE	Idegenhonos fajok borításaránya az újulatban (%)											
	< 1	1-5	6-10	11-20	21-30	31-40	41-50	51-60	61-70	71-80	81-90	91-100
1. TÍPUS	100	95	90	80	70	60	50	40	30	20	10	0
2. TÍPUS	100	90	80	60	40	20	0	0	0	0	0	0

1. típus: nincs agresszív faj az újulatban (vagy nem éri el egyik sem a 2-es tömegességet)

2. típus: van agresszív faj az újulatban (s legalább egy faj eléri a 2-es tömegességet)

Agresszív fajok: akác, zöld juhar, amerikai köris, bálványfa, kései meggy, ostorfa, alásfa, japánakác, ezüstfa

Újulat-szerkezet

D1. Újulat borítása

D1a. Az újulat maximális és minimális borításának különbsége

A természetes erdő szerkezetére a lékesedés jellemző, tehát vannak nyíltabb, alacsonyabb záródású foltok, e mellett teljesen zárt koronaszintű részek is megtalálhatók benne. Így nagy

borítású újulati foltok és újulatmentes foltok is előfordulhatnak, vagyis borításuk különbsége eléggé nagy érték. Ennek megfelelően a borítás legnagyobb és legalacsonyabb értéke közötti különbséget képezzük, amely minél nagyobb, annál jobban természetességet növelő tényező.

	Újulat maximális és minimális borításának különbsége (%)				
	<i>0-10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-30</i>	<i>31-40</i>	<i>41-100</i>
PONT	0	25	50	75	100

D1b. Az őshonos újulat borításának átlaga

Az állományok megújulása szempontjából döntő az őshonos újulat megléte. A természetes lékdinamika esetén állomány szinten mindig jellemző az újulat megjelenése.

	Őshonos újulat borításának átlaga (%)						
	<i>0</i>	<i>0,1-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-30</i>	<i>31-40</i>	<i>41-100</i>
PONT	0	10	20	40	60	80	100

D2. Többéves, életképes újulat aránya

Az egy-két éves újulat megléte még nem biztosíték az állományok megújulására, mert a tapasztalat azt mutatja, hogy az ilyen méretű, korú újulat még gyakran eltűnik. A megújulást a többéves, életképes újulattól várhatjuk egyértelműen. Csak akkor pontozzuk, ha az idegenhonos újulat aránya kisebb a 10 %-os küszöbértéknél (D3 < 10 %).

	Többéves, életképes újulat aránya (%)					
	<i>0</i>	<i>0,1-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-30</i>	<i>31-60</i>	<i>61-100</i>
PONT	0	10	25	50	75	100

D4. Újulat borításának mintázata

Nem pontozzuk, mivel a mintázat a felsőbb szintek szerkezetétől is függ, s a természetesség szempontjából valamennyi mintázati típus közel egyenlő értékű.

Termőhelyi jellemzők

F1. Másodlagos erózió megléte

PTE	Másodlagos erózió megléte	
	<i>igen</i>	<i>nem</i>
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK		
Bükkösök	0	100
Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	0	100
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	100
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	100
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	100
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK		
Sziklaerdők	0	100
Szurdoerdők	0	100
Törmeléklejtő-erdők	0	100
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK		
Mészkerülő bükkösök	0	100
Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	0	100

Mészkerülő tölgyesek	0	100
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	0	100
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK		
Bokorerdők	0	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK		
Homoki tölgyesek	0	100
Borókás–nyárasok	0	100
Lösztölgyesek	0	100
Sziki tölgyesek	-	-
LIGETERDŐK		
Bokorfüzesek	-	-
Puhafás ligeterdők	-	-
Keményfás ligeterdők	-	-
Patak menti ligeterdők	0	100
LÁPERDŐK		
Égerlápok	-	-
Fűz- és nyírlápok	-	-
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	100

F2. Erodáltság mértéke

A pontozás függ a lejtéstől (üzemtervi kategóriák).

Lejtés	Erodáltság mértéke (%)			
	0	< 10	10-50	> 50
Sík és hullámos	100	0	0	0
2,5° - 7,5°	100	50	40	30
7,5° - 12,5°	100	60	50	40
12,5° - 17,5°	100	70	60	50
17,5° - 22,5°	100	80	70	60
22,5° - 27,5°	100	90	80	70
27,5° - 32,5°	100	100	90	80
32,5°-nál meredekebb	100	100	100	90
Változó	100	75	50	25

F3. Erózió típusa

PTE	Erózió típusa				
	drasztikus	areális, jelentős	areális, felszíni	lineáris	nincs erózió
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK					
Bükkösök	0	25	50	75	100
Gyertyános–kocsánytalan	0	25	50	75	100
Gyertyános–kocsányos tölgyesek	0	25	50	75	100
Cseres–kocsánytalan tölgyesek	0	25	50	75	100
Cseres–kocsányos tölgyesek	0	25	50	75	100

SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK					
Sziklaerdők	0	25	50	75	100
Szurdokerdők	0	25	50	75	100
Törmeléklejtő-erdők	0	25	50	75	100
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK					
Mészkerülő bükkösök	0	25	50	75	100
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	0	25	50	75	100
Mészkerülő tölgyesek	0	25	50	75	100
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos	0	25	50	75	100
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK					
Bokorerdők	0	25	50	75	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	25	50	75	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK					
Homoki tölgyesek	0	25	50	75	100
Borókás-nyárasok	0	25	50	75	100
Lösztölgyesek	0	25	50	75	100
Sziki tölgyesek	0	25	50	75	100
LIGETERDŐK					
Bokorfüzesek	-	-	-	-	-
Puhafás ligeterdők	-	-	-	-	-
Keményfás ligeterdők	-	-	-	-	-
Patak menti ligeterdők	0	25	50	75	100
LÁPERDŐK					
Égerlápok	-	-	-	-	-
Fűz- és nyírlápok	-	-	-	-	-
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	25	50	75	100

F4. Humuszforma

PTE	Humuszforma		
	<i>nyershumusz</i>	<i>móder</i>	<i>mull</i>
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK			
Bükkösök	0	0	100
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	0	0	100
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	0	0	100
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	0	75	100
Cseres-kocsányos tölgyesek	0	75	100
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK			
Sziklaerdők	0	75	100
Szurdokerdők	0	0	100
Törmeléklejtő-erdők	0	0	100

MÉSZKERÜLŐ ERDŐK			
Mészkerülő bükkösök	0	100	50
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	0	100	100
Mészkerülő tölgyesek	30	100	0
DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	-	-	-
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK			
Bokorerdők	0	75	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	75	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK			
Homoki tölgyesek	0	75	100
Borókás-nyárasok	0	50	100
Lösztölgyesek	0	75	100
Sziki tölgyesek	0	75	100
LIGETERDŐK			
Bokorfüzesek	-	-	-
Puhafás ligeterdők	0	50	100
Keményfás ligeterdők	0	0	100
Patak menti ligeterdők	0	75	100
LÁPERDŐK			
Égerlápok	100	100	0
Fűz- és nyírlápok	100	100	0
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	75	100

F5. Talajtömörítés mértéke

	Talajtömörítés mértéke (%)		
	<i>0</i>	<i>≤ 10</i>	<i>> 10</i>
Pont	100	25	0

F6. Talajréteg-keveredés

PTE	Talajréteg-keveredés	
	<i>van</i>	<i>nincs</i>
KLÍMAZONÁLIS ERDŐK		
Bükkösök	0	100
Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek	0	100
Gyertyános-kocsányos tölgyesek	0	100
Cseres-kocsánytalan tölgyesek	0	100
Cseres-kocsányos tölgyesek	0	100
SZIKLADOMBORZATÚ ERDŐK		
Sziklaerdők	-	-
Szurdokerdők	-	-
Törmeléklejtő-erdők	-	-
MÉSZKERÜLŐ ERDŐK		
Mészkerülő bükkösök	0	100
Mészkerülő gyertyános-tölgyesek	0	100
Mészkerülő tölgyesek	0	100

DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	0	100
MÉSZKEDVELŐ ERDŐK		
Bokorerdők	0	100
Mész- és melegkedvelő tölgyesek	0	100
ERDŐSSZTYEPP-ERDŐK		
Homoki tölgyesek	0	100
Borókás-nyárasok	0	100
Lösztölgyesek	0	100
Sziki tölgyesek	0	100
LIGETERDŐK		
Bokorfüzesek	0	100
Puhafás ligeterdők	0	100
Keményfás ligeterdők	0	100
Patak menti ligeterdők	0	100
LÁPERDŐK		
Égerlápok	0	100
Fűz- és nyírlápok	0	100
EGYÉB TERMÉSZETSZERŰ ERDŐK	0	100

F7. Talajfelszín-sebzés

	<i>Talajfelszín-sebzés</i>	
	<i>van</i>	<i>nincs</i>
Pont	0	100

F8. Mikroélelőhelyek megléte

	Mikroélelőhelyek száma		
	<i>nincs</i>	<i>kevés</i>	<i>sok</i>
Pont	0	75	100

Vadhatás jellemzők

A vadhatás mértékének pontozása minden esetben független a potenciális természetes erdőtársulástól.

E1. Hántáskár mértéke

	Hántáskár mértéke (%)			
	<i>0</i>	<i>< 10</i>	<i>10-50</i>	<i>> 50</i>
Pont	100	50	25	0

E2. Cserjeszint rágáskárának mértéke

Ha a cserjeszint hiányzik (ld. B1), akkor a rágottság automatikusan teljes (ld. E5).

	Cserjeszint rágáskárának mértéke			
	<i>nincs</i>	<i>kevés</i>	<i>sok</i>	<i>teljes</i>
Pont	100	50	25	0

E3. Gyepszint rágáskárának mértéke

Ha a gyepszint hiányzik (C1b = 0), a rágottság automatikusan teljes (ld. E5).

	Gyepszint rágáskárának mértéke			
	<i>nincs</i>	<i>kevés</i>	<i>sok</i>	<i>teljes</i>
Pont	100	50	25	0

E4. Alomszint károsításának mértéke

	Alomszint károsításának mértéke (%)						
	<i>0</i>	<i>1-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-20</i>	<i>21-30</i>	<i>31-40</i>	<i>41-100</i>
Pont	100	90	80	60	40	20	0

E5. A vad hatása miatt hiányzó állományszintek

A cserjeszint, a gyepszint és az újulati szint vadhatás miatti meglétét ill. hiányát értékeljük, ezt a jellemzőt a 2. szintben szorzóként alkalmazzuk.

Függelék 7. – A változók súlyozása és a változócsoporthoz számítása – 2. szint

$$\text{Faállomány-összetétel} = (5 \times A1a + 4 \times A1b + 3 \times A2a + 2 \times A2b + 5 \times A3 + 2 \times A4 + 2 \times A5) \times X$$

Az *X* szorzó számítása (A3 és a felvételi jegyzőkönyv fajlistája alapján)

	Agresszív idegenhonos fafaj(ok) elegyaránya (%)				
	0	0.1-4	5-19	20-49	> 50
X	1,0	0.9	0.8	0.7	0,5

Agresszív fajok: akác, zöld juhar, amerikai kőris, bálványfa, kései meggy, ostorfa, japánakác, ezüstfa, alásfa

$$\text{Faállomány-szerkezet} = (A7a + A7b + 2 \times A8 + A9 + A11) \times Y + (2 \times A6 + 2 \times A13 + 2 \times A14 + 5 \times A15 + A16 + A17)$$

Az *Y* szorzó számítása (A10 alapján)

	Záródáshiány oka	
	<i>erdészeti</i>	<i>természetes</i>
Y	0.8	1,0

$$\text{Holtfa jellemzők} = A18 + 5 \times A19 + A20 + A21 + 5 \times A22$$

$$\text{Cserjeszint-összetétel} = 5 \times B4 + 5 \times B5 + B6$$

$$\text{Cserjeszint-szerkezet} = 3 \times (B1 + B2) + 2 \times B3a + 3 \times B3b + B7$$

$$\text{Gyepszint-összetétel} = C2 + 2 \times C3$$

$$\text{Gyepszint-szerkezet} = 2 \times C1a + 2 \times C1b + 2 \times C4 + C5$$

$$\text{Újulat-összetétel} = D3$$

$$\text{Újulat-szerkezet} = D1a + 4 \times D1b + D2$$

$$\text{Vadhatás} = (E1 + E2 + E3 + E4) \times Q$$

A *Q* szorzó számítása (E5 alapján)

A vadhatás miatt	Q
nem hiányzik szint	1,0
1 szint hiányzik	0,3
2 szint hiányzik	
a cserjeszint és az újulati szint	0,1
a gyepszint és az újulati szint	0,1
a cserjeszint és a gyepszint	0
3 szint hiányzik	0

$$\text{Termőhelyi jellemzők} = 2 \times F1 + Z \times F2 + F4 + F5 + 5 \times F6 + F7 + 1,5 \times F8$$

A *Z* szorzó számítása (F3 alapján)

	Erózió típusa				
	<i>drasztikus</i>	<i>areális, jelentős</i>	<i>areális, felszíni</i>	<i>lineáris</i>	<i>nincs erózió</i>
Z	0,2	0,5	1	1,5	2

Függelék 8. –Az erdőrészesletek természetességi mutatójának számítása – 3. szint

Az egyes változócsoporthoz normált értékeit szorozzuk (súlyozzuk) PTE-nként a **3. szint súlyozás.doc** táblázat (Függelék 10.) megfelelő adataival, majd az eredményeket összegezve kapjuk az erdőrészeslet természetességét.

- A = Faállomány-összetétel súlyértéke
- B = Faállomány-szerkezet súlyértéke
- C = Cserjeszint-összetétel súlyértéke
- D = Cserjeszint-szerkezet súlyértéke
- E = Gyepszint-összetétel súlyértéke
- F = Gyepszint-szerkezet súlyértéke
- G = Újulat-összetétel súlyértéke
- H = Újulat-szerkezet súlyértéke
- I = Holtfa jellemző súlyértéke
- J = Vadhatás jellemző súlyértéke
- K = Termőhelyi jellemző súlyértéke

Erdőrészeslet természetességi mutatója = \sum (A-tól K-ig) \times változócsoporthoz normált értékei

Számoljuk az alábbi mutatókat is:

Faállomány természetessége = $(A \times \text{Faállomány-összetétel normált értéke} + B \times \text{Faállomány-szerkezet normált értéke}) / (A+B)$

Cserjeszint természetessége = $(C \times \text{Cserjeszint-összetétel normált értéke} + D \times \text{Cserjeszint-szerkezet normált értéke}) / (C+D)$

Gyepszint természetessége = $(E \times \text{Gyepszint-összetétel normált értéke} + F \times \text{Gyepszint-szerkezet normált értéke}) / (E+F)$

Újulat természetessége = $(G \times \text{Újulat-összetétel normált értéke} + H \times \text{Újulat-szerkezet normált értéke}) / (G+H)$

Kompozicionális jellemzők természetessége = $(A \times \text{Faállomány-összetétel természetessége} + C \times \text{Cserjeszint-összetétel természetessége} + E \times \text{Gyepszint-összetétel természetessége} + G \times \text{Újulat-összetétel természetessége}) / (A + C + E + G)$

Szerkezeti jellemzők természetessége = $(B \times \text{Faállomány-szerkezet természetessége} + D \times \text{Cserjeszint-szerkezet természetessége} + F \times \text{Gyepszint-szerkezet természetessége} + H \times \text{Újulat-szerkezet természetessége} + I \times \text{Holtfa jellemzők természetessége}) / (B + D + F + H + I)$

Funkcionális jellemzők természetessége = $(J \times \text{Vadhatás jellemzők természetessége} + K \times \text{Termőhelyi jellemzők természetessége}) / (J + K)$

Függelék 9. –A 2. szintben számított természetességi mutatók elméleti minimum és maximum értékei

	Minimum értékek	Maximum értékek	Bükkösök	Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	Gyertyános–kocsányos tölgyesek	Cseres–kocsánytalan tölgyesek	Cseres–kocsányos tölgyesek	Sziklaerdők	Szurdokerdők	Törmeléklejtő-erdők	Mészkerülő bükkösök	Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	Mészkerülő tölgyesek	DNy-Dt-i fenyőelegyes lombos erdők	Bokorerdők	Mész- és melegkedvelő tölgyesek	Homoki tölgyesek	Borókás–nyárasok	Lószőlgyesek	Sziki tölgyesek	Bokorfűzesek	Puhafás ligeterdők	Keményfás ligeterdők	Patak menti ligeterdők	Égerlápok	Fűz- és nyírlápok	Egyéb természet szerű erdők
			max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max	max
Faállomány-összetétel	200	X	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	2300	300	2300	2300	2300	2300	1900	2300
Faállomány-szerkezet	0	X	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1900	1700	1700	1700	1700	1700	1900	1100	1700	1900	1900	1700	1500	1900
Holtfa	0	1300																									
Cserjeszint-összetétel	0	X	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1100	1000	1000	1000	1100	1100	1100	1100
Cserjeszint-szerkezet	0	1200																									
Gyepszint-összetétel	0	X	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	200	300	300	300	300	300
Gyepszint-szerkezet	0	700																									
Újulat-összetétel	0	100																									
Újulat-szerkezet	0	600																									
Vadhatás	0	400																									
Termőhely	0	X	1350	1350	1350	1350	1350	850	850	850	1350	1350	1350	1250	1350	1350	1350	1350	1350	1150	850	950	950	1350	950	950	1350

Függelék 10. – A 3. szint súlyértékei

	Súlyérték szimbóluma	Bükkösök	Gyertyános–kocsánytalan tölgyesek	Gyertyános–kocsányos tölgyesek	Cseres–kocsánytalan tölgyesek	Cseres–kocsányos tölgyesek	Sziklaerdők	Szurdokerdők	Törmelékletjtő-erdők	Mészkerülő bükkösök	Mészkerülő gyertyános–tölgyesek	Mészkerülő tölgyesek	DNy-Dt-i fenyőéleleges lombos erdők	Bokorerdők	Mész- és melegkedvelő tölgyesek	Homoki tölgyesek	Borókás–nyárasok	Lószőtölgyesek	Sziki tölgyesek	Bokorfüzesek	Puhafás ligeterdők	Keményfás ligeterdők	Patak menti ligeterdők	Égerlápok	Fűz- és nyírlápok	Egyéb természetismereti erdők
Faállomány	A+B	35	35	35	35	35	38	38	38	35	35	35	35	34	34	34	34	34	36	15	36	37	35	35	32	35
Faállomány-összetétel	A	18	18	18	18	18	19	19	19	18	18	18	18	19	19	19	19	19	19	1	20	19	18	19	17	18
Faállomány-szerkezet	B	17	17	17	17	17	19	19	19	17	17	17	17	15	15	15	15	15	17	14	16	18	17	16	15	17
Cserjeszint	C+D	20	20	20	20	20	21	21	21	20	20	20	21	21	21	21	21	21	21	28	20	20	20	21	23	20
Cserjeszint-összetétel	C	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	13	9	9	10	10	11	10
Cserjeszint-szerkezet	D	10	10	10	10	10	11	11	11	10	10	10	11	11	11	11	11	11	11	15	11	11	10	11	12	10
Gyepszint	E+F	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	9	13	9	9	9	10	10	9
Gyepszint-összetétel	E	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	4	2	3	3	3	3	3
Gyepszint-szerkezet	F	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	9	7	6	6	7	7	6
Újulat	G+H	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	8	7	7	6	7	7	6
Újulat-összetétel	G	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Újulat-szerkezet	H	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	7	6	6	5	6	6	5
Holtfa jellemzők	I	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	16	12	12	12	12	12	12
Vadhatás jellemzők	J	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	9	7	6	6	6	7	6
Termőhelyi jellemzők	K	12	12	12	12	12	8	8	8	12	12	12	11	12	12	12	12	12	10	11	9	9	12	9	9	12

