

# DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Kenderes Kata  
2008

**KELET-KÖZÉP EURÓPAI BÜKKÖSÖK  
TERMÉSZETES FAÁLLOMÁNY-DINAMIKÁJA**

**Doktori értekezés**

**Kenderes Kata**

**Témavezető: Dr Standovár Tibor  
egyetemi docens**

**EÖTVÖS LORÁND TUDOMÁNYEGYETEM  
BIOLÓGIA DOKTORI ISKOLA  
Vez.: Dr Erdei Anna akadémikus, egyetemi tanár**

**ÖKOLÓGIA, KONZERVÁCIÓBIOLÓGIA ÉS  
SZISZTEMATIKA PROGRAM  
Vez.: Dr Podani János egyetemi tanár**

**ELTE NÖVÉNYRENDSZERTANI ÉS ÖKOLÓGIAI TANSZÉK  
BUDAPEST**

**2008**

**„Kétely kelti a tudást,  
kétely úzi a hitet.  
Kételyt kelt a gondolat,  
kételyt úz a szeretet.”**

**Weöres Sándor**

## TARTALOM

<b>1. BEVEZETÉS</b> .....	<b>1</b>
1.1 CÉLKITŰZÉSEK, KÉRDÉSEK.....	3
1.2 NÓMENKLATÚRA.....	3
<b>2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS</b> .....	<b>4</b>
2.1 KELET-KÖZÉP EURÓPAI BÜKKÖSÖK SZERKEZETE ÉS TERMÉSZETES DINAMIKÁJA.....	5
2.1.1 A BÜKK TERMÉSZETES ELTERJEDÉSE KÖZÉP-KELET EURÓPÁBAN .....	9
2.1.2 A BÜKK ÉLETMENET JELLEMZŐI.....	16
2.1.3 BÜKKÖSÖK FAÁLLOMÁNY-DINAMIKÁJA .....	28
2.2 ERDŐGAZDÁLKODÁS A BÜKKÖSÖKBEN.....	40
2.2.1 MAGYARORSZÁG BÜKKÖS ÁLLOMÁNYAINAK HASZNÁLATA A RÉGMŰLTŐL NAPJAINKIG .....	40
2.2.2 AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS HATÁSA BÜKKÖS ERDEINKRE .....	44
<b>3. ANYAG ÉS MÓDSZEREK</b> .....	<b>53</b>
3.1 FINOM LÉPTÉKŰ LÉKDINAMIKA VIZSGÁLATA .....	54
3.1.1 A MINTATERÜLETEK JELLEMZÉSE .....	54
3.1.2 A BOLYGATÁSOK JELLEMZÉSE .....	58
3.1.3 A LÉKEK TÉRKÉPEZÉSE.....	59
3.1.4 TEREPI FAÁLLOMÁNY ADATOK .....	60
3.1.5 AZ ADATFELDOLGOZÁS MÓDJA.....	61
3.2 INTENZÍV TERMÉSZETES BOLYGATÁSOK TÁJLÉPTÉKŰ VIZSGÁLATA .....	63
3.2.1 A BÖRZSÖNYI MINTATERÜLET JELLEMZÉSE .....	63
3.2.2 A BOLYGATÁSOK JELLEMZÉSE.....	65
3.2.3 MINTAVÉTEL, FELHASZNÁLT ADATOK.....	66
3.2.4 AZ ADATFELDOLGOZÁS MÓDJA.....	68
<b>4. EREDMÉNYEK</b> .....	<b>70</b>
4.1 FINOM LÉPTÉKŰ LÉKDINAMIKA.....	71
4.1.1 A BOLYGATÁSI REZSIM HOSSZÚ TÁVÚ VIZSGÁLATA .....	71
4.1.1.1 Žofín erdőrezervátum lékdinamikájának jellemzése 1971-2004 .....	71
4.1.1.2 A Kékes Erdőrezervátum lékdinamikájának jellemzése 1977-2004.....	77
4.1.1.3 Az Óserdő lékdinamikájának jellemzése 1975-2005 .....	80
4.1.1.4 A három rezervátum lékdinamikájának összehasonlítása .....	83
4.1.2 A DINAMIKA JELLEMZŐINEK VIZSGÁLATA.....	86
4.1.2.1 Mortalitás jellemzők Žofinban .....	86
4.1.2.2 A lékek felújulása az Óserdőben .....	89
4.1.2.3 A lékjellemzők kapcsolata a fejlődési fázisokkal Kékesen.....	92
4.2 INTENZÍV TERMÉSZETES BOLYGATÁSOK TÁJLÉPTÉKŰ VIZSGÁLATA .....	93
4.2.1 A BÖRZSÖNY JÉGTÖRÉSEINEK TÉRBELI KITERJEDÉSE.....	93
4.2.2 A JÉGTÖRÉSEK VALAMINT A DOMBORZAT ÉS ÁLLOMÁNY-VÁLTOZÓK ÖSSZEFÜGGÉSE .....	95
4.2.3 A PREDIKCIÓ ÉS A 2001-ES BOLYGATÁS VISZONYA .....	107

<b>5. ÉRTÉKELÉS.....</b>	<b>109</b>
<b>6. KITEKINTÉS – ALKALMAZÁS.....</b>	<b>120</b>
<b>7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....</b>	<b>127</b>
<b>8. ÖSSZEFOGLALÁS.....</b>	<b>128</b>
<b>9. SUMMARY.....</b>	<b>129</b>
<b>10. FELHASZNÁLT IRODALOM.....</b>	<b>130</b>

## 1. Bevezetés

Erdeink döntő része nem tekinthető természetes erdőnek, gazdálkodási tevékenység zajlik bennük. Ezekben az állományokban a természetes faállomány-dinamika folyamatait a vágásos erdőgazdálkodás immár évszázadok óta igyekszik megváltoztatni, a faállomány-szerkezetet pedig a saját elképzelései szerint alakítani. A vágásos üzemmód során létrejövő állományok sem vertikális, sem horizontális faállomány-szerkezetükben nem hasonlítanak a természetes erdőkre; mind táj, mind állományléptékben különböznek tőlük. Mivel a gazdálkodási módszert bonyolítja és a hatékonyságot csökkenti az idős fák megtartása, ezekből az állományokból általában hiányoznak az idős egyedek, így nem működik a természetes erdőkre jellemző egyed alapú lékdinamika (Pickett & White 1985, Runkle 1982). Az intenzívebb bolygatásokat pedig ritka katasztrófaaként éljük meg. Így a természetes erdődinamika tanulmányozása ma leginkább a gazdálkodástól régóta mentes erdőrezervátumokban lehetséges.

A mérsékelt övi lomberdők természetes faállomány-dinamikájának jellemzésére két alapvetően különböző megközelítés vállalkozik. A közép-európai kutatók hagyományosan a faállomány-szerkezet így kialakuló finom léptékű mozaikját nem az egyed alapú dinamikai folyamatok vizsgálatával próbálták leírni. Háborítatlan erdők vizsgálata alapján több szerző (Czajlik 1996, Korpel 1995, Leibundgut 1959, Mayer 1984, Průša 1985, Zukriřl et al 1963) elkészítette egymáshoz hasonló, részleteikben azonban eltérő modelljét az erdőfejlődési ciklusokról, azok stádiumairól és fázisairól. E rendszerek alapját adó egységek elkülönítése, felismerése azonban jelentősen függ a vizsgáló személyétől. Megjegyzendő, hogy a kilencvenes évektől nyugat-európai szerzők is foglalkoznak hasonló erdőciklus-, mozaikciklus-modellekkel (pl. Christensen et al. 2007, Emborg et al. 2000, Oldeman 1990, R Emmert 1991).

Az angol és amerikai szerzők által használt lékdinamika elmélete egyed alapon vizsgálja a természeti folyamatokat. Eszerint a természetes bolygatások eredményeként létrejövő lékek lényeges szerepet töltenek be az erdei életközösségek dinamikai folyamataiban (Peterken 1996, Pickett & White 1985). A lék (gap) kifejezést Watt (1923) használta először olyan helyek megnevezésére, ahol a lombkorona egyik egyede elpusztult, és megindult a felújulás a csemeték növekedésével. A fogalmat a későbbi szerzők a kis méretű, közösségen belüli diszturbancia-folt (Runkle 1985) értelemben használják. A lékdinamika működése folyamán a kialakuló erdőállomány vegyes koreloszlású, különböző növekedési fázishoz tartozó kis

foltok mozaikja. Ez a felfedezés sem új keletű; a 20. század első éveire tekint vissza (Lorimer 1989, Pinchot 1905), a lékdinamika jelentőségét az erdei életközösségek foltmintázatának és szerkezetének kialakításában mégis csak az elmúlt évtizedek kutatásai kezdték vizsgálni (Pickett & White 1985).

A közép-európai szerzők természetes dinamikát leíró erdőfejlődési ciklusainak rendszerei és a lékdinamika elmélete tehát ugyanazon folyamatokat eltérő térleptékben vizsgálja. A lékdinamika elméletének egyértelműbb alkalmazhatósága az egyed alapú megközelítésből adódik.

Az erdőrezervátumokban zajló természetes folyamatok megismerése nem csak a tudomány, de a gyakorlati erdőkezelés számára is fontos ismereteket szolgáltat. Az utóbbi évtizedekben egyre nagyobb érdeklődésre számot tartó természetközeli erdőgazdálkodás egyik fő célja a természetes folyamatok modellezése a gazdálkodási folyamat során. Ez a fajta erdőkezelési mód egyrészt kedvező feltételeket teremtené az erdei életközösségek azon fajai számára is, melyek a természetes erdőszerkezethez adaptálódtak, másrészt hosszú távon kevesebb gazdálkodási költséget igényel. Azonban az új gazdálkodási technológiák kidolgozásához még kevés információval rendelkezünk középhegységi bükkösök faállomány-dinamikájáról. Ennek fő oka a folyamatok időléptéke. A munkám során használt távérzékeléses technikával és archív légifelvétel alkalmazásával lehetőség nyílik hosszabb időintervallum tanulmányozására. Emellett azonban nélkülözhetetlen a felülről nem vizsgálható terepi információk. A két adatforrás együttes használata vezet az erődinamikai folyamatok legátfogóbb megismeréséhez és a természetközeli erdőgazdálkodás szakmai megalapozásához.

Dolgozatomban különböző természetességű középhegységi bükkösök természetes faállomány-dinamikáját vizsgálom, különös tekintettel a kiváltó okokra és az erre adott dinamikai válaszra. Munkám első része három természetközeli bükkös erdőrezervátum dinamikájának kb. 30 évét vizsgálja, melyben az egyed alapú lékdinamika jellemzőit kutatom. A dolgozat második része vágásos üzemmódban kezelt erdőállományok intenzív abiotikus bolygatásainak okaival foglalkozik.

### ***1.1 Célkitűzések, kérdések***

A természetközeli állományok dinamikai folyamataival kapcsolatban az alábbi kérdésekre keresem a választ:

- 1) Milyen új információkat szolgáltat a legjobb referencia erdők bolygatás mintázatainak vizsgálata? Milyen összefüggés van a természeti folyamatok szabad érvényesülésének időtartama és a lékdinamika jellemzői közt?
- 2) Milyen dinamikai válaszok figyelhetők meg a bolygatások hatására?

A gazdasági erdők tájleptéktű intenzív jégtöréseinek vizsgálata során az alábbi kérdést válaszolom meg:

- 3) Milyen okokra vezethető vissza a bürzsönyi gazdasági erdők két jégtörésének kialakulása?

Végül eredményeim módszertani és gyakorlati hasznát értékelem:

- 4) Alkalmazhatók-e az archív légifelvételek a bolygatások vizsgálatára? Milyen előnyei és milyen hátrányai vannak a távérzékeléses módszernek?
- 5) Milyen ajánlások fogalmazhatók meg a fentiek alapján az erdők kezelői (erdőgazdálkodó, természetvédelem) számára?

### ***1.2 Nomenklatúra***

A növénynevek használatakor az Atlas Florae Europaeae (Jalas & Suominen 1988) nevezéktanát követtem.

A növénytársulások, állat- és gombafajok latin neve után feltüntettem az auctor(ok) nevét is.



## 2. Irodalmi áttekintés



A Kárpát-medence és környékének domborzata. A dolgozatban előforduló hegységek nevei számokkal feltüntetve.

- |                                   |                            |
|-----------------------------------|----------------------------|
| 1. Szudéták                       | 8. Déli Kárpátok           |
| 2. Šumava hegység                 | 9. Krassó-Szörényi-hegység |
| 3. Nyugati-Beszkidék (Babia Góra) | 10. Bihar hegység          |
| 4. Keleti-Beszkidék               | 11. Mecsek                 |
| 5. Alacsony-Tátra                 | 12. Órség, Vendvidék       |
| 6. Keleti Kárpátok                | 13. Alpokalja              |
| 7. Podóliai-hátság                | 14. Dunántúli-középhegység |
|                                   | 15. Északi- középhegység   |

Dolgozatom irodalmi áttekintésében alapvetően két fő kérdést vizsgálok. Először áttekintem, hogy a kelet-közép-európai régió természetközeli bükköseiről milyen típusú és mélységű ismeretekkel rendelkezünk. Majd Magyarország jelenlegi bükkös gazdasági erdőállományainak kialakulását, szerkezeti és összetételi jellemzőit, térbeli mintázatát és kezelésük jellegzetességeit vázoló fel.

### ***2.1 Kelet-közép európai bükkösök szerkezete és természetes dinamikája***

Kelet-közép Európa szakirodalmának megismeréséhez a mai Csehország, Szlovákia, Dél-Lengyelország, Ukrajna, Románia és Magyarország területének szakirodalmát tekintem most át. Ez a terület a Kárpátok és Pannóniai biogeográfiai tartományokat fedi, valamint délről benyúlik a Közép-Európai provinciába (Meusel 1965/1984 in Jahn 1991).

A szakirodalom összegyűjtésénél nehézséget okozott az információk korlátozott elérhetősége, feldolgozásuk pedig gyakran fordítási segítséget is igényelt; lévén, hogy a használt anyagok cseh, szlovák, lengyel, orosz, román, német, angol, francia és magyar nyelveken íródtak.

A használt források információ tartalma nagyon változatos volt. A korai munkák, melyek a Kárpátok őserdeiről a 19. század második felében íródtak gyakran csak az erdők látványának élményéről számolnak be (Erdődi 1864, Kovácsik 1933, Nagy 1940). Mások az erdőszerkezetéről és a lehetséges hasznosításról is közölnek alapvető információkat (Fekete 1899, 1906, Földváry 1933, Fröhlich 1940, 1954, Fuchs 1861, Muzsnay 1899 ld. még Bartha & Oroszi 2004). Zlatník (1934, 1935, Zlatník et al. 1938), Průša (1985) és Korpel (1995) munkái pedig az általuk leírt csehországi, szlovákiai és ukrainai őserdő maradványok szerkezetéről és összetételéről is részletes információkat tartalmaznak.

A kelet-közép európai bükkösök irodalmának áttekintéséhez használt publikációkban szereplő természetközeli bükkös referencia állományok alapvető információi a 2.1. táblázatban találhatóak.

2.1. táblázat: Természetközeli bükkös állományok, melyekben állandó mintavételi területek találhatóak a hosszú távú vegetációs változások követésére. Fafajok: B - bükk; LF - luc; JF - jegenyefenyő; HJ - hegyi juhar; HSZ - hegyi szil; MK – magas kőrös; GY - gyertyán; Há - hársak; KTT – kocsánytalan tölgy; BABE – barkóca berkenye; NYI - nyír

Az állomány neve	Főbb fajok	A természetes állomány mérete	Minta-terület	Az állomány jellemzői Tápanyag állapot; <b>Tszf</b> magasság; Évi átlag hőm; <b>Hó</b> borítottság; <b>Csapadék</b> (éves/vegetációs időszakban); Vegetációs időszak hossza (5/10°C-nál melegebb napok)	Az eddigi felvételek éve	Forrás
<b>Cseh Köztársaság</b>						
Polom	LF, B, JF	19,4 ha	19,4 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 545-625 m; <b>É:</b> 6°C; <b>CS:</b> 786 mm/465 mm <b>V:</b> 210/140 nap	1973, 1995	Průša 1985, Vrška et al. 2000a
Razula	JF, B, LF	23,2 ha	23,2 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 600-812 m; <b>É:</b> 6,2°C; 150 fagyos nap <b>CS:</b> 1088 mm/613 mm; <b>V:</b> 205/125 nap	1972, 1995	Průša 1985, Vrška et al. 2001b
Salajka	B, JF, LF	21,869 ha	21,9 ha	<b>T:</b> Eumezőtrőf; <b>TSZF:</b> 715-820 m; <b>É:</b> 5,4°C; <b>CS:</b> 1144 mm <b>V:</b> 190/133 nap	1974, 1994	Průša 1985, Vrška 1998
Žakova hora	B, LF	38,10 ha	17,1 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 725-800 m; <b>É:</b> 5°C; <b>H:</b> 40 cm; <b>CS:</b> 916 mm <b>V:</b> 110-120 nap	1974, 1995	Průša 1985, Vrška et al. 1999
Stožec	B, LF, JF	52,81 ha	16,17 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 750-900 m; <b>É:</b> 5°C; <b>CS:</b> 793 mm <b>V:</b> 240/120 nap	1974, 1998	Průša 1985, Vrška személyes közlés
Žofín	B, LF, JF	97,72 ha	74 ha	<b>T:</b> Eumezőtrőf; <b>TSZF:</b> 735-825 m; <b>É:</b> 4,3°C; <b>H:</b> 0,5-1 m; <b>CS:</b> 915 mm/615 mm; <b>V:</b> 180/120 nap	1975, 1997	Průša 1985, publikálatlan, Vrška személyes közlés
Boubín	B, LF, JF	666,41 ha	46,66 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 900-1100 m; <b>É:</b> 4,2°C; <b>H:</b> 100-140 nap; <b>CS:</b> 867 mm; <b>V:</b> -/115 nap	(1847-1851), 1954, 1959, 1964, 1969, 1972, 1984, 1989, 1996	Průša 1985, Vrška et al. 2001c
Milešice	LF, B, JF	9,63 ha	9,63 ha	<b>T:</b> Mezőtrőf; <b>TSZF:</b> 1070-1125 m; <b>É:</b> 3,7°C; <b>CS:</b> 757-867 mm	1972, 1996	Průša 1985, Vrška et al. 2001a
Mionší	B, HJ, JF	169,70 ha	15,2 ha	<b>TSZF:</b> 620-950 m; <b>É:</b> 6,6°C; <b>CS:</b> 1228-1370 mm	1951-1953, 1995-1996, 2004	Průša et al. 2000b, Vrška személyes közlés
Diana	B, LF, HJ	20,41 ha	21,9 ha	<b>TSZF:</b> 500-532 m; <b>É:</b> 7,5°C; <b>CS:</b> 723 mm	1991-94	Vrška 1996, Vrška személyes közlés
Sídonie	B	13,01 ha	13,50 ha	<b>TSZF:</b> 424-571; <b>É:</b> 7,5°C; <b>CS:</b> 800-1000 mm; <b>H:</b> 30-50cm	2005	Vrška személyes közlés
Kohoutov	B, KTT	30,05 ha	25,29 ha	<b>TSZF:</b> 417-568; <b>É:</b> 7,5°C; <b>CS:</b> 550-600 mm; <b>H:</b> 20-30cm	1978, 1998	Průša 1985, Vrška személyes közlés

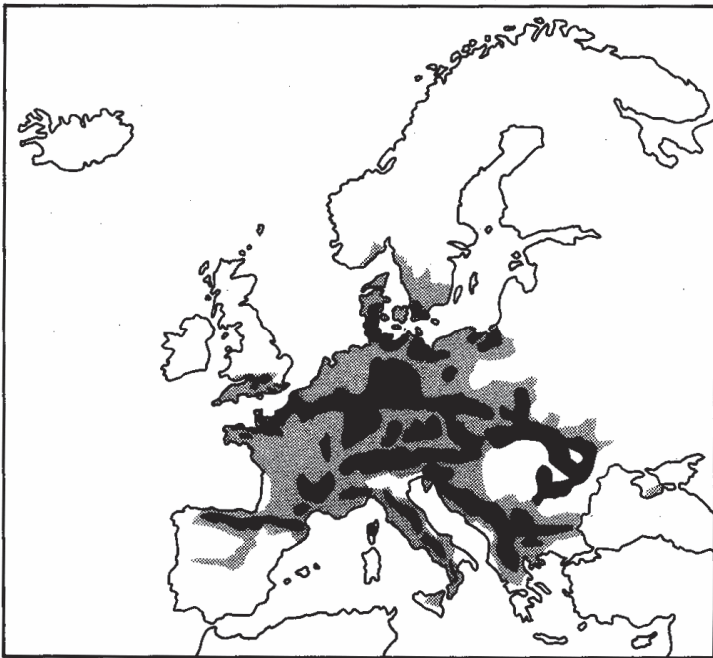
Az állomány neve	Főbb fajok	A természetes állomány mérete	Minta-terület	Az állomány jellemzői	Az eddigi felvételezések éve	Forrás
				Tápanyag állapot; <b>TSZF</b> magasság; Évi átlag hőm; Hő borítottság; Csapadék (éves/vegetációs időszakban); Veg. időszak hossza (5/10°C-nál melegebb napok)		
<b>Szlovákia</b>						
Boky	KTT, B, GY	176,49 ha		T: Oligomezotróf; <b>TSZF</b> : 280-590 m; É: 7,5°C; <b>CS</b> :720 mm	1974;1979;1984	Korpel 1995
Bujanov	KTT, B, GY	88,2 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 420-760 m; É: 7°C; <b>CS</b> :675 mm	1966;1976;1981;1992	Korpel 1995
Sitno	B, KTT, HJ	92,68 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 750-1011 m; É: 6°C; <b>CS</b> :850 mm	1977;1987	Korpel 1995
Kašivárová és Lesná	KTT, B, GY	28,55 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 475-600 m; É: 8°C; <b>CS</b> :750 mm	1966/1969;1972;1983;1992	Korpel 1995
Kyjov (Vihórlát)	B, MK, HJ	53,4 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 700-820 m; É: 6°C; <b>CS</b> :750-800 mm V: 190-200 nap	1963;1973;1983	Korpel 1995
Rožok	B, HJ	67,1 ha	1,5 ha	T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 520-796 m; É: 7°C; <b>CS</b> :780 mm; <b>V</b> : 190 nap	1970/1979;1979;1989, 1999	Korpel 1995, Saniga 2002
Havešová	B, HJ	171,32 ha	1,5 ha	T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 500-650 m; É: 7°C; <b>CS</b> :700-800 mm	1979;1989, 1999	Korpel 1995, Saniga 2003
Stužica	B, HJ, JF	659,4 ha	1,5 ha	T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 650-1220 m; É: 5-6°C; <b>CS</b> :850-1000 mm	1971;1981(a 4-6 transzsekt);1991, 2001	Korpel 1995, Saniga & Klímaš 2004
Badín	JF, B, HJ	30,7 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 710-770 m; É: 5,5-6°C; <b>CS</b> :850-900 mm	1957/1970;1970;1977;1983/1987	Korpel 1995
Dobroč	JF, LF, B	101,82 ha		T: Oligotróf, acid; <b>TSZF</b> : 720-1000 m; É: 4,5-5°C; <b>CS</b> :800-960 mm	1958/1968;1974;(1988)	Korpel 1995
Hrončeský grúň	B, MK, HJ, JF, LF	54 ha	1,5 ha	T: Oligomezotróf; <b>TSZF</b> : 600-950 m; É: 5°C; <b>CS</b> :800-850 mm	1962;1972;1982;1992, 2002	Korpel 1995, Saniga 2004
Pol'ana	LF, JF, B, HJ	685,8 ha		T: Mezotróf; <b>TSZF</b> : 560-1458 m; É: 4-4,5°C; <b>CS</b> :900-1000 mm	1974;1984	Korpel 1995
Komárnik	B, JF, E	733 ha		T: Eumezotróf; <b>TSZF</b> : 360-580 m; É: 6,4-8,8°C; <b>CS</b> :600-1200 mm	1957-1968	Kosut 1972, Korpel 1995
<b>Románia</b>						
Runcu, Zarand	KTT, B	262,6 ha		T: Eumezotróf; <b>TSZF</b> : 340-660 m; É: 7,6-9,4°C; <b>CS</b> :750-925 mm		Giurgiu et al. 2001
d'Izvoarele Nerei, Banat	B, HJ, HSZ, MK, GY	4816 ha		T: Savanyú mull-moder; <b>TSZF</b> : 700-1400 m; É: 3,5-7,3°C; <b>CS</b> :1030-1340 mm		Giurgiu et al. 2001
d'Iauna-Craiova, Cerna	B, (JF)	1545,1 ha		T: Savanyú moder; <b>TSZF</b> : 700-1733 m; É: 4,7-7,3°C; <b>CS</b> :1000-1250 mm/700-787 mm		Giurgiu et al. 2001

Az állomány neve	Főbb fajok	A természetes állomány mérete	Minta-terület	Az állomány jellemzői	Az eddigi felvételek éve	Forrás
Retezat I.	B (LF)	6630 ha		T: Savanyú, moder; <b>TSZF:</b> 940-950 m; <b>É:</b> 4,7-6,8°C; <b>CS:</b> 950-1280 mm		Giurgiu et al. 2001
Retezat II.	LF, JF, NYI, B			T: Savanyú moder, Oligotróf; <b>TSZF:</b> 1126-1195 m; <b>É:</b> 4,7-6,8°C; <b>CS:</b> 950-1280 mm		Giurgiu et al. 2001
<b>Magyarország</b>						
Kékes	B, HJ-MK-Há	54,8 ha	2,5 ha	T: Mezőtróf; <b>TSZF:</b> 750-950 m; <b>H:</b> 113 nap; <b>É:</b> 5,7°C; <b>CS:</b> 840 mm/480 mm	1992-1996-1998, 2002	Standovár 1998, Ódor & Standovár 2001, Czajlik et al. 2003b, Standovár et al. 2006
Óserdő	B, HJ, MK	59,3 ha		T: Eumezotróf; <b>TSZF:</b> 800-900 m; <b>É:</b> 6-7°C; <b>CS:</b> 800-900 mm		Czajlik et al. 2003c
Alsóhegy	B, GY, KTT, BABE, Há	112,8 ha	1,7 ha	T: Eutróf; <b>TSZF:</b> 300-400 m; <b>É:</b> 8°C; <b>CS:</b> 700 mm	1994, 2002	Czajlik et al. 2003a
<b>Lengyelország</b>						
Babia Góra	B, JF, LF	242 ha	2,35 ha	<b>TSZF:</b> 890-1045 m; <b>É:</b> 5°C; <b>H:</b> 110-120 nap; <b>CS:</b> 1200 mm	1986, 1996	Jaworski & Karczmarski 1990a, 1990b, Jaworski & Paluch 2002
Zarnówka (Babia Góra)	B, JF, LF	35 ha	4 ha?	<b>TSZF:</b> 940-1010 m; <b>É:</b> 4°C; <b>H:</b> 100 cm, 120 nap; <b>CS:</b> 1300-1400 mm	1991	Szwagryk et al. 1995, 1997
Wladyslaw Orkan	B, LF, JF	26,88 ha (108-as tag)	1,35 ha	<b>TSZF:</b> 890-1150 m;	1969, 1986	Dziewolski & Rutkowski 1991
Lopuszna	B, LF, JF		1,6 ha	<b>TSZF:</b> 950-1100 m	1981, 1991, 2001	Jaworski & Skrzyszewski 1995, Jaworski et al. 2007
Łabowiec	B, JF	10,3 ha	1,45 ha	<b>TSZF:</b> 840-960 m; <b>É:</b> 4,5°C; <b>CS:</b> 1077 mm	1980	Jaworski & Kopec 1988
Bieszczyady	B, JF, HJ	1703 ha	1,3 ha	<b>TSZF:</b> 720-810 m; <b>É:</b> 3-8°C; <b>CS:</b> 900-1300 mm; <b>V:</b> 181-214 nap	1988, 1998	Jaworski et al. 1991, 1995, 2002, Jaworski & Kolodziej 2002
<b>Ukrajna</b>						
Ugolsky	B, HJ, GY		1 ha	T: Eutróf; <b>TSZF:</b> 710 m; <b>É:</b> 7,1°C; <b>CS:</b> 1390 mm; <b>V:</b> 150-160 nap	1975	Tsurik 1980
Sirokoluzansky	B		1 ha	<b>TSZF:</b> 740 m; <b>É:</b> 7,1°C; <b>CS:</b> 1390 mm; <b>V:</b> 150-160 nap	1975	Tsurik 1980, Commarmot et al. 2005

### 2.1.1 A bükk természetes elterjedése közép-kelet Európában

#### Földrajzi elhelyezkedés

A bükk (*Fagus sylvatica*) mind a Kárpátokban, mind a Kárpát-medencében fontos fafaj (2.1. ábra). A kelet-közép európai országok egyik legfontosabb erdőalkotó faja. A 2.2. táblázatban az erdős vegetációból való potenciális és jelenlegi területi részesedése látható.



2.1. ábra A bükk természetes elterjedése Európában (szürke) és a jelentősebb bükkös erdőségek (fekete). Forrás: Polunin & Walters (1985)

2.2. táblázat A bükkösök jelentősége a kelet-közép európai országokban. Források: CZ – Hort et al. (1999); SL – Saniga (1999); PL – Zielony (1999); UR – Stojko (1988); RO – Giurgiu et al. (2001); H – Csóka et al. (1997) és Jakucs (1981)

Ország	Erdőterület (terület%)	A bükk potenciális részesedése %	A bükk aktuális részesedése %
Cseh Köztársaság	2 632 000 ha (33,4%)	37,9	5,8
Szlovákia	1 920 000 ha (40%)	46,3	30,4
Lengyelország	8 700 000 ha (28,1%)		4
Ukrajna			556 800 ha a Kárpátokban
Románia	6 370 000 ha (26,7%)	18	30,7
Magyarország	1 678 600 ha (18%)	19,5	6,3

2.3. táblázat A bükk elterjedésének magassági határai (tengerszint feletti magasság; méter) a Kárpát és Pannóniai flóratartományokban. A zárójelben feltüntetett értékek az eltörpülés felső határát mutatják. Forrás: Fekete & Blattny (1913)

Régió	Szálankénti előfordulás alsó határa	Bükkös társulások alsó határa	Bükkös társulások felső határa	Szálankénti előfordulás felső határa
ÉNy-i Kárpátok	339	378	1133	1181 (1220)
Központi Kárpátok	329	330	1246	1258 (1352)
ÉK-i Kárpátok	254	354	1245	1284 (1335)
Keleti Kárpátok			1307	1335 (1396)
Déli Kárpátok			1319	1381 (1441)
Krassó-Szörényi-hegység	182	197	1418	1403 (1444)
Dunántúli- és Északi-középhegység	263	281		
Mecsek	210	210		
Bihar hegység	241	360	1301	1351 (1497)
Külső-Somogy	200	200		
Alpokalja	312	394		
Mezőség	390	411		
Alföld	82			

A Kárpátokban dombok lábain elhelyezkedő melegkedvelő tölgyesektől fölfelé haladva egyre növekvő bükk elegyaránytal találkozunk. A bükk dominálta társulások pedig a szubmontán és montán régiókban találhatóak. Bár valaha majdnem a teljes montán zónát (600-1200 m) bükkösök borították, a gazdálkodók mára magasabb térszíneken tüvelevél erdőkkel, főként jegenyefenyővel (*Abies alba*) és luccal (*Picea abies*) fokozatosan lecserélték ezeket az állományokat. A bükk elterjedési területének alsó és felső határa a belső hegységekben általában magasabb. Például míg Babia Góran 550-1100 m, addig az Alacsony Tátrában

(Vysoké Tatry) 800-1200 m. Vegetációtörténeti kutatások azt mutatták, hogy a bükk még az Alföldön is előfordult valaha (Kevey 1995). A 2.3. táblázatban a bükk és a bükkös társulások elterjedésének magassági határai találhatók meg.

### **Talaj**

Bükkösök sokféle alapközeten, egészen eltérő klimatikus viszonyok között is előfordulnak, így talajaik is rendkívül különbözők (Domin 1932). Általánosságban elmondható, hogy leginkább enyhén savanyútól a bázikusig terjedő pH jellemzi talajaikat, míg az erősen degradált erdők erősen savanyú talajjal rendelkeznek. Az is megfigyelhető, hogy minél savanyúbb a talaj, annál kevésbé tipikus az aljnövényzet, kifejezetten savanyú talajon pedig tipikus lucos karaktert ölt. Zlatník (1926) fedezte fel, hogy a talaj a klíma humiditásának növekedésével savanyodik; például magasabb térszínre felé, vagy mély árnyékos völgyek aljához közeledve. A régióban a podzolosodás gyakran a bükkösök talajának leromlásával jár együtt, például gazdálkodás hatására (Domin 1927). A bükk a talajnedvességre igen érzékeny, a pangó vizet nem viseli el (Ellenberg 1988, Jahn 1991).

### **Klíma**

Közép-Európa klímája alapvetően kontinentális. A kontinentalitás az atlantikus régiótól távolodva erősödik. Magyarország dél-nyugati részén a szubmediterrán hatás is érvényesül. A hegyeségek viszont erősen hatnak a lokális klímára, itt a hó borítás 5 hónapig is megmaradhat. A bükkös referencia állományokról elérhető hőmérséklet és csapadék adatok a 2.4. táblázatban találhatók. A bükk számára megfelelő klíma csak több tényező együttes megléte esetén alakul ki. Ilyen a vegetációs időszak hossza, bár az is tudható, hogy ez jelentősen különbözik az elterjedési területen. Mayer (1984) adatai szerint a Déli-Kárpátokban 600 méteren 170 nap, míg 1450 méteren 115 nap (ld. még 2.1. táblázat). A nyári szárazság és a fagy szintén meghatározó tényező. Több szerző is utal rá, hogy a késő tavaszi fagyok károsítják a fiatal egyedeket. Extrém hideg teleken, mint az 1928-29-es, amikor  $-40^{\circ}\text{C}$ -ig is leesett a hőmérséklet, a bükkösök jelentős károkat szenvedhetnek. Azon a télen több, mint 10.000 hektár bükkös károsodott a Kárpátokban az akkori Lengyelország (ma Ukrajna) területén (Jankowski 1939, Kielski 1932, Kosina 1931, Krzysik 1931). A bükkösökben nem ritkák a széldöntések, hó-, és jégtörések sem (Aszalós et al. 2001, Giurgiu 1978, Kodrik 1987, Konopka 1977, Saniga 1997).

Ellenberg (1988) a bükk közép-európai elterjedése alsó határának kijelölésére dolgozta ki az Ellenberg indexet ( $Q$ ):  $Q = \text{Júliusi átlaghőmérséklet } (^{\circ}\text{C}) / \text{éves csapadék (mm)} * 1000$

A 20 alatti értékek bükkös klímát jelölnek ki, 20 és 30 között csökken a bükk kompetitív ereje, 30 fölötti értékek esetén pedig a tölgy kompetitívebb (ld. 2.4. táblázat).



2.4. táblázat A referencia állományok átlagos havi középhőmérséklet és csapadék adatai. Forrás: Průša (1985), Vrška (1996, 1998), Vrška et al. (1999, 2000a, 2000b, 2001a, 2001b, 2001c), Hoare (2005)

Átlaghőmérséklet (°C)	T.sz.f.m	Jan	Feb	Márc	Ápr	Máj	Jún	Júl	Aug	Szep	Okt	Nov	Dec	Évi	IV-IX	Ellenberg Q
Polom	590m	-3,0	-2,0	2,0	6,0	11,0	14,0	16,0	15,0	12,0	7,0	2,0	-2,0	6,0	12,3	20,4
Razula	730m	-4,3	-3,2	1,0	5,2	10,6	13,4	15,7	14,8	11,3	6,4	1,1	-2,2	6,2	11,5	14,4
Salajka	722m	-4,7	-3,5	-0,1	4,8	10,5	13,3	15,3	14,2	11,0	6,2	0,9	-2,7	5,4	14,4	13,4
Žákova hora	760m	-4,7	-3,9	-0,1	4,4	10,2	13,0	14,8	13,9	10,5	5,5	0,1	-3,1	5,0	11,1	16,2
Stožec	766m	-4,0	-3,0	0,0	4,0	10,0	12,0	14,0	13,0	10,0	5,0	0,0	-3,0	5,0	10,5	17,6
Žofín	780m	-4,3	-4,5	-0,4	3,4	8,9	11,8	13,6	12,6	9,3	4,5	-0,3	-3,1	4,3	11,8	14,9
Boubín	1003m	-5,0	-4,0	-1,0	2,0	8,0	12,0	13,0	12,0	9,0	4,0	0,0	-3,0	4,0	9,3	15,0
Milešice	1058m	-5,3	-4,5	-1,3	2,7	8,2	11,1	12,9	12,2	8,7	4,4	-0,5	-3,7	3,7	9,3	17,0
Mionší	530m	-3,2	-2,3	1,2	6,0	11,5	14,5	16,2	15,3	11,9	7,2	2,4	-1,1	6,6	12,6	11,8
Diana	451m	-2,4	-1,3	2,6	7,1	12,6	15,7	17,6	16,7	12,9	7,6	2,3	-1,1	7,5	13,8	24,3
Kékes	1010m	-3,9	-3,7	0,6	5,7	11,0	13,1	15,7	15,5	12,2	7,2	0,5	-2,0	6,1	12,2	20,7
Alsóhegy	233m	-2,9	-0,5	4,2	10,2	15,2	18,4	20,1	19,3	15,2	9,4	3,7	-0,5	9,3	16,4	34,9
<b>Átlagos csapadék (mm)</b>		<b>Jan</b>	<b>Feb</b>	<b>Márc</b>	<b>Ápr</b>	<b>Máj</b>	<b>Jún</b>	<b>Júl</b>	<b>Aug</b>	<b>Szep</b>	<b>Okt</b>	<b>Nov</b>	<b>Dec</b>	<b>Évi</b>	<b>IV-IX</b>	
Polom	590m	54,0	45,0	46,0	56,0	75,0	82,0	99,0	90,0	63,0	63,0	56,0	57,0	786,0	465,0	
Razula	730m	70,0	73,0	76,0	70,0	88,0	125,0	128,0	120,0	82,0	88,0	88,0	80,0	1088,0	559,0	
Salajka	722m	83,0	76,0	82,0	82,0	92,0	121,0	134,0	127,0	89,0	90,0	89,0	79,0	1144,0	645,0	
Žákova hora	760m	71,0	61,0	58,0	65,0	79,0	88,0	107,0	96,0	76,0	75,0	67,0	72,0	916,0	511,0	
Stožec	766m	55,0	50,0	43,0	57,0	75,0	89,0	100,0	87,0	65,0	60,0	53,0	59,0	793,0	473,0	
Žofín	780m	47,0	48,0	45,0	71,0	94,0	113,0	142,0	116,0	79,0	61,0	47,0	52,0	915,0	615,0	
Boubín	1003m	58,0	61,0	49,0	63,0	88,0	98,0	112,0	96,0	69,0	61,0	51,0	61,0	867,0	526,0	
Milešice	790m	49,0	47,0	41,0	54,0	74,0	84,0	102,0	83,0	61,0	57,0	50,0	55,0	757,0	458,0	
Mionší	530m	78,0	74,0	84,0	100,0	133,0	160,0	179,0	174,0	118,0	106,0	87,0	77,0	1370,0	865,0	
Diana	575m	54,0	45,0	43,0	57,0	60,0	73,0	89,0	76,0	58,0	57,0	53,0	58,0	723,0	413,0	
Kékes	1010m	46,0	47,7	48,8	61,4	144,5	101,4	42,2	73,2	55,2	44,4	61,5	44,4	759,4	477,9	
Alsóhegy	233m	29,2	29,7	30,3	40,9	65,0	87,5	66,3	67,6	40,7	35,0	44,8	38,5	576,3	368,0	

### Fontosabb erdőtípusok

A régió bükkös erdőtípusainak rövid áttekintése nem egyszerű, mivel a Braun-Blanquet féle fitocönológia némileg külön utakon fejlődött az egyes országokban. Az erdő- és vegetációkutatók pedig adott országon belül is egymástól függetlenül dolgozták ki erdő tipológiai, illetve termőhely tipológiai rendszerüket. Ezek elkülönülése más és más szintű az egyes országokban (2.5. táblázat).

2.5. táblázat A legfontosabb nemzeti erdőtipizáló rendszerek hivatkozásai az erdős vegetáció növénytársulástani és az erdő/termőhely/társulás típus megközelítése alapján

Ország	Legfontosabb növénytársulástani közlemények	Legfontosabb erdő/termőhely/társulás típus rendszerek
Cseh	Domin 1932, Neuhäusl 1969,	Zlatník 1959, Pista & Průša 1974,
Köztársaság	Neuhäuslova et al. 1998	Randuska 1982
Szlovákia	Domin 1932, Michalko et al. 1987	Zlatník 1959, Randuska 1982
Lengyelország	Szafer 1932, Szafer 1966	
Ukrajna	Domin 1932,	
Románia	Sanda et al. 1980	Pauca-Comanescu 1989, Donita et al. 1990
Magyarország	Soó 1960, Bartha et al. 1995, Borhidi 1996, 2003	Májér 1968

A bükkösök rövid áttekintését szubsztrát típusonként (eutróf, mezotróf, oligotróf), magassági zónánként (kollin, szubmontán, montán) és flóratartományonként (Közép-Európai, Kárpátok, Pannóniai ld. 2.2. ábra) rendszerezhetjük.

Ökológiai optimumánál a bükk monodomináns állományokat alkot, csak elszórtan találhatunk bennük elegyfajokat. Alacsonyabb térszíneken a tölgyek (*Quercus petraea*, *Q. robur*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*) elegyfajok jellemzőek, bár igen kevés ilyen természetközeli erdőállomány maradvány található a régióban. A fő bükkös zónában a hegyi és korai juhar (*Acer pseudoplatanus*, *A. platanooides*), hegyi szil (*Ulmus glabra*), magas kőrös (*Fraxinus excelsior*), madárberkenye (*Sorbus aucuparia*) és a kislevelű hárs (*Tilia cordata*) a fontosabb elegyfajok. Magasabb térszíneken a jegenyefenyő (*Abies alba*) és a luc (*Picea abies*) válnak egyre gyakoribbá.

### Kárpátok Flóratartomány

A régió bükkösei legnagyobb részt a Kárpátok flóratartományba tartoznak. A vegetáció egy egyszerűsített cönológiai felosztása található Michalko és mtsai (1987) munkájában, akik 7 csoportra bontották a bükkösöket és ezeket használták Szlovákia potenciális természetes vegetáció-térképének elkészítéséhez (2.6. táblázat).

2.6. táblázat Bükköt tartalmazó potenciális természetes vegetáció egységek Szlovákiában. Forrás: Michalko et al. (1987)

Név	Fontosabb fa- és cserjefajok	Jellemző lágyszárifajok
Mészkedvelő bükkösök – Cephalanthero-Fagenion	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Tilia</i> spp., <i>Acer</i> spp., <i>Cerasus avium</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>Sorbus torminalis</i> , <i>Amelanchier ovalis</i> , <i>Cerasus mahaleb</i> , ( <i>Taxus baccata</i> ), <i>Prunus</i> , <i>Crataegus</i> , <i>Sambucus</i> , <i>Swida</i> , <i>Cornus</i> , <i>Amelanchier</i> , <i>Cotoneaster</i> , <i>Corylus</i> , <i>Ligustrum</i> , <i>Berberis</i> , <i>Viburnum</i> genusok fajai, <i>Rubus saxatilis</i>	<i>Sesleria albicans</i> , <i>Carex montana</i> , <i>Cephalanthera rubra</i> , <i>Hacquetia epipactis</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Vaccinium myrtillus</i> , <i>Vaccinium vitis-idaea</i> , <i>Calamagrostis varia</i> , <i>Carex alba</i> , <i>Asplenium viride</i> , <i>Cypripedium calceolus</i> , <i>Laserpitium latifolium</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Campanula rapunculoides</i> , <i>C. trachelium</i> , <i>Lilium martagon</i> , <i>Valeriana tripteris</i> , <i>Polygonatum odoratum</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Carex digitata</i> , <i>Luzula pilosa</i> , <i>Ajuga reptans</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Senecio nemorensis</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Galeobdolon luteum</i> , <i>Salvia glutinosa</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Viola odorata</i> , <i>Sanicula europaea</i> , <i>Melampyrum sylvaticum</i>
Érdeifenyves bükkösök – Erico-Pinion	<i>Fagus sylvatica</i> vagy <i>Quercus pubescens</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>S. carpatica</i> , <i>S. austriaca</i> , ( <i>S. torminalis</i> ), <i>Cerasus avium</i> , <i>Quercus petraea</i> , ( <i>Acer campestre</i> ) <i>Rhamnus cathartica</i> , <i>Crataegus laevigata</i> , <i>Euonymus europaea</i> , <i>E. verrucosa</i> , <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Viburnum lantana</i> , <i>Berberis vulgaris</i> , <i>Spiraea media</i> , <i>Cotoneaster integerrimus</i> , <i>Amelanchier ovalis</i> , ( <i>Cornus mas</i> , <i>Cotynus coggyria</i> , <i>Juniperus communis</i> )	<i>Carex alba</i> , <i>Festuca amethystina</i> , <i>Gymnadenia odoratissima</i> , <i>Coronilla vaginalis</i> , <i>Daphne eaeorum</i> , <i>Thlaspi montanum</i> , <i>Epipactis atrorubens</i> , <i>Knautia kitabelii</i> , <i>Erysimum wittmannii</i> , <i>E. pallidiflorum</i> , <i>Bromus monocladus</i> , <i>Thymus pulcherrimus</i> (SL), <i>Erica herbacea</i> , <i>Aquilegia atrata</i> , <i>Thesium rostratum</i> (Alpok)
Gazdag aljnövényzetű jegegyfenyves bükkösök – Eu-Fagenion	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Abies alba</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>Ulmus glabra</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Tilia cordata</i> , ( <i>Picea abies</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Carpinus betulus</i> ) <i>Sambucus nigra</i> , <i>S. racemosa</i> , <i>Euonymus europaea</i> , <i>Lonicera xylosteum</i> , <i>Grossularia uva-crispa</i> , <i>Rubus hirtus</i> , <i>R. idaeus</i>	<i>Symphytum cordatum</i> (K-Kárp.), <i>Cyclamen fatrense</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Pulmonaria maculosa</i> , <i>Galium sylvaticum</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Galeobdolon luteum</i> , <i>Geranium robertianum</i> , <i>Oxalis acetosella</i> , <i>Dentaria bulbifera</i> , <i>Veronica montana</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Impatiens noli-tangere</i> , <i>Petasites albus</i> , <i>Aegopodium podagraria</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Paris quadrifolia</i> , <i>Sanicula europaea</i> , <i>Dentaria glandulosa</i> (Kárp.), <i>Dentaria enneaphyllos</i> (K-SL), <i>Salvia glutinosa</i> , <i>Majanthemum bifolium</i> , <i>Senecio nemorensis</i> , <i>Festuca gigantea</i> , <i>F. drymeja</i> , <i>F. altissima</i> , <i>Hordelymum europaeus</i> , <i>Allium ursinum</i> , <i>Athyrium filix-femina</i> , <i>Dryopteris filix-mas</i> , <i>D. carthusiana</i> , <i>Gymnocarpium dryopteris</i> , <i>Polystichum lonchitis</i> , <i>Atropa bella-donna</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Chamernon angustifolium</i> , <i>Scrophularia nodosa</i> , <i>Helleborus purpurascens</i> , <i>Symphytum cordatum</i> , <i>Carex sylvatica</i> , <i>Chryso-splenium alternifolium</i>
Gazdag aljnövényzetű szubmontán bükkösök – Eu-Fagenion	<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Abies alba</i> , ( <i>Picea abies</i> ), <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>A. platanoides</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Cerasus avium</i> , <i>Daphne mezereum</i>	<i>Carex pilosa</i> , <i>Dentaria glandulosa</i> , <i>Lactuca quercina sagittata</i> , <i>Scrophularia vernalis</i> , <i>Melica nutans</i> , <i>Melica uniflora</i> , <i>Festuca drymeja</i> , <i>Galium odoratum</i> , <i>Prenanthes purpurea</i> , <i>Aposeris foetida</i> , <i>Symphytum cordatum</i> , <i>Helleborus purpurascens</i> , <i>Hacquetia epipactis</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Luzula luzuloides</i> , <i>Dentaria bulbifera</i> , <i>Carex digitata</i> , <i>Milium effusum</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Lilium martagon</i> , <i>Epipactis purpurata</i> , <i>Neottia nidus-avis</i> , <i>Euphorbia amygdaloides</i> , <i>Hepatica nobilis</i> , <i>Epilobium montanum</i> , <i>Galeobdolon luteum</i> , <i>Symphytum tuberosum</i> , <i>Mycelis muralis</i> , <i>Senecio fuchsii</i> , <i>Glechoma hirsuta</i>

Név	Fontosabb fa- és cserjefajok	Jellemző lágyszárúfajok
Tiszafás bükkösök	-Fagus sylvatica, Abies alba, Taxus baccata	Hedera helix, Cyclamen fatrense
Taxo-Fagetum		
Mészkerülő szubmontán bükkösök – Luzulo-Fagenion	Fagus sylvatica, Abies alba, Pinus sylvestris, Quercus, Sorbus aucuparia, Betula pendula, (Betula pubescens), Lembotropis nigricans, Juniperus communis, Lonicera xylosteum, (Sarthamnus scoparius)	Luzula luzuloides, Deschampsia flexuosa, Poa nemoralis, Melampyrum pratense, Calamagrostis arundinacea, Festuca ovina, Vaccinium myrtillus, Calluna vulgaris, Galium schultesii, G. sylvaticum, Genista tinctoria, G. pilosa, Luzula pilosa, Majanthemum bifolium, Oxalis acetosella, Dryopteris carthusiana, Prenanthes purpurea, Hieracium murorum, H. lachenalii, H. umbellatum, Veronica officinalis, Antennaria dioica, Viscaria vulgaris, Euphorbia cyparissias Cladonia genus, Hymnum cupressiforme, Brachytecium velutinum, Dicranum spurium, D. scoparium, Pleurozium schreberi, Polytrichum attenuatum, P. juniperinum, Hylocomium splendens, Leucobryum glaucum
Mészkerülő montán bükkösök – Luzulo-Fagenion	Fagus sylvatica, Picea abies, Abies alba, Acer pseudoplatanus, Sorbus aucuparia, Betula pendula, Larix decidua, Pinus sylvestris, Lonicera nigra, Rosa pendulina, Ribes petraeum, Salix caprea, Sambucus racemosa, Viburnum opulus, Rubus idaeus, Corylus avellana, Sorbus aria, (Lonicera xylostemum), Rubus hirtus	Luzula pilosa, Oxalis acetosella, Galeobdolon luteum, Petasites albus, Impatiens noli-tangere, Calamagrostis varia, Cypridium calceolus, Mercurialis perennis, Aconitum moldavicum, Cimicifuga foetida, Gentiana asclepiadea, Majanthemum bifolium, Poa striata, Melampyrum sylvaticum, Prenanthes purpurea, Solidago virgaurea, Vaccinium myrtillus, Polygonatum verticillatum, Gymnocarpium dryopteris, Carex digitata, Vaccinium vitis-idaea, Luzula luzuloides, Ranunculus platanifolius, Cicerbita alpina, Polystichum aculeatum, Luzula sylvatica, Festuca altissima, Dentaria glandulosa, Galium rotundifolium, Symphytum cordatum, Aconitum lasiocarpum, Dryopteris carthusiana, Homogyne alpina, Athyrium distentifolium, Dononum austriacum, Poa chaixii, Luzula luzulina, Calamagrostis villosa, Veratrum lobelianum, Deschampsia caespitosa, Carex pilulifera, Dryopteris dilatata, Carex alba, Calamagrostis varia, Sesleria albicans, Valeriana tripteris, Carex sempervirens, Dicranum scoparium, D. polysetum, Pleurozium schreberi, Hylocomium splendens, Mnium spp., Fissidens spp., Leucobryum glaucum, Plagiogchila asplenoides

Ugyanerre az országra Zlatník 46 termőhely-csoportot és még több alcsoportot, köztes csoportot és földrajzi variánst különített el. Ezek közül 22 tartalmaz fő komponensként bükköt (Randuska 1982, Zlatník 1959).

Romániából Pauca-Comanescu (1989) és Donita és mtsai (1990) publikáltak részletes beszámolót a bükkös társulástípusokról. A Donita és mtsai (1990) által közölt 15 bükkös társulástípus a növényecönológiai asszociációk, erdő típusok, talaj típusok és klimatikus jellemzők alapján különül el egymástól. Ezek a főbb típusok a Lengyel- és Ukrán-Kárpátok bükköseit is magukba foglalják. A Kárpátoktól keletre a bükk eléri elterjedésének keleti határát. Szafer (1932) és Stojko (1988) írt le erdőtípusokat ebben a régióban.

### **Közép-Európai Flóratartomány**

Ennek a provinciának csak kis területét érinti a jelen áttekintés, Csehország középső és nyugati részét. A Kárpáti bükkösökön kívül ezt a régiót az acidofil Harz-hegységi bükkösök jellemzik, amelyek a Luzulo-Fagion asszociációcsoporthoz tartoznak; illetve a Szudéták és Sumawa-hegység montán övében található bükkös-jegenyefenyvesek (*Dentario enneaphylli-Fagetum*).

### **Pannóniai Flóratartomány**

A Pannon Provinciában a bükkösök a Dunántúli- és Északi-középhegység alacsony hegysegeiben, valamint a Nyugat-Dunántúl alacsonyabb térszínein találhatóak. Az Északi-középhegység bükkösei a szlovákiai szubmontán bükkösökhöz hasonlítanak, míg a Dunántúli- középhegység erdeiben több atlanti-mediterrán faj található. Speciális bükkös társulásokat Borhidi (2003) írt le Magyarország déli részén (pl. *Vico-oroboidi-Fagetum* Pócs & Borhidi 1960, *Helleboro odori-Fagetum* Soó & Borhidi in Soó 1960), ahol erős az illír flórahatás (pl. *Knautia drymeia*, *Lathyrus venetus*, *Asperula taurina*, *Tamus communis*).

#### **2.1.2 A bükk életmenet jellemzői**

##### **Növekedés**

A termőhely állapotától függően a bükk jelentős méretet (40-45 m magasság, 1 m-nél nagyobb mellmagassági átmérő) és kort (350 év felett) érhet el (ld. még 2.7. táblázat).

2.7. táblázat Példa adatok kimagasló kor, mellmagassági átmérő és famagasság értékekre természetközeli bükkös referenciaállományok természetes fő fafajai esetén. Fafajok: JF – jegenyefenyő, B – bükk, LF – luc. Források: Korpel (1995), Průša (1985, publikálatlan), Vrška et al. (2001a, 2001b, 2001c)

Az állomány neve	Fafaj	Kor (év)	Mellmagassági átmérő (cm)	Famagasság (m)
Žofín	JF	425	176	45,3
Badin	JF	350-400	148	49,5
Badin	B	210-230	108	45
Boubin	LF	440	162	57,6
Boubin	JF	450	145	51,8
Boubin	B		91	45,5
Milesice	LF		105	45
Milesice	JF		87	40
Milesice	B		68	37
Kyjov	B	250	112	
Razula	LF		94	53,5
Razula	JF		148	41
Razula	B		100	44,5
Dobroc	LF		134	54
Dobroc	JF	450	193	58
Dobroc	B		118	

Bükkös állományok élőfakészlete elérheti a 1195 m<sup>3</sup>/ha-t, körlapösszegük 67 m<sup>2</sup>/ha is lehet. A

2.8. táblázat romániai referencia állományokban fafajonként mért tőszám, körlap és fatérfogat adatokat mutat be.

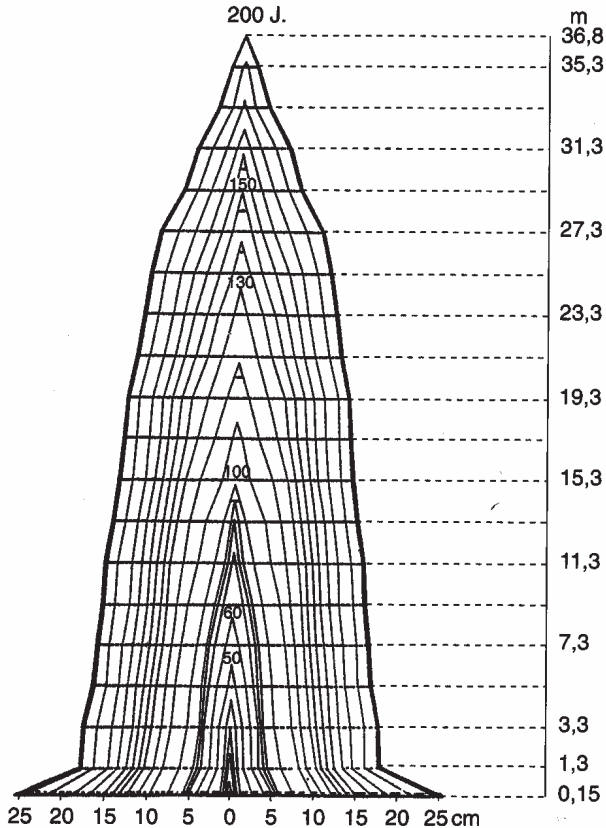
2.8. táblázat Tőszám, körlap és fatérfogat adatok fő fafajonként romániai természetközeli erdőekben. Fafajok: JF – jegenyefenyő, B – bükk, LF – luc. Források: Popescu-Zeletin & Dissescu (1967), Dissescu et al. (1968).

Az állomány neve	Tőszám (db/ha)				Körlap (m <sup>2</sup> /ha)				Fatérfogat (m <sup>3</sup> /ha)			
	LF	JF	B	Össz	LF	JF	B	Össz	LF	JF	B	Össz
<b>Keleti Kárpátok</b>												
Cosna	189	58	111	358	27	15	8	50	364	199	81	644
Cosna	194	64	93	351	24	13	7	44	324	176	71	571
Stulpicani	80	109	93	282	10	20	8	38	132	297	111	540
Ostra	105	102	98	305	13	18	7	38	151	242	75	468
Ostra	399	159	15	573	31	13	1	45	262	155	8	425
Tomnatec	350	150	170	670	42	22	3	67	649	350	28	1027
Rebra	146	-	244	390	34	-	19	53	564	-	314	878

Az állomány neve Fafaj	Tőszám (db/ha)				Körlep (m <sup>2</sup> /ha)				Fatérfogat (m <sup>3</sup> /ha)			
	LF	JF	B	Össz	LF	JF	B	Össz	LF	JF	B	Össz
<b>Dél-Keleti Kárpátok</b>												
Viforata	68	242	118	428	9	37	14	60	125	533	222	880
<b>Déli Kárpátok</b>												
Cheia	73	190	98	361	3	16	6	25	31	197	69	297
Cheia	-	457	365	822	-	31	15	46	-	363	164	527
Cheia	-	151	211	362	-	11	18	29	-	116	246	362
Cheia	-	56	265	321	-	2	27	29	-	21	360	381
Cheia	-	300	153	453	-	21	12	33	-	267	162	429
Cheia	-	134	140	274	-	14	12	26	-	180	158	338
Glodeasa	-	178	130	308	-	18	22	40	-	257	347	604
Piatra Arsa	-	190	82	272	-	37	16	53	-	538	263	801
Piatra Arsa	-	173	89	262	-	37	13	50	-	503	198	701
Piatra Arsa	5	131	110	246	-	32	11	43	3	485	166	654
Piatra Arsa	4	168	196	368	-	10	23	33	5	129	388	522
Piatra Arsa	3	147	130	280	-	13	20	33	3	192	353	548
Piatra Arsa	-	240	84	324	-	23	6	29	-	278	80	358
Piatra Arsa	4	183	164	351	1	17	11	29	6	206	131	343
Piatra Arsa	-	229	101	330	-	21	8	29	-	244	95	339
Zgarbura	-	258	128	386	-	17	3	20	-	-	-	-
Zgarbura	-	174	90	264	-	16	1	17	-	-	-	-
Curtea de Arges	-	203	237	440	-	22	21	43	-	302	301	603
Romani	-	38	282	320	-	3	35	38	-	35	498	533
Romani	618	-	9	627	38	-	1	39	385	-	11	396
Romani	-	108	163	271	-	17	23	40	-	232	346	578
Parang	-	-	-	660	-	-	-	-	-	-	-	1013
Ponor	220	-	262	482	13	-	31	44	143	-	460	603
Ponor	287	-	307	594	19	-	33	52	153	-	484	637
Nera	-	-	373	373	-	-	-	-	-	-	1195	1195

Az átlagos éves növedék erősen függ a termőhelytől és az egyes években nagyon eltérhet. Kosut (1972) végzett egy részletes vizsgálatot kelet-Szlovákia Komárnik régiójában. Kimutatta, hogy 0,5 hektáros elegyes mintaterületén 1958 és 1968 között 27,56 m<sup>3</sup> volt a növedék (bükk – 20,30 m<sup>3</sup>; jegenyefenyő – 6,12 m<sup>3</sup>; hegyi juhar – 0,94 m<sup>3</sup>; magas kőris – 0,18 m<sup>3</sup>; gyertyán – 0,02 m<sup>3</sup>). Így az éves növedék 5,6 m<sup>3</sup>/hektárnak adódott. Az évgyűrelemzések nagy évek közötti különbségeket mutattak, különösen a jegenyefenyőnél. Popescu-Zeletin és Petrescu (1956) azt találták, hogy az általuk vizsgált faegyedek többségénél az átmérő növekménye kb. 1 cm volt 6 év alatt. A középkorú fáknál ennél nagyobb növekményt (4-6 cm) kaptak. Kezelt erdőkben a faegyedek kora és magassága, valamint mellmagassági átmérője és magassága erős korrelációt mutat. Ezért lehetséges termőhely típusonként fatermési táblák készítése (ld. Mendlik 1983). Természetes erdőkben azonban ezeket az összefüggéseket a faegyedek egyedi története erősen befolyásolja. A sok évtizedes árnyékolást is elviselő

árnyéktűrő fajok, mint a bükk és a jegenyefenyő igen hirtelen magassági és területi növekedésre képesek az árnyékból való felszabadulás, pl. lékképződés után (2.3. ábra).



2.3. ábra Egy bükk egyed növekedése során a fagasság (m), kor (év) és a sugár (cm) változása (Rožok Erdőrezervátum). Forrás: Korpel (1995)

A bükk produktivitása a jó vízelvezető-képességű, jól átszellőztetett, enyhén savas vagy semleges talajokon a legnagyobb. A homok talajok és az időszakos víztelítettség csökkentheti a bükk növekedését és kompetíciós képességét (v.ö. 2.1. és 2.6. táblázat). Társulásaiban



általában a bükk alkotja a felső koronaszintet, bár egyes erdőtípusokban (pl. savanyú talajú jegenyefenyves-bükkös, vagy mezotróf luc elegyes bükkös) a jegenyefenyő vagy a luc található a felső koronaszintben, és a bükk egy második lombszintet hoz létre (Pauca-Comanescu 1989).

A növekedést kompetíció és bolygatások egyaránt csökkenthetik, de ezek a hatások mortalitáshoz is vezethetnek. A kompetíció azokban az állományfejlődési-szakaszokban erősebb, ahol fiatal egyedek nagy egyedsűrűségben találhatóak, például nagyobb felújulási foltok esetén. Bár természetes erdőkben ez a szituáció ritkán alakul ki (ld. felújulásról szóló részt). Popescu-Zeletin és Petrescu (1956) egy romániai őserdő-állományban kimutatták, hogy a kompetíció a „rudas szakaszban” (3-10 cm mellmagassági átmérő) volt a legerősebb, ahol a tűlevelűek 56-92%-a és a bükkök 82-98%-a pusztult el a 6 éves vizsgálati periódusban.

Még az idősebb bükk egyedek is rendkívül jól alkalmazkodnak az új források megjelenéséhez. Például szomszédos fák elhalása esetén a korona oldalirányú növekedésével a megnyílt forrást képesek hasznosítani (ld. 2.3. ábra).

### **Felújulás**

A bükk általában magról újul, amit periodikusan terem. A magtermés frekvenciáját és a megtelepedés sikerességét a termőhelyi viszonyok és az időjárási tényezők erősen befolyásolják. A megtelepedett magoncok denzitására és a térbeli mintázatára az állományra ható bolygatások mintázata van hatással. Természetes bükkösökben a felújulás általában kiszélesedik, ami igazodik a lékek méretéhez.

### **Makktermés**

A bükk ciklikus makktermése általában az egyedek 40-50 éves kora körül kezdődik. Zárt állományokban azonban csak 60-80 év körül kezd fertilis makkokat teremni (Bondor 1986). A makktermés szakaszos, bár megfigyelések szerint egyes fák egymás utáni években is teremhetnek (Mátyás 1965). Általában azonban a bőtermő évek után kisebb makktermés következik be (Dengler 1944). Optimális termőhelyen a makktermés gyakoribb és egyenletesebb, míg kevésbé kedvező viszonyok közt egyes környezeti tényezők (csapadék, talajnedvesség, stb.) korlátozhatják (Mátyás 1965). Elterjedése keleti részén a bükk gyakrabban virágzik, mint például Nyugat-Európában; de ez nem vezet gyakoribb makkterméshez. Ezért részletes vizsgálatok folytak annak kiderítésére, mely faktorok vannak hatással a sikeres makktermésre. Ennek során mind meteorológiai, mind biotikus hatások (kártévek) befolyásoló tényezőnek bizonyultak. A legjobb makktermés 15 és 25°C között és legalább 26-33%-os páratartalom esetén várható (Mátyás 1965). Az egyedek fenológiája

(korai vagy késői virágzás) és állománybeli helyzetük (Kraft-féle magassági osztály – kimagasló, uralkodó, segítő-elmaradó, alászorult, elnyomott) szintén befolyásolja a makktermést. Magyarországon általában minden 6-8. bőtermő év, de még ilyen kis területen belül is mutatkoznak különbségek. Az ország nyugati részén, ahol a klimatikus viszonyok kedvezőbbek, gyakoribb a makktermés (Májér 1968, Roth 1935). Májér (1982) publikálta egy bakonyi történeti vizsgálat eredményeit, amely 242 év makktermés adatain alapult. Kiugró makktermés általában minden 14 évben volt várható, átlagos minden 7 évben, és gyenge minden 3-4 évben. Bár kiugró makktermés előfordulhat gyakrabban is (pl. 1948, 1951). Ukrajnában több szerző is foglalkozott a bükk termésének mennyiségével és periodicitásával. Ők is kimutatták, hogy a makktermés gyakoribb a Kárpátokban (optimális termőhely), mint alacsonyabb térszíneken a Kárpátoktól keletre (Kalatskii et al. 1972). Tretjak (1958) Opoliában vizsgálta az éves makktermés mennyiségét egyes években. A mennyiség jelöléséhez 5-ös skálát használt: 1=1-2 millió makk/ha; 2=2-3 millió makk/ha; 3=3-4 millió makk/ha; 4=4-5 millió makk/ha; 5=több, mint 5 millió makk/ha. A kapott értékek a következők voltak: 1916-5; 1922-4; 1926-3; 1931-5; 1934-1; 1936-4; 1941-2; 1943-4; 1945-4; 1947-5; 1951-5. Kaplunovszkij (1972) 1960 és 1969 között négy évet talált az átlagosnál bővebb termésűnek. Ezekben az években az érett egyedek 54-77%-a termelt makkot. 1962-ben minden 40 cm mellmagassági átmérőnél nagyobb egyednek volt termése. Lengyelországban Skrzydlowski (2003) mérései szerint 3-4 évente volt bő (150 makk/m<sup>2</sup>) makktermés, és minél nagyobb volt a termés, annál később hullott le. Romániában Papava (1979) úgy találta, hogy a makktermés nagyon változatos, erősen függ a tengerszint feletti magasságtól, és 3-4-től 6-8 évenként van bőtermő év. Badaea és munkatársai (1966) tettek közzé egy átfogó kimutatást az 1957 és 1964 között végzett vizsgálataikról, melyek során vizsgálták a makkprodukción, a klimatikus tényezők és különböző felújító-vágások hatását a megtelepedésre és az újulat fejlődésére.

A megtermelt makkszám még egy állományon belül is nagy térbeli változatosságot mutat. Márkus (1959) vizsgálta a makkszámot egy 100 éves bükkös állományban, a Bakony hegységben. Ő egy 25 méteres gridet fektetett le, és minden gridpontban makkszámilálást végzett. 91 gridpont adatai alapján kimutatta, hogy az állomány szélén több volt a területegységre jutó makkszám, mint az állomány belsejében. Az eltérés az állomány szélétől másfél fahossz távolságig volt észlelhető. Nem csak az abszolút makkszám, de az életképes makkok száma is csökkent az állomány belseje felé. Márkus azt is észlelte, hogy a makkok szinte mindig néhány darabos csoportokban voltak találhatóak. Mendlik (1989) vizsgálata is azt mutatta, hogy az állomány alatt sokkal kevesebb makk volt (5-10 makk/m<sup>2</sup>), mint a

széleknél (40-50 makk/m<sup>2</sup>). Márkus és Mátyás (1966) 1964-ben végzett egy országos felmérést a makktermésről. 611 erdészkerület adatait gyűjtötték össze Magyarország azon régióiból, ahol a bükk előfordul. Régión belül is nagy varianciát találtak ugyan, de a makk mennyiség átlagos eltérése az egyes régiókban jól magyarázható volt az előző évi klimatikus különbségekkel. Az ország nyugati részén, ahol 1963 júniusa és júliusa hűvös és csapadékos volt, sokkal kevesebb makk termett, mint az észak-keleti országrészben. Korpel (1978) és Saniga (1994) a makkhullás dinamikáját tanulmányozta, és hasonló eredményekre jutott. Korpel azt találta, hogy átlagosan 1m<sup>2</sup>-re 399 makk hull, és ennek 18,7%-a csírázik ki. Saniga eredményei szerint szeptember 25-ig 465,3 kg/ha, október 20-ig újabb 321,3 kg/ha és október 31-ig 274,5 kg/ha makk hullott. Az ezer-magsúly mérések alapján úgy becsülte, hogy ez négyzetméterenként 399 makknak felel meg. A termékeny makkok átlagos aránya 53%, 71% és 65% volt a három mintavételi időpontban, vagyis a termékeny makkok átlagos száma 244 db/m<sup>2</sup> volt.

A makkméret is mutat természetes varianciát. Parpan et al. (1987) Ukrajnában a bükk természetes elterjedési területén belül 45 helyről gyűjtött makkokat 1982-ben. A legnehezebb és leghosszúkasabb makkok Podoliából, a legkönnyebb és kevésbé hosszúkasak Kárpátaljáról származtak. Az eredmények klinális különbséget sejtetnek a keleti alföldi régiótól a nyugati hegyvidék felé. Smelkova (1971, 1988) biometriai vizsgálatokat végzett 14 makkmintán, amik Szlovákia 11 pontjáról, 290 és 940 m közötti tengerszint feletti magasságból, 70-130 éves állományokból származtak. Az állomány kora, tengerszint feletti magassága, valamint a makkok és embriók mérete és dimenziói között negatív korrelációt talált. Az állomány denzitása és égtáj szerinti kitettsége alapján nem kapott szignifikáns korrelációt.

### **Terjedés**

A bükk nem jó terjedőképességű faj. A nagy makkok az anyafák alá hullnak, és csak a topográfia játszik fontos szerepet a rövid távú terjedésben. Egyes madárfajok táplálékraktározásuk során segíthetik a terjedést. Turcek (1966) vizsgálta a szajkó (*Garrulus glandarius* L.) és a fenyőszajkó (*Nucifraga caryocatactes* L.) által elrejtett bükkmakkok visszakeresését Szlovákiában. Munkája értékelésében röviden a meg nem talált makkok erdészeti fontosságára is kitért.

### **Makkpredáció és a fiatal egyedek mortalitása**

A bükk makkjainak és magoncainak mortalitása igen magas. Sok állatfaj, például a vaddisznó (*Sus scrofa* L.), őz (*Capreolus capreolus* L.), szarvas (*Cervus elaphus* Temminck), valamint rágcsálók és madarak is hasznosítják táplálékként őket. De a barna medve (*Ursus arctos* L.) őszi és tavaszi táplálékának is fontos részét képezik (Frackowiak & Gula 1992). A rágcsálók

által okozott mortalitás általában kevésbé jelentős azokban az években, amikor a makktermés nem bő, mert a rágcsálók populáció-denzitása nem tud feljutni (Kaplunovszkij 1972, Rác 1941, Tretjak 1954). Azonban Skrzydlowski (2004) mérései szerint jó makktermő évben a makkpredáció 81% volt, míg nem bőtermő években 92-100%. Berty (2005) vizsgálatai azt mutatták, hogy a jó makktermés utáni rágcsálógradáció mértéke függ az élőhely minőségétől. Főként az erdőszegély jellegű, dús cserje- és gyepszinttel rendelkező területek – ahol a gyepszintet nem zárt gyepp alkotja, és jellemző a szeder jelenléte – lehetnek alkalmasak jó búvó- és táplálkozóhelynek a kisemlősök számára.

A dinamika és mortalitás pontos okainak alapos feltárása azonban máig hiányos. Azonban a gombafertőzés biztosan fontos tényező. Prochazkova (1990, 1991) több faj magjainak fertőződését vizsgálta. 466 Csehszlovákiában gyűjtött magminta analízisével 44 olyan gombafajt mutatott ki, amelyek bükk makkján éltek. A makkokat leggyakrabban a *Trichothecium roseum* (Pers.) Link (79%), *Penicillium spp.* (76%), *Rhizopus stolonifer* (Ehrenb.) Vuill. (61%) és *Alternaria alternata* (Fr.) Keissler (51%) fertőzték. Patológiai szempontból fontos fajok, különösen a *Fusarium* fajok (*F. Avenaceum* (Corda) Sacc., *F. Oxysporum* Schlecht., *F. sporotrichoides* Sherb.) a minták 12%-ában voltak találhatóak. A Szlovákiából származó minták 43%-ban voltak fertőzöttek (mintánként a makkok maximum 5%-a) a nemzetség fajjaival. A *Fusarium* fajok mellett további patogének, például *Phytophthora cactorum* (Leb. & Cohn) Schroet., *Rhizoctonia solani* Kühn, *Cylindrocarpon magnusianum* (Sacc.) Wollenw. is szerepeltek a mintákban. Lengyelországban Skrzypczynska (1996) 2100 makk sorsát vizsgálta in situ, amelyek az Ojcow Nemzeti Parkban hullottak le anyafáikról. A makkok 8,3%-a volt sérült, amiért a bükkmakkmoly (*Cydia fagiglandana* Zeller) volt felelős. A makkok 40,6%-a volt életképes és 51,1%-a üres volt. Szlovákiában Saniga (1994) azt találta, hogy az első évi mortalitás 90%-át penész és egerek okozták.

### **Csírázás és megtelepedés**

A bükk makkjai a hóborítástól függően általában áprilisban vagy májusban csíráznak. A fiatal magoncok gyakran fitofóra (*Phytophthora cactorum* (Leb. & Cohn) Schroet.) által fertőzöttek (Sevczenko & Ciljurik 1986). Magyarországról Mendlik (1989) közölt magoncszám adatokat a makktermés utáni első évből. 1981 tavaszán 110-170 000 magoncot talált hektáronként. Ősre ez a mennyiség 30-70 000 -re csökkent. A csírázás sikeresebb, a túlélő magoncok száma pedig több volt az erdő szélén. A magonc mortalitás legfőbb okai a levéltetvek által okozott károk voltak. Domin (1932) érdekes megfigyelést tett, amely szerint a részlegesen lebontott avar gátolja a sikeres csírázást a vastag avarréteggel rendelkező nudum bükkösökben. Az a néhány egyed, ami a sok ezerből túlél, segíti az avarréteg

vékonyodását, majd egy következő generáció ezek alatt a ritkásabb csoportok alatt nagyobb sűrűségben meg tud telepedni. Egyes erdtípusokban a holtfa tud megfelelő megtelepedési felszínt biztosítani a magoncoknak. A dajkafák fontossága jól ismert a boreális erdőkből, ahol a talajt olyan vastag mohaszőnyeg borítja, ami megakadályozza a megtelepedést. A lombelegyes vagy lombhullató erdőkben a fekvő törzsek ilyen szerepére kevesebb figyelem fordítódott, bár a jellegzetes lábas gyökérzetű fák jelenléte több közép-európai természetes erdőben felfedezhető (Standovár személyes közlés). Szewczyk & Szwagrzyk (1996) a talajon és korhadó fán növekvő újulatot vizsgálta természetes lombelegyes erdőben a Babia Góra Nemzeti Parkban, a dél-lengyelországi Nyugati-Kárpátokban. Úgy találták, hogy a fekvő holtfa a talaj 6%-át borította. Az újulatban tömeges volt a bükk és a jegenyefenyő jelenléte, míg luc kevesebb volt. Az aljnövényzettel borított talajon az átlagos magonc denzitás ( $240 \text{ db}/100\text{m}^2$ ) magasabb volt, mint a holtfán (még az erősen korhadóhoz képest is, ahol  $177 \text{ db}/100\text{m}^2$ ). Bár a luc és jegenyefenyő magoncok denzitása a holtfán volt nagyobb. Mindhárom faj magoncainak túlélése a holtfán volt jobb, de a fenyőkre különösen igaz volt ez. A nagyobb csemetek között a bükk összesített dominanciája már egyértelmű volt. Ezért a fenyők jövőbeni jelenléte a koronaszintben erősen függ attól, hogy tudnak-e a holtfán megtelepedve felújulni (ld. még Jezek 2004).

### **Az újulat fejlődése**

#### **Kezelt erdőkből származó információk**

A legtöbb tanulmány, ami kezelt erdők bükk újulatának növekedésével és sikerével foglalkozik, különbözően kezelt kísérleti mintaparcellák eredményeit ismerteti. Az erdészeti tankönyvek leginkább avval a kérdéssel foglalkoznak, hogy milyen sebességgel és intenzitással kell az idős állományokat bontani, hogy az újulatnak megfelelő környezeti feltételek biztosítva legyenek, és a lágyszárú gyomfajok és egyéb fafajok, mint a kőris el ne nyomják a bükköt. Ezeket a munkákat most nem ismertetem részletesen, de egy természetközeli kárpáti bükkösben végzett kísérlet eredményeit példaképpen részletezem. Saniga (1994) figyelte meg a bükk természetes újulatát 10 éven keresztül (1981-1991) három mintaterületen (87%, 73%, 70% záródás mellett) egy 85 éves bükkösben. Azt találta, hogy a csemetek túlélése a legzártabb állományban volt a legalacsonyabb minden vizsgálati időpontban. De még ebben az állományban is a 11 éves újulat mennyisége  $27\,000 \text{ db}$  volt hektáronként 1991-ben. A másik két területen  $43\,700$  és  $53\,200 \text{ db/ha}$  volt a magoncszám. A magassági növekedés mértéke nem különbözött az egyes állományokban az első öt évben, később azonban megmutatkozott a megvilágítás-különbség hatása (2.9. táblázat).

2.9. táblázat Az újulat átlagos magassága három különböző záródású 85 éves kezelt bükkös állományban. Forrás: Saniga (1994)

Az újulat kora (év)	Az újulat átlagos magassága (cm) és az átlag szórása		
	I. parcella (87% záródás)	II. parcella (73% záródás)	III. parcella (70% záródás)
1	5,1±2,3	5,7±2,1	5,0±2,0
5	16,9±4,7	17,8±5,4	18,5±5,9
11	41,4±12,4	49,5±14,3	54,3±17,1

A fény mellett a talajnedvesség is korlátozhatja a felújulás sikerét. A túl sok talajvíz épp annyira probléma lehet a fiatal egyedek számára, mint a túl száraz időszakok. Ezért egyes erdőgazdálkodási módszerek - így a vágásos gazdálkodás is – hátrálthatják a felújulást azzal, hogy üde termőhelyeken túl magas talajvíz képződést segítenek elő, míg szárazabb talajokat pedig kiszáríthatnak. Az első esetben a magas lágyszárúak (pl. *Impatiens noli-tangere*, *Dryopteris filix-mas*) kompetíciója és a penészedés lehet ártalmas. A második esetben az idős egyedek kompetíciója és a kiszáradás akadályozhatja meg a sikeres felújulást. Ezeknek a problémáknak a kezelésére speciális kezelési eljárások kerültek kidolgozásra. Magyarországon Török (2000, 2006) írt le egy égtájorientált felújítási rendszert, amit a Bakonyban fejlesztett ki. Ő fokozatos bontást alkalmazott, amely során figyelembe vette a maradó idős fák árnyékának jellemző irányát.

A vadhatás az egyik legfontosabb probléma a természetközeli erdőgazdálkodás számára Európa szerte. Különös súlya ellenére alig van alapos vizsgálat, mely a rágás hatásával foglalkozna (de pl. Čermák & Mrkva 2003, Modrý et al. 2004). Az erdészek több régióban is demonstrációs elkerítéseket állítottak fel a probléma szemléltetésére. Azonban ezeken a mintaterületeken legtöbbször sem a makkot és a csemetét nem számolják, sem kontroll parcellákat nem jelölnek ki hozzájuk.

#### **Kezeletlen, természetes erdőkből származó információk**

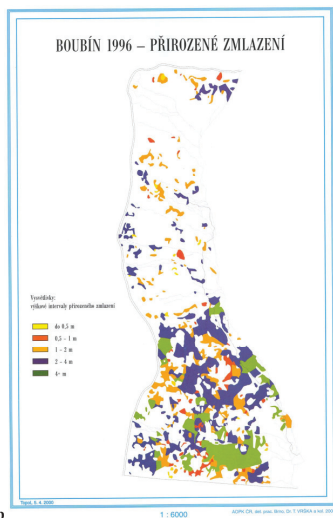
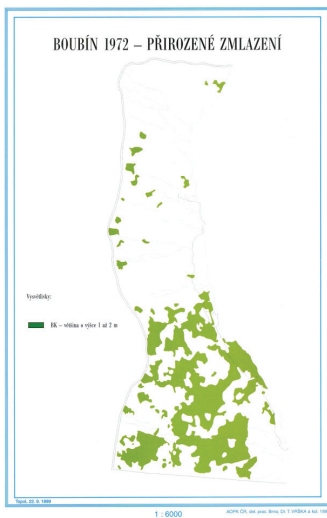
A kezeletlen erdőrezervátumokban létesített állandó mintaterületek vizsgálata során általában csak bizonyos mellmagassági átmérő feletti (7, 10, vagy 20 cm) egyedeket regisztrálnak a kutatók, így a felújulási folyamat legdinamikusabb része hiányzik az adatokból. Léteznek azonban munkák, ahol az újulat ezen részét is vizsgálják, és időbeli alakulását is követik.

Korpel a Badin erdőrezervátumban széldöntés után létesített egy állandó 0,5 hektáros mintaterületet, melyen 1957-től minden 10. évben felvette a 7 cm mellmagassági átmérőnél nagyobb fákat. 1986-ban és 1996-ban Saniga ismételte meg a méréseket, ő a fiatalabb egyedeket is vizsgálta, 9 kor- és magasság-kategóriát elkülönítve. Kimutatta, hogy a nagyobb

fák (>7 cm) száma 2589 volt 1986-ban és 2410 volt 1996-ban. A kecskefűz (*Salix caprea*) és rezgőnyár (*Populus tremula*) elegyaránya 71,6%-ról 66,5%-ra csökkent a tíz év alatt, míg a bükké 26,1%-ról 31,1%-ra nőtt. Ugyanakkor az alacsonyabb egyedek közt a kecskefűz nagy mennyiségben volt jelen (650 db/ha). Ez a különbség az erős vadhatásra vezethető vissza, ami a jegenyefenyő egyedeit szintén erősen érinti (Saniga 1997).

A kiszoltos felújulás, amely egyes nagy faegyedek halála következtében alakul ki, jól követhető azokban a rezervátumokban, ahol a fatérképek kiegészülnek részletesebb (általában transzekt) mintákkal. Ezekben legtöbbször korona vetületet, újulatot, és légyszárú aljnövényzetet is vizsgálnak (Koop 1989), ami lehetőséget teremt a vegetáció egyes szintjei közötti összefüggések vizsgálatára. A felújulás korai fázisaiban zajló dinamika megértéséhez szükség van az átlagosnál (10-20 évenként) sűrűbb mintavételezésre is. Másik megoldás, amit a cseh erdőrezervátumokban követnek, hogy a fiatal újulatot (<10 cm) az abundáns foltok jelölésével, domináns fafajuk és jellemző átlagos magasságuk feltüntetésével térképezik (Průša 1985, Vrška 1996, 1998, Vrška et al. 1999, 2000a, 2000b, 2001a, 2001b, 2001c). Így az újulatsoportok teljes területe és mintázata követhető. Ezek az információk Polom, Razula, Zakova Hora, Boubin, Milesice, Mionsi, és Diana erdőrezervátumokra elérhetők (2.4. ábra). Ezeknek a tanulmányoknak egy fontos üzenete, hogy a felújulás sikere legalább annyira függ a vadhatástól, mint az állomány dinamikájától. Sok rezervátumban csak kerítéssel lehetett elérni, hogy az erősen rágott idősebb újulat növekedése meginduljon, és új generációk tudjanak megtelepedni.

A vadfajok hatását általában indirekt módon, a bekerített területek természetes felújulásának lehetősége alapján állapítják meg. Miscicki és Zurek (1995) mutatott be egy ritka kvantitatív kísérletet. Ők a lengyelországi Gorce Nemzeti Park természetes újulatának károsodását vizsgálták, ahol a szarvasok kilövése tiltott a park 1981-es alapítása óta. Az újulatot, és a rágás/hántás kárt fafajonként vizsgálták. A jegenyefenyő (*Abies alba*) volt a leginkább hántott, és legjobban rágott. Másodikként a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és a madárberkenye (*Sorbus aucuparia*) következett. A bükk (*Fagus sylvatica*) és a luc (*Picea abies*) csak enyhén sérültek. A jegenyefenyő és hegyi juhar elegyaránya fokozatosan csökkent a nagyobb átmérőosztályok felé. A rágás szintjét az elfogadható érték 280%-ának becsülték, míg a törzsek felszínén jelentkező hatást (hántás és egyebek) 580%-osnak ítélték a kutatók. Más vizsgálatok szintén azt mutatták, hogy a bükk a vadfajok számára kevésbé kívánatos táplálék, mint a bükkösök elegyfajai (pl. Čermák & Mrkva 2003, Modrý et al. 2004).



2.4. ábra Az újulat fejlődése Boubín erdőrezervátumban. a) 1972-ben a bükk újulat 1-2 méter magasságú foltjai b) 1996-ban az újulati foltok jellemző magassága kategóriáinként (<math><0,5\text{ m}</math>, <math>0,5-1\text{ m}</math>, <math>1-2\text{ m}</math>, <math>2-4\text{ m}</math> és <math>>4\text{ m}</math>) feltüntetve Forrás: Vrška et al. (2001c)



### 2.1.3 Bükkösök faállomány-dinamikája

Kelet-közép Európában a társulások egyensúlyi szemléletének erős hagyományai vannak. A kutatók főként állomány struktúrák leírásával és homogén társulási egységek elkülönítésével és leírásával foglalkoztak (pl. Braun-Blanquet asszociációk, erdőtípusok, termőhely és társulás típusok). Ebből következik, hogy a dinamikai folyamatok tanulmányozása iránt kevésbé érdeklődtek, mint a másféle tudományos tradíciókkal rendelkező országok kutatói (ld. Oliver & Larson 1996, Pickett & White 1985, Watt 1923, 1924, 1925, 1947).

#### A természetes bolygatások típusai

A természetes bolygatások frekvenciájáról, intenzitásáról és biológiai hatásáról elég szűkös információval rendelkezünk, és sokszor meg sem tudjuk becsülni az erdődinamikában betöltött szerepüket (Everham & Brokaw 1996, Pickett & White 1985). A természetes bolygatási rezsimet és ezzel kapcsolatosan az erdődinamika jellemzőit Európában a boreális övben alaposabban tanulmányozták (pl. Angelstam 1998, Angelstam & Kuuluvainen 2004, Gromtsev 2002, Quinghong & Hytteborn 1991, Ulanova 2000). A lombhullató övből, talán a kiterjedt erdőterületek hiánya miatt, sokkal kevesebb információval rendelkezünk (Drössler & Lüpke 2005, Emborg et al. 2000, Schelaas et al. 2003, Splechtna et al. 2005, Splechtna & Gratzner 2005, Piovesan et al. 2005, Zeibig et al. 2005). Különösen igaz ez a kelet-közép európai erdők esetén.

Átlagos klimatikus feltételek esetén a szél, a jég és a hó a legfontosabb abiotikus bolygató faktorok a régió bükköseiben. A széldöntés több „őserdő” esetén fontos bolygató faktornak bizonyult. A szlovákiai Badin Őserdő bükkös állománya 1947-ben egy erős szél által szenvedett bolygatást, ami után sajnos a faállomány felvételezése csak 10 évvel később kezdődött meg (Korpel 1995, Saniga 1997). Erős szél érintette Boubin Őserdőt Csehországban 1870 október 26-án, ami nagy területi kiterjedésű, de nem kvantifikált mértékű széltörést okozott (Průša 1985, Vrška et al. 2001c). Žofínban szintén történt széldöntés az 1870-es években, illetve 2007-ben (Vrška személyes közlés). Popescu-Zeletin és Petrescu (1956) jegyezték fel egy romániai természetes erdőről, hogy 1949 és 1955 között sok faegyed (a tűlevelek 13-32%-a, a bükkök 18-67%-a) lett széldöntés áldozata. Konopka (1977) közölt összefoglaló adatokat a szlovák erdőállományokban történt szél, jég és hó általi bolygatások után történt összetermelésekről 1961 és 1995 között. 1985 és 1995 között 800000 m<sup>3</sup> faanyagot termeltek össze szél, 180000 m<sup>3</sup>-t hó és 35000 m<sup>3</sup>-t jég általi bolygatás után. A

szél leginkább a lucot és a jegenyefenyőt érintette, a hó a lucot és az erdei fenyőt, a jégre pedig az erdei fenyő és a bükk volt a legérzékenyebb. Itt azonban nem szabad elfelejteni, hogy az adatok gazdasági, gyakran ültetett (pl. bükkös termőhelyen levő lucos) erdőkből származnak. Aszalós és munkatársai (2001, 2004, Aszalós 2003, Kenderes et al. 2007a) ugyancsak gazdasági állományokban vizsgálták. A munkacsoport a Börzsöny hegységben egy 70 km<sup>2</sup>-es területen történt jégtörés (1996) és széldöntés (1999) okait és hatását elemezte. A biotikus bolygatások általában nem érintik súlyosan a felnőtt bükk egyedeket. A gombák a legfontosabb biotikus károkozók (Igmándy 1964), mert felépítésének anatómiája és kémiai összetétele miatt a törzs érzékeny ezekre (2.10. táblázat). Abiotikus vagy művelési okokból keletkezett sérülések utat nyithatnak a fertőzésnek. Az Őserdő Erdőrezervátumban Szontágh 188 bükk egyedet vizsgált meg egy 1 hektáros mintaterületen. Úgy találta, hogy a vegyeskorú állományban (0-150 év) 49 fa volt fertőzött (26%), ami az 553 m<sup>3</sup> fatömegből 172 m<sup>3</sup>-t (31%) érintett (Szontágh in Igmándy 1964). A levélaknázók (pl. *Rhynchaenus fagi* L.) akár a bükkök 20%-át is megtámadhatják (Tóth 2000, 2001).

2.10. táblázat A kifejlett bükkök növekedését befolyásoló gombafajok. Forrás: Sevchenko & Ciljurik (1986), Igmándy (1964)

Fajnév	Érintett szerv
<i>Microspora alphitodes</i> Griff. et Maubl.	levél
<i>Phyllactinia sulphulva</i> (Rebent.) Sacc.	levél
<i>Nummularia bulliardii</i> Tul.	ág
<i>Nectria galligena</i> Bres.	törzs
<i>N. ditissima</i> Tul.	törzs
<i>Fomitopsis pinicula</i> (Sw.ex Fr.)Gill.	törzs
<i>Fomes fomentarius</i> (L.ex Fr.)Gill.	törzs
<i>Inonotus radiatus</i> (Sow.et Fr.)Karst.	törzs
<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.)Bond.ex Sinq.	törzs
<i>Ganoderma applanatum</i> (Pers.) Pat.	törzs
<i>Inonotus obliquus</i> (Pers.)Pil.	törzs
<i>Daedalea quercina</i> (L.)Fr.	törzs
<i>Grifola gigantea</i> (Pers.) Pilát	törzs
<i>Oxyporus populinus</i> (Fr.) Donk.	törzs
<i>Pholiota squarrosa</i> Huds.ex Fr.	törzs
<i>Polyporellus squamosus</i> Huds.ex Fr.	törzs
<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.ex Fr.) Kummel	törzs
<i>Xanthochorus obliquus</i> (pers.) B. et G.	törzs
<i>Xanthochorus cuticularis</i> (Bull.) Pat.	törzs

## **Erdőfejlődési ciklusok természetes erdőkben**

A természetes erdődinamika tanulmányozásának célja Európa szerte a fejlődési ciklusok leírása, és működésének megértése. A téma jelentős kutatói mind felfedezték, hogy a fejlődés különböző állapotokon keresztül megy végbe, és a kialakult erdő különböző fejlődési állapotú foltok mozaikjából áll (Koop 1989, Korpel 1987, 1995, Leibundgut 1959, 1982, Mayer et al. 1980, Mlinsek 1985, Průša 1985, Zukrigl et al. 1963). De ezekből az munkákból általános következtetéseket levonni igen nehéz.

### **A kutatások főbb jellemzői**

#### **Az állományok természetessége**

Fontos szem előtt tartanunk, hogy ezeknek a munkáknak a referencia állományai természetességüket tekintve erősen különböznek. Mindegyik állománynak megvan a maga kezeléstörténete, némelyikben soha nem zajlott semmilyen gazdálkodás, másokban legettettek vagy nem intenzív fakitermelés (pl. csak holtfa termelés) történt. Méretük is jelentősen különbözik. Nehéz összehasonlítani egy izolált, maximum 100 hektáros rezervátumot egy 100 000 hektárnyi erdős tájban elhelyezkedő több száz hektáros természetközeli erdőterülettel. Ezek a különbségek befolyásolják a bolygatások mintázatát, a propagulum források közelségét, a nagyragadozók jelenlétét, és még sok más tényezőt, ami az erdőfejlődést befolyásolja. Ahogy sok referencia állományban felfedezték, a nagytestű növényevők denzitása jelentős hatással van az erdőfejlődésre, ezért a vadhatásban mutatkozó különbségeket sem szabad figyelmen kívül hagyni.

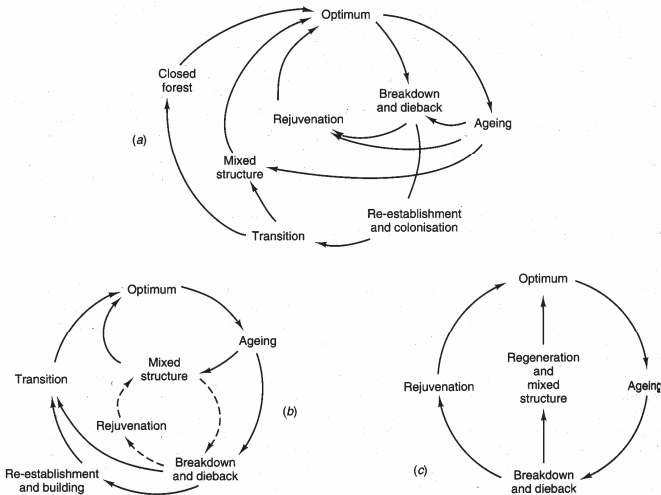
#### **Tudományos szemléletek**

A közép-európai erdődinamikai kutatások érdekes sajátága, hogy olyan országokban történtek, ahol a tudományos szemlélet biológiai társulások egyensúlyi elméletén alapult. A klasszikus Braun-Blanquet féle növénycönológia alapvetően az idős kezelt erdők (melyek a teljes életciklust tekintve középkorúnak számítanak) jellemző foltjait írta le, és a hangsúly az eltérő vegetációs egységek (asszociációk) megkülönböztetésén volt.

Másik jellemzője az irányzatnak, hogy kiemelten foglalkozott a faállomány mérhető tulajdonságaival. A legtöbb eredmény térfogatokat, produktivitást, lábon álló fatömeget és ezeknek a fejlődési ciklus folyamán bekövetkező változásait mutat be. A termőhely minőségének hatása is mindig a vizsgálatok középpontjában állt.

Ezeknek a tanulmányoknak szembe kellett nézniük a problémával, hogy homogén típusokban (asszociáció, faállomány típus, erdőtípus) gondolkodnak és közben heterogenitást észlelnek,

mint például a természetes dinamikájú erdők finom szemcsés mozaikossága. Ezt a problémát a korai növénycönológusok tisztán látták (pl. Domin 1932), de később többnyire elfelejtődött. A legfontosabb eszköz az erdődinamika tanulmányozásában az erdőfejlődési stádiumokkal leírt erdőciklusok elmélete volt. A különböző szerzők által kifejlesztett rendszerek nem teljesen kompatibilisek (ld. 2.5. ábra példái). A használt kategóriák nem egyértelműen definiáltak, a mozaik térképezési egységei különböző méretűek lehetnek, így a használt módszertől függően az érzékelt mozaik is különböző térbeli felbontású (szemcseméret) lehet. Másik következmény, hogy a stádiumok és fázisok felismerése megfigyelő-függő, ami hosszú távú kutatásoknál problémákat okozhat.



2.5. ábra Őserdők fejlődési fázisai (a) ahogy Lebungut (1959) írta le közép-európai erdőkre, és egyéb változatok (b) Zukrigl et al. (1963) és (c) Mueller-Dombois (1987) szerint. A szaggatott vonalak a (b) ábrán ritka átmeneteket jelölnek. Forrás: Peterken (1996)

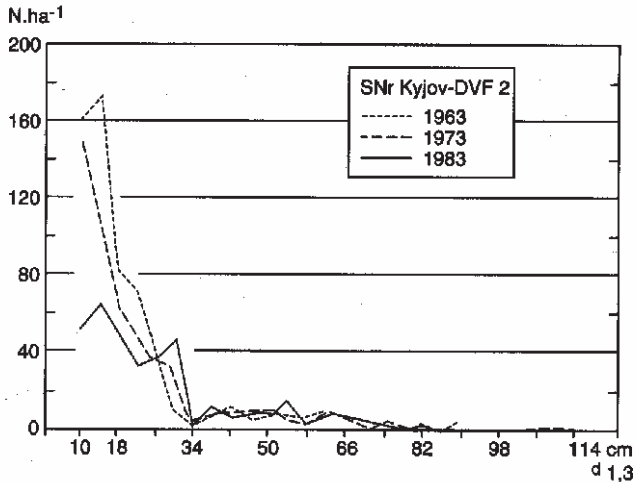
Az ábrában szereplő fejlődési fázisok elnevezésének magyar jelentése: Optimum: optimális fázis, Ageing: öregedési fázis, Breakdown and dieback: összeroppanási fázis, Rejuvenation: felújulási fázis, Re-establishment and colonisation ill. Re-establishment and building: megtelepedés és előerdő, Transition: átmeneti erdő, Mixed structure: szálaló fázis, Closed forest: klimax társulás, Regeneration and mixed structure: felújulás és szálaló fázis

### Fontosabb eredmények

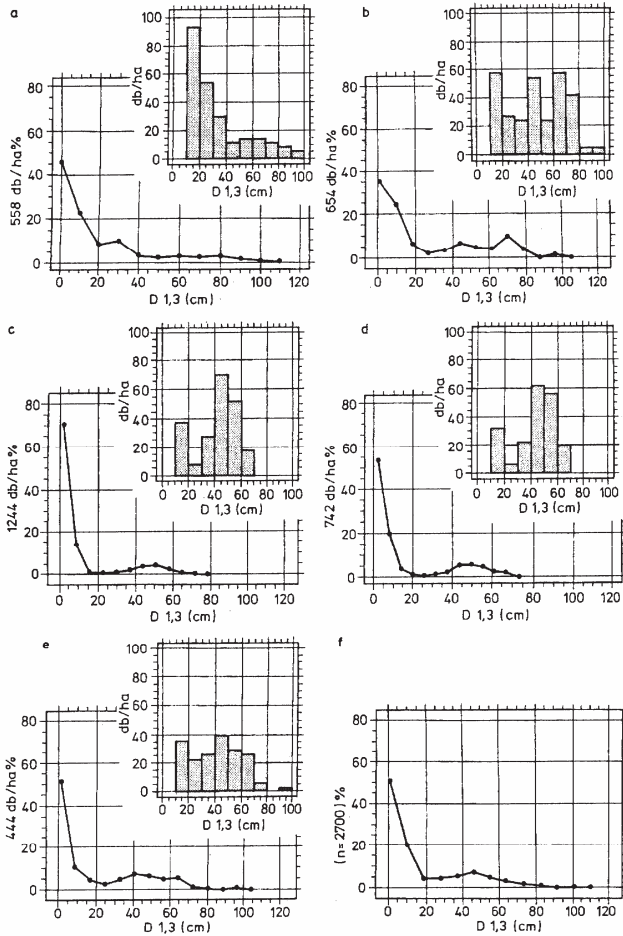
Ebben a részben csak példákat mutatok be a legfontosabb eredménytípusokból, melyek az állományfejlődésre, holtfa viszonyokra és a lágyszárú vegetációra vonatkoznak.

### Állományfejlődés

A legnagyobb érdeklődés fafaj-összetételnek és az egyedek méretének (magasság, mellmagassági átmérő, körlap, méretosztályok megoszlása) a ciklus során bekövetkező változásai iránt mutatkozott (2.6.-2.7. ábra). A stádiumok modelljei és a ciklusok hossza is leírásra került, valamint a mozaik egyensúlyi stádium-megoszlása is definiálásra került (2.8.-2.10. ábra).

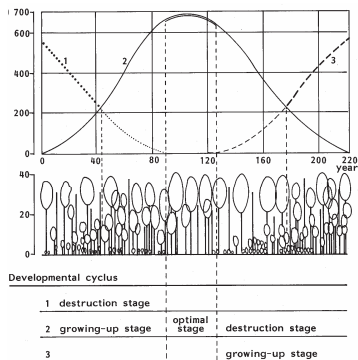


2.6. ábra A faegyedek átmérőeloszlása a Kyjov Erdőrezervátum 2. sz. állandó mintaterületén 1963, 1973, és 1983-ban. A grafikon a hektáronkénti törzsszámot (N/ha) mutatja a mellmagassági átmérő (cm) függvényében. Forrás: Korpel (1995)



2.7. ábra Mellmagassági átmérő gyakoriságok a Kékes Észak Erdőrezervátum különböző erdőfejlődési szakaszaiban. A hisztogramok a 10 cm átmérő feletti átmérőosztályokat mutatják, míg a görbék az 1-120 cm közötti törzsátmérő kategóriákat. Forrás: Czajlik (1996)

a) és b) optimális szakasz, c) és d) öregedési szakasz, e) összeroppanási szakasz, f) teljes rezervátum



2.8. ábra Korpel bükkös erdőciklus modellje, Koop (1989) egyszerűsítésével. Az ábra a fatömeg és az erdőszerkezet időbeli változását mutatja az erdőciklus három stádiumának (összeroppanási, felújulási, optimális) váltakozása során

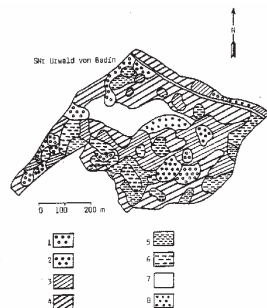
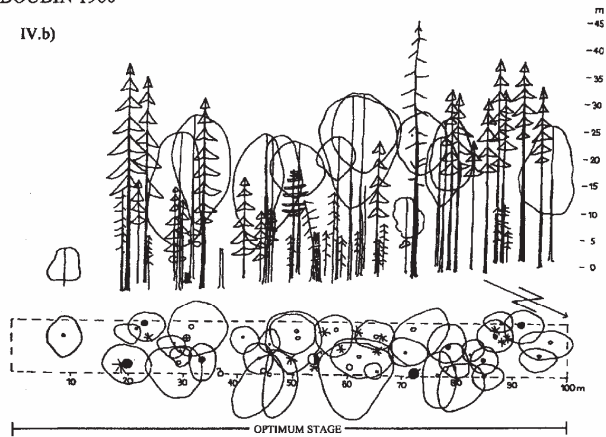


Abb. 91: Waldzust. des Tannen-Buchen-Mischwaldes im SNr Urwald von Badin  
 1 – Anfangsphase des Stadiums des Heranwachens  
 2 – fortgeschrittene Phase des Stadiums des Heranwachens  
 3 – Anfangsphase des Zerfallstadiums  
 4 – fortgeschrittene Phase des Zerfallstadiums  
 5 – Anfangsphase des Optimalstadiums  
 6 – fortgeschrittene Phase des Optimalstadiums  
 7 – Vorwald der Salweide  
 8 – Zwischenwald der Salweide, Buche und Tanne.

2.9. ábra A fejlődési fázisok mozaikja a Badin Erdőrezervátumban. Forrás: Korpel (1995) 1 és 2: a felújulási stádium kezdeti és kifejlett fázisai; 3 és 4: az összeroppanási stádium kezdeti és kifejlett fázisai; 5 és 6: az optimális stádium kezdeti és kifejlett fázisai; 7: kecskefűzes előerdő 8: kecskefűz-bükk-jegenyefenyő átmeneti erdő

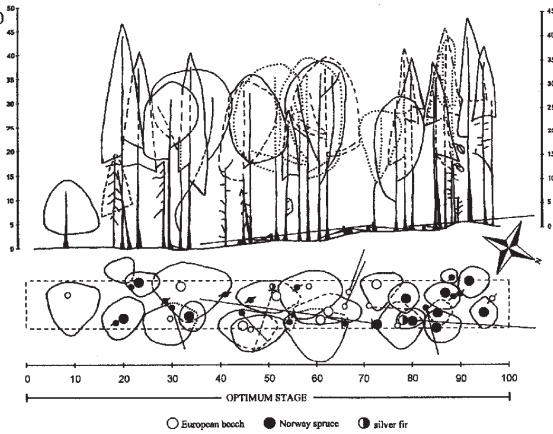
BOUBÍN 1960

IV.b)



BOUBÍN 1996

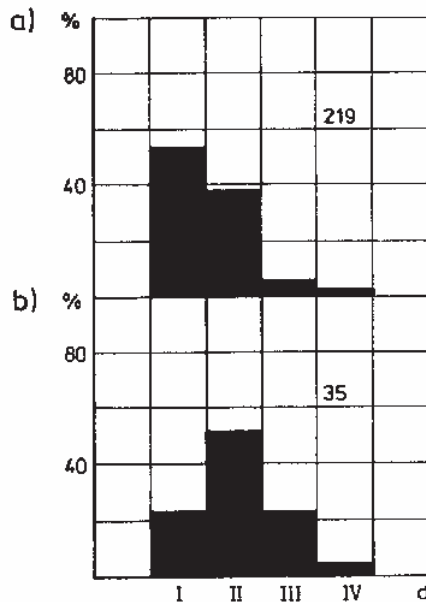
IV.b)



2.10. ábra A faállomány-szerkezet változása a Boubín Erdőrezervátumban egy állandó transzektjében az 1960-ban és 1996-ban rajzolt profiljaival ábrázolva. Forrás: Vrška et al. (2001c)



A kompetíció és természetes bolygatások által okozott mortalitás mintázatait is több kutató vizsgálta. Dziewolski és Rutkowski (1991) egy 26,88 hektáros mintaterületet vizsgált a dél-lengyelországi Władysław Orkan erdőrezervátumban. A mortalitás mintázatát tanulmányozták 1969 és 1986 között 20 db 0,05 hektáros mintanegyzetben. A második, 1986 júliusában történt vizsgálat után 1986 augusztus 12-13-án erős szélöntés következett be a területen. Ezért 1986 szeptemberében új mérést végeztek, így a meghalt fák faját és méreteloszlását össze tudták hasonlítani az előző 17 év adataival. A 2.11. ábrán jól látszik, hogy az 1969 és 1986 között elhalt 219 faegyed többsége kis méretű (7-35 cm) volt, míg az 1986 augusztusi szél során elpusztult fák jellemzően nagyobbak (7-55 cm) voltak.



2.11. ábra Az 1969 és 1986 között elhalt faegyedek méreteloszlása a Władysław Orkan Erdőrezervátumban. Átmérőosztályok: I - 7-15 cm; II - 15-35 cm; III - 35-55 cm; IV - 55-75 cm; a) természetes elhalás 1969-1986 (219 fa); b) szélöntés 1986 augusztusában (35 fa)  
 Forrás: Dziewolski & Rutkowski (1991)

## Holtfa

A holt faanyag fontos eleme a természetes erdőknek, gazdasági erdőkből pedig általában hiányzik. Több vizsgálat is irányult arra, hogy meghatározza hogyan alakul az erdőciklus során a holt faanyag tömege (Saniga & Schütz 2002), néhányban pedig a korhadási fázisáról is kapunk információt. Egy jó példa erre a csehországi Milesice Erdőrezervátum. A teljes holtfa térfogat 1972 és 1996 között 751 m<sup>3</sup>-ról 851 m<sup>3</sup>-re nőtt, amíg a holt fák száma 324-ről 681-re (Vrška et al. 2001a). A fafaj megoszlás a 2.11. táblázatban látható.

2.11. táblázat A holt fák egyedszám és fatérfogat megoszlása fafaj szerint a Milesice Erdőrezervátumban. Forrás: Vrška et al. (2001a)

	Egyedszám (db)		Fatérfogat (m <sup>3</sup> )	
	1972	1996	1972	1996
Luc	211	423	437,74	613,97
Jegenyefenyő	53	156	217,31	469,44
Bükk	40	105	95,79	144,09

Ha a holt fákat az állomány fejlődési fázisa és a fák helyzete (álló fa, csonk, fekvő törzs) szerint csoportosítjuk, akkor a dinamika egyéb tényezőire is fény derül. A 2.12. táblázat azt mutatja, hogy az optimális stádiumban sokkal több álló holtfa van, mint az összeroppanásiban, ahol a fekvő törzsek száma több.

2.12. táblázat A holtfa megoszlása a fejlődési stádiumok és a holtfa helyzete szerint a Milesice Erdőrezervátumban. Forrás: Vrška et al. (2001a)

	Gyarapodási stádium		Optimális stádium		Összeroppanási stádium	
	1972	1996	1972	1996	1972	1996
<b>Álló fa</b>	9	13	151	136	43	136
<b>Csonk</b>		14		32		32
<b>Fekvő törzs</b>	14	23	20	117	87	117
<b>Összesen</b>	23	50	171	285	130	285

A holt fák ökológiai szerepe sokkal kevésbé kutatott a közép-európai bükkösökben, mint a boreális övben (de pl. Kappes et al. 2006, Kutnar et al. 2003, Müller et al. 2005, Ódor & Standovár 2001, Ódor et al. 2006, Siller et al. 2002, Szweczyk & Szwagrzyk 1996, Topp et al. 2006a,b).

## Lágyszárú vegetáció

Az erdő aljnövényzetének fajösszetételéből gyakran a különböző termőhelyi minőségű erdő típusok jelenlétére következtethetünk. Más szempontból az aljnövényzet erős kompetitora lehet a fiatal csemetéknek. Ezen okokból kifolyólag a természetes erdőkben a lágyszárú vegetáció kutatása mindig is fontos szerepet kapott. A növényzet választás a fényviszonyok különbségeire és változására több szerző is vizsgálta (pl. Průša 1985, Standovár 1998, Standovár et al. 2006). Resmerita (1982) egy átfogó vizsgálatot végzett a romániai bükkösökben előforduló lágyszárúakról. A bükkös élőhelyekről ismert 562 fajból 185-öt csoportosított a fényre való reakciójuk alapján. Rendszere 13 árnytűrő fajt, 25 árnyék-félárnyék fajt, 50 félárnyék fajt, 42 fénytűrő félárnyék fajt, 50 félárnyék-fényigényes fajt és 5 fényigényes fajt tartalmazott. Az 5 fényigényes faj közül az erdei deréce (*Chamaenerion angustifolium*) és a málna (*Rubus idaeus*) vágásterületeken általában megtalálható. A valódi árnytűrő fajok pedig eltűnnek, ha nagy lécek keletkeznek, míg mások évekig túlélhetnek: hölgypáfrány (*Athyrium filix femina*), erdei pajzsika (*Dryopteris filix-mas*), szálkás pajzsika (*D. carthusiana*), nehézszagú gólyaorr (*Geranium robertianum*), széleslevelű kecskerágó (*Euonymus latifolia*), hegyi csenkesz (*Festuca drymea*), fehér perjeszittyó (*Luzula luzuloides*), erdei perjeszittyó (*L. sylvatica*), pénzlevelű lizinka (*Lysimachia nummularia*), pávafarkú salamonpecsét (*Polygonatum verticillatum*). A fénytűrő félárnyék fajok nagy lécekben sokáig túlélnek: baracklevelű harangvirág (*Campanula persicifolia*), erdei ebír (*Dactylis polygama*), kéküstökű csormolya (*Melampyrum nemorosum*), ligeti perje (*Poa nemoralis*), közönséges aranyvessző (*Solidago virga-aurea*), erdei borkóró (*Thalictrum aquilegifolium*), vörös és fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus et vitis-idaea*), orvosi veronika (*Veronica officinalis*). Az első fajok, amelyek a korona bezáródása után újrakolonizálják a léket, a következők: bársonyos tüdőfű (*Pulmonaria mollissima*), pettyegetett tüdőfű (*P. officinalis*), gumós nadálytő (*Symphytum tuberosum*), erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*), nehézszagú gólyaorr (*Geranium robertianum*), soktérű salamonpecsét (*Polygonatum odoratum*), erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*), erdei ebír (*Dactylis polygama*), kétlevelű sarkvirág (*Platanthera bifolia*), széleslevelű nőszőfű (*Epipactis helleborine*), hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*), erdei pajzsika (*Dryopteris filix-mas*).

Ujházy és munkatársai (2005) a fejlődési fázisok és az aljnövényzet fajainak kapcsolatát vizsgálták. Úgy találták, hogy az árnyékos és nagy denzitású gyarapodási fázisban páfrány fajok (*Dryopteris carthusiana* agg., *D. filix-mas*, *Athyrium filix-femina*) és a hagymás fogasír (*Dentaria bulbifera*) jelent meg nagy gyakorisággal. Az összeroppanási fázis lékjeiben pedig

a nitrofil (pl. *Geranium robertianum*) és a vágásnövények (pl. *Rubus idaeus*) értek el gyors frekvencia növekedést.

### **A lékdinamika elméletén alapuló vizsgálatok**

A lékdinamika szemlélete csak az utóbbi évtizedben került a régió kutatásainak elméleti alapkövei közé. Hogy ez miért nem következett be hamarabb, annak egyik lehetséges oka a nyelvi korlát volt. A közép-európai erdőkutatók hagyományosan német nyelven publikáltak és olvastak, míg az angol és amerikai – a lék illetve földdinamika elvét magukénak valló – kutatók természetesen angolul.

Havešová és Kyjov rezervátumokból (Szlovákia) Drössler és Lüpke (2005) publikáltak újabban a lékdinamikára vonatkozó adatokat. A szerzők úgy találták, hogy a területek 14,6-16%-át fedik lékek, és 220 évre becsülték a bolygatások visszatérési idejét.

Természetközeli bükkösök lékjeiben Mihók és mtsai (2007) végeztek aljnövényzeti és újulat vizsgálatokat a bükki Őserdőben, ahol vizsgálták az aljnövényzet aljzat preferenciáját is. Megállapították, hogy sok lágyszárú faj borítása és az összesített borítás is nagyobb volt intakt talaj esetén. Az újulat vizsgálata azt mutatta, hogy általában nagyobb aljnövényzeti borítás és az intakt talaj jelenléte járt együtt nagyobb csemeteszámmal, de bükk magoncok és 10 cm alatti csemetéik inkább ásványi talajt is tartalmazó kvadrátokban fordultak elő.

Gazdasági bükkösökben 2000-ben nyitott mesterséges lékek aljnövényzetének a fényviszonyokkal illetve talajnedvességgel való kapcsolatáról Gálhidy és mtsai (2006) közöltek adatokat. A szerzők megállapították, hogy míg a fényviszonyok erősen függenek a lékmérettől és a léken belüli helyzettől, addig a talajnedvesség sokkal mozaikosabb képet mutat a lékben, és a talaj mélysége és kövessége erősen befolyásolja. Az aljnövényzeti fajokat 6 csoportba sorolták aszerint, hogy hogyan reagálnak az abiotikus háttérváltozókra. Kelemen (2007) vizsgálta ugyanezekben a lékekben az aljnövényzeti fajok abundanciájának változásait 2000 és 2006 között. Azt tapasztalta, hogy a különböző terjedési stratégiával rendelkező fajok eltérő sebességgel reagáltak a léknyitásra. A lékek felújulásának megindulásáról Mihók et al. (2005) és Kelemen (2007) számolt be. A bükknek mind a fél, mind a másfél fahossz átmérőjű mesterséges lékekben sikerült megtelepednie a léknyitás után. A pionír fajok (nyír, rezgő nyár, kecskefűz) jellemzően a nagy lékekben fordultak elő.

## **2.2 Erdőgazdálkodás a bükkösökben**

### **2.2.1 Magyarország bükkös állományainak használata a régmúlttól napjainkig**

A következő fejezetben röviden, a főbb események felidézésével vázolom, hogy Magyarország bükkös erdeiben milyen haszonvételek történtek a történelem során, mert ezeknek a szem előtt tartása elengedhetetlen, amikor a faállományok tulajdonságaival foglalkozunk, vagy jövőbeli kezelésük mikéntjéről gondolkodunk.

A régió történelme során mindig fontos szerep jutott az erdőknek. Azonban az erdőhasználat mértékének voltak térbeli különbségei. Az ember fokozatosan haladt az egyre nagyobb tengerszint feletti magasságok felé, ahogy alacsonyabb térszíneken fekvő eredeti településeitől indulva faigénye a fogyatkozó faanyag okán egyre magasabbra hajtotta (Hahn & Fanta 2001). Az itt élő népesség már a kora középkor során is tűzifatermelésre és makkoltatásra használta az erdőt, erre legalkalmasabbnak még a tölgyerdők bizonyultak. Majd a növekvő népesség településhely-, szántóföld- és legelőigénye miatt elindult a hegysek felé. A Kárpátok erdősegeinek irtását német telepesek, a soltészek kezdték, míg Erdélyben a Dáciából betelepített kenézség végezte. Az erdőirtások időszaka a XIII-XV. században tetőzött (Kolossváry 1975). A XIV. századtól a bányászat, kohászat, sófőzés megindulása jelentett megnövekedett faigényt. Már ebben a korai időszakban előfordulhatott fahiány a fontosabb bányavidékeken, mert Zsigmond király 1426-ban kiadott rendelete felhívta a zólyomi főispán figyelmét arra, hogy „Annak az erdőrésznek, amelynek a fát kivágták, felszántását semmiképpen se engedje meg, hogy újra erdő nőhessen rajta.” (Hauser 1972). Vagyis már akkor szükség volt az erdők megújítására gondolni. Minél szűkösebbek lettek a készletek és minél nagyobb volt a faigény, annál inkább nőttek a felhasználók közti konfliktusok, és terelődött jogi mederbe az erdőhasználat szabályozása. A XVIII. század közepén a felső-magyarországi bányavidék erdősegeiben hivatalos lett például a tarvágásos üzemmód és a mesterséges felújítás. Ezzel kapcsolatos dokumentumokból tudható az is, hogy a tűzifának kivágtott lombos állományok helyére általában lucot telepítettek (Kolossváry 1975). Vélhetőleg a luc gyorsabb növekedése és fűrészárúként való keresettsége miatt volt érdekesebb ültetni, mint a bükköt. A bükkről ez idő tájt azt tartották: „Tüze nincs nálánál egybe jobb fa, lánggal ég, jó szemet ad a' lábos alá. Épületre nem éppen tartós a' fája; de jó szekér-oldalnak, kerék-kiüllöknek, rúdnak, kenyér-sütőlapátnak, szóró-lapátnak, tzipő-sarknak. A bükk-fa hamuból legjobb lúgot lehet tsinálni.” (Varga 1970. ld. még Nagyváthy 1791).

A török uralom után gazdasági fellendülés kezdődött, beindultak a manufaktúrák, a jobbágyok szabad költözködésével újabb települések jöttek létre. Új, nagy fafogyasztóként megjelentek az üveghuták és a hamuzsírőzések is. A hamuzsírőzést Ott Kristóf svájci bevándorló honosította meg az 1730-as években, ami aztán fontos kiviteli cikke lett Magyarországnak, az erdei termékek közül a második legfontosabb a vadhús után. A tengeri kereskedelem hanyatlásával ugyanis Nyugat-Európa üvegyártásának szóda hiányán csak a kontinens keleti feléből származó hamuzsír segíthetett. (Madas 1978). Még az 1850-60-as években is folyt a hozzá való hamu előállítás Magyarországon, Erdélyben, Szlavóniában, Bukovinában és Galíciában (Kolossváry 1975). A hamuzsír (szalaj) leggazdagabb részét a korhadó, lassan égő faanyagból lehet nyerni, ezért ennek előállítására az ezekben bővelkedő őserdők bizonyultak a legalkalmasabbnak. Megmaradt ősbükkösök a XIX. század végéig főként ennek a tevékenységnek estek áldozatul (Bartha 2003). Lónyai Menyhért pénzügyminiszter 1869-ben egy országgyűlési jelentésében így ír erről: „Az ungvári erdőben a rég korhadó sok ezernyi omolvány békén nyugszik: de a meddig a szem csak ellát, mindenirányban karcsú füstoszlopok gomolyognak az ég felé, s a kérdésre, hogy ez mit jelent, rendszeresen az a válasz, hogy ott hamuégők működnek. Ezek ugyanis a legvastagabb, de legnagyobb részt teljesen egészséges bikkfákat fölkeresvén, azok természetes vagy mesterségesen vájttal oduiba ökölnyi taplót dugnak s azt meggyújtván, tovább ballagnak, hogy e műtetet a legközelebbi bikknél ismételjék. E fák lassanként meggyulladván, égnek, míg a tűz annyira elharapódzott, hogy eensúlyt veszve, összeomlanak. Ily óriás alól aztán egy-két zsák hamut kaparnak ki...” (Galgóczy 1877). Az üveghuták működéséről is maradtak fenn korabeli leírások. A Keglevich uradalom visnyói üveghutája „a Bikkségben, de laposan fekvő” részen épült, ahol „nagy bikkes erdő volt, de ottan is üveghuta keletkezvén a fákat megemésztette, jelenleg kaszálóvá tette” (Veres László 1995).

Ezek a tevékenységek egyre fokozták a fafogyasztást, ezért a 600 méter feletti erdők hozzáférhetőségének javítására vízi szállítórendszerek kidolgozása kezdődött. Ezzel párhuzamosan pedig több helyen is terveken alapuló erdőgazdálkodásba fogtak. Ehhez járult hozzá a korabeli francia és német alapokon nyugvó erdészeti ismeretek összefoglalásával Mária Terézia 1769-ben latin nyelven, majd 1770-ben magyarul megjelent „A fáknak és erdőknek neveléséről és megtartásáról való rendelés” címet viselő rendtartása. A rendtartás a fa felhasználásának célja szerint irányelveket adott a vágáskorokra, például: épület- és szerszámfának a tölgy 200 év, a bükk 120–150 év, tűzifának 30–40 év (Járasi 2002). Majd 1791-ben megszületett az első magyar erdőtörvény (Kolossváry 1975). Ebben az időben (1770) indult Selmechányán a Bányászati Akadémián az erdészeti képzés is. Ennek ellenére a

pazarló erdőkitermelés és a felújítás elmulasztása miatt már a XIX. század közepére eltűnt a magyar tölgyerdők igen nagy része, de az ország tekintélyes részét alkotó bükkösök fáját még mindig csak korlátozott mértékben hasznosították (Tóth 1999).

Az erdei makkoltatás azonban ekkorra már jelentős mértékben érintette a bükkösöket. „A sertésstenyésztés szinte egy főágát teszi a gazdaságnak, mit a rengeteg bikkes és tölgyes erdő, sok kukoricza nagyon elősegítenek, úgy hogy e tekintetben nem kevés megye haladja felül Nógrádot.” (Fényes 1847). Az Őrségről pedig így ír: "A' megyének sok bikkes, tölgyes erdeje lévén; ha a' makkra jó esztendő jön: úgy az Austriába menő sertésekből több ezeret hízlaltathat meg." Nagyváthy (1791) is megemlékezik a bükkmakk sertésstenyésztésben betöltött fontos szerepéről: „A' Bikk-makk sokféle hasznaiért megérdemli a' Termesztést. A' Sertés a' Bikk-makkon hamar meg hízik, 's attól kedves ízű húst kap.”

A XIX. sz. második felében indult meg a bútóripár korszakváltása a Thonet-féle eljárás megszületésével, melynek lényege a faanyag gőzben való meghajlításában, a "törésmentes fahajlítás" alkalmazásában rejlett. Ennek az eljárásnak a kidolgozása tette lehetővé, hogy az addig csak tűzifának számító, könnyen befűlledő bükk fája bútóripári felhasználásra is alkalmas legyen. Thonet a felső-magyarországi Nagyugrócon (ma Velké Uherce - Szlovákia) helyezte üzembe első gyárát 1866-ban. 27 év múlva az európai kontinensen már 51 hajlított-bútó gyár működött, ebből 25 az Osztrák-Magyar Monarchiában, ezek fele Magyarországon (Tóth 1999).

A vasúti közlekedés és szállítás is hamar felfedezte a bükkben rejlő lehetőségeket. Az államvasutak első korszerű talpfatelítő üzei 1883 és 1904 között kezdték meg munkájukat, ahol a bükköt nem csak talpfaként használták, de védő-telítőszerként új kezdeményezésnek számított az ásványolaj és a bükkfakátrányolaj keverékeinek használata (Tóth 1999). Az 1900-as évektől a megközelíthetetlen és gazdaságtalanul szállítható területek elérését gőz és lóvasutakkal igyekeztek megoldani. Az I. világháború alatt a bükkfa ára jelentősen növekedett. Mind az ipar, mind a hadsereg kisvasúti talpfát keresett, a vegyigyárak bükkdongát igényeltek. A faszén hiánya miatt minden szállítható áruért bármilyen árat megadtak (Kolossváry 1975).

1896-ban Magyarország összes erdőterülete 7.515.490 hektár volt, ami az ország akkori területének 25,5%-a. Az erdőterületnek 29,7%-át a tölgyesek, 51,3%-át bükk- és más lomberdők, 20,8%-át pedig fenyőerdők adták. A bükk és más lombfa (kivétele a tölgy) kitermelését ebben az évben 12.878.133m<sup>3</sup>-re becsülték (Kolossváry 1975). 1918-ban az ország összes erdőterülete 7.479.000 ha, erdősisűtsége 26,2% volt. A trianoni békeszerződés hatására a korábban 282.000 km<sup>2</sup>-nyi ország 93.000 km<sup>2</sup>-re zsugorodott. Az erdőterület

1.175.000 hektárra, erdősültsége 12,8%-ra csökkent (Tomasovszky 1936). Ezen belül is elsősorban a fenyő és bükk erdők aránya csökkent jelentősen. A főleg tűzifatermelésre szolgáló bükkösök a dunántúli dombos vidéken, továbbá Pest és Zala vármegyékben voltak a legnagyobbak. A nagyméretű bükkösök a Bakonyban még nem voltak ritkák (Tomasovszky 1936). A békeszerződés a magyar erdőgazdálkodást igen érzékenyen érintette. Mivel a tervszerű erdőgazdálkodás a háború előtt főként a közép- és magashegységi erdőkben zajlott, az új országhatárok között megmaradt dombsági és síksági erdők gazdasági viszonyai jórészt ismeretlenek, erdőművelési kérdései kidolgozatlanok voltak (Keresztesi 1982).

A két világháború között, különösen a magánerdőkben sok helyütt intenzív rablógazdálkodás folyt, rendszeresek voltak a túlhasználatok. Az erdők élőfakészlete akkori becslések szerint alig volt a szabályos élőfakészlet 60%-a. Ez vezetett a Kaán Károly nevéhez fűződő, 1935-ben elfogadott új erdőtörvény (1935. évi IV. törvénycikk „az erdőkről és a természetvédelemről”) kidolgozásához. A törvény megszüntette a magánerdők korlátozatlan használatát, azonban rendkívüli fahasználatok címszó alatt továbbra is lehetővé tette a túlhasználatot. A magántulajdonosok a hivatalos statisztika szerint országos átlagban 22%-os túlhasználatot gyakoroltak, ezzel kárpótolva magukat a nagy gazdasági válság hátrányos következményeiért. (Keresztesi 1982). Mivel mind a vadászati, mind a tűzifatermelési céloknak megfelelt a sarjról való felújítás, és a vadászat érdekei megkívánták a sűrűségek fenntartását, a nevelővágások a legtöbb esetben elmaradtak. A tölgyesek, bükkösök ennek következtében elgyertyánosodtak, elcseresedtek, mert ezeknek a fajoknak a sarjcsokrai gyorsabban növekedtek. Emellett általános volt az erdei legeltetés és alomgyűjtés is (Bondor & Danszky 1972).

A II. világháború után a földreformról szóló 600/1945. M. E. sz. rendelet alapján az egyházi és magánerdők állami tulajdonba kerültek. Az erdőgazdálkodás központi irányítás alá került. Az állami erdőkben a vágásos üzemmód lett az általánosan elfogadott kezelés-rendszer. Kiepültek a módszerhez szükséges országos tervezési, rendezési és ellenőrzési rendszerek és szervezetek.

A 1940-es évek végén, 50-es évek elején még megfontolásra került a szálalás, szálalóvágások bevezetése (Ajtay 1949, Blickhardt 1949, Madas 1956, Roth 1949, 1957, 1958), de aztán ezek az elképzelések hosszú távon nem kaptak jelentős figyelmet.

Összefoglalásként elmondható, hogy a két háború végére erősen kizsákmányolt erdőállományok maradtak meg. Ezekben a létrejött rossz minőségű állományokban nehéz volt gazdálkodni, illetve hosszú ideig minőségi javulást elérni is (mag eredetű, termőhelynek megfelelő állományok létrehozása, természetes felújítás). A gépesítés, a nagyüzemi

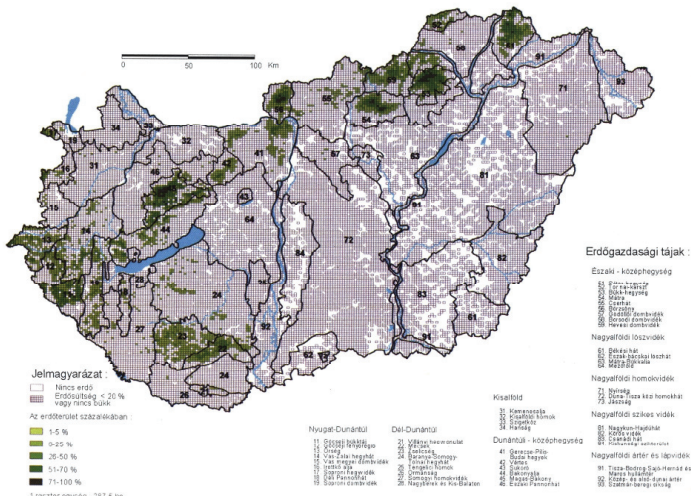


mezőgazdálkodási szemléletmód erőltetése pedig új problémák kialakulását eredményezte (pl. vadkár kérdés felerősödése). Az 1980-90-es években ezért elindult egyfajta újabb kiütkeresés, újra felmerült az igény más gazdálkodási technológiák kipróbálására. Újra indult a hazai Pro Silva mozgalom (PRO SILVA 2000). Az Erdészeti Lapok hasábjain újraindult a vita a szálalás kérdéskörében (ld. pl. Barton 2004, Keresztes & Meggyesfalvi 2006, Koloszar 2002, Koloszar et al. 2006, Madas et al. 2005, Markovics 2004).

### 2.2.2 Az erdőgazdálkodás hatása bükkös erdeinkre

Ma a bükkösök Magyarország területének 1,4%-át foglalják el (Bartha 2003). Alapvetően az Északi- és Dunántúli-középhegységben, a Nyugat-Dunántúlon valamint a Mecsek és Zselicség területén fordulnak elő (2.12. ábra).

Területükben 1948 és 1980 között enyhe csökkenés mutatkozott (2.13. táblázat), 1980 óta pedig növekszik, 2004-ben 105.400 hektár volt. Élőfakészletük 1980 óta 19,6%-kal nőtt, 2004-ben 39.225.000 m<sup>3</sup>-nek adódott (Csóka et al. 1997, Csóka 2002, Halász 1994, MGSZH EI 2008).



2.12. ábra A bükk elterjedési területe Magyarországon 2001-ben. Forrás: (Csóka 2002)

2.13. táblázat A bükk területének és élőfakészletének alakulása 1948-2004 között. Forrás: Csóka et al. (1997), Csóka (2002), Halász (1994), MGSZH EI (2008)

év	terület (ezer ha)	Az összes	
		faállomány %-ában	Élőfakészlet (ezer m <sup>3</sup> )
1948	101,3	9,5	
1980	99,3	6,8	32800
1985	101,2	6,8	
1986	102,6	6,5	35040
1990	102,5	6,6	36700
1991	103,7	6,3	36970
1996	103,4	6,3	38540
2001	104,1	6,2	39106
2004	105,4		39225

Bükköseink kezelése jelenleg jellemzően vágásos üzemmódban történik. A vágásos üzemmód által létrehozott erdőállományokat az általában elegyetlen, vagy néhány fafajt tartalmazó, egykorú, egy-(két) szintes faállomány jellemzi. Bennük időben elhatárolt, különböző célú vágások sorozata (fiatalos ápolás, tisztítás, törzskiválasztó gyérintés, növedéfköszítő gyérintés, véghasználat) zajlik (Majner 1973, Mendlik 1980 in Solymos 2000, Solymos 2000). Ezek térbeli kiterjedése jellemzően megegyezik az erdőrésztlet területével és intenzitásuk térben egyenletes. A beavatkozások tervezése alapvetően sematizált fatermési táblák használatával történik (Mendlik 1983).

Gyakran alkalmazott véghasználati mód a fokozatos felújítóvágás, amely esetben a vágásterület méretére területi korlátozás általában nincsen, védett területen a természetvédelmi hatósági gyakorlatban előfordul ilyen. A végvágásnál hagyásfák megtartása nem ritka, bár általában igen csekély mértékben és leggyakrabban hálózatos (térben egyenletes) elrendezésben történik. Erdőtörvényünk a tarvágást is engedélyezi, bükk esetén 10 éves felújítás-befejezési kötelezettséggel. Hegyvidéken 5 hektár, de kivételesen indokolt esetben öt hektárnál nagyobb területen történő tarvágás is engedélyezhető (1996. évi LIV. törvény), természetvédelmi területen azonban az erdészeti hatóság tarvágás engedélyezésekor előírhatja a faállomány tíz százalékának mértékéig hagyásfák visszahagyását.

A bükkösök felújítására az Északi-középhegységben jellemző a természetes úton, magról történő felújítás, a Nyugat-Dunántúlon azonban sok helyütt mesterséges felújítást (makkvetés, csemeteültetés) alkalmaznak. A felújítási időszak száraz erdőtípusban 5-10, üdében 10-20, nedves erdőtípusban 20-30 év. A természetes felújítás általában egyetlen makktermésre

alapozódik, amely után az 1-4 éves újulat felett egyenletes, 25%-os nyitóvágást és az újulatfoltok körül csoportos bontást hajtanak végre 2-5 lépésben, 6-15 év alatt.

A vágásos üzemmód mellett alternatív gazdálkodási módok is – ugyan jóval kisebb területen – használatban vannak. A Nyugat-Dunántúlon (Őrség, Vendvidék) még fellelhetők a hagyományos rendszertelen kisparaszti szálalás módszerével kezelt erdők (Tímár et al. 2002). Üzemterven alapuló, a vágásos erdőt szálalásba átvezető ún. szálalóvágással vagy szálalással kezelt kísérleti területek is léteznek hazánkban. A kis területű kísérleteken - pl. Asztalfő (Kolozsár et al. 2006), Erdőanya (Madas et al. 2005) - túl a technológia üzemi méretű bevezetésével is több helyen kísérleteznek. Például az Ipoly Erdő Zrt. teljes Királyréti Erdészeténél 5076 hektáron csoportos szálalóvágást alkalmaznak (Ruff J. személyes közlés), a Pilisi Parkerdő Zrt.-nél 9963 hektár erdőt szálalással, szálaló vágással kezelnek, illetve örökerdőnek hagynak meg (Csépanyi P. személyes közlés).

A vágásos gazdálkodás hatása bükkös állományainknak mind összetételén, mind szerkezetén jól megfigyelhető. Bár az erdőgazdálkodás elsősorban a faállományra van hatással, de a faállomány természetessége általában összefügg az erdő alsóbb szintjeinek természetességével (Bartha et al. 2006, Bartha & Gálhidy 2007, Kenderes et al. 2005). A Kékes Erdőrezervátumban és a környező kezelt erdőkben folytak olyan vizsgálatok, melyek növény- és állatfajok életfeltételeinek kapcsolatát vizsgálták az élőhely szerkezeti jellemzőivel. Ódor és Standovár (2001) a moha diverzitás és az állományok holtfa viszonyainak kapcsolatát vizsgálta, Kenderes és Standovár (2003, 2004), illetve Standovár és munkatársai (2006) az erdőszerkezet és az aljnövényzet lágyszárú fajainak, Balczó (2005) az erdőszerkezet és a madárközösség kapcsolatát kutatta, Siller et al. (2002) a gomba-holtfa és fejlődési fázis kapcsolatát vizsgálta (ld. még Ódor et al. 2006). A kutatások során kiderült, hogy több madár, gomba és növényfaj érzékeny az erdő szerkezeti jellemzőire. Különösen fontos számukra a kulcsfontosságú szerkezeti elemek (keystone structure ld. Tews et al. 2004) jelenléte, melyek megléte önmagában jelentősen befolyásolja számos élőlénycsoport diverzitását. Mérsékelt övi lombos erdőkben ilyen szerkezeti elemek lehetnek például a holtfák és a lécek.

### **Faállomány-összetétel**

Az Állami Erdészeti Szolgálat (jelenleg Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Erdészeti Igazgatóság, MGSZH EI) statisztikái (Csóka 2002) szerint a bükkös klímában 76,39% a bükk dominálta faállomány területi részesedése (2.14. táblázat). Ezeken kívül a területnek kb. 13,85%-át borítják egyéb, a termőhelyen őshonos fajokból álló állományok (tölgyesek, egyéb

kemény- és lágylombos állományok), illetve az erdeifenyvesek a Nyugat-Dunántúlon (ld. Bartha et al. 2000). Termőhely-idegennek tekinthetők a cseres-tölgyesek (2,15%). Egyértelműen idegenhonos ültetvények az akácok (1,01%) és a fenyvesek egy része (lucosok, feketefenyvesek, egyéb fenyvesek) 4,49%.

2.14. táblázat Faállománytípusok területmegoszlása a bükkös klímazónában Forrás: Csóka (2002)

	Terület (ezer ha)	Területrészesedés (%)
Bükkös	120,7	76,39
Gyertyános tölgyes	4,7	2,97
Kocsánytalan tölgyes	5,3	3,35
Kocsányos tölgyes	1,4	0,89
Cseres-tölgyes	3,4	2,15
Egyéb keménylombos	8,4	5,32
Egyéb lágylombos	2,2	1,39
Akác	1,6	1,01
Erdeifenyves	3,2	2,03
Feketefenyves	0,3	0,19
Lucfenyves	6,1	3,86
Egyéb fenyves	0,7	0,44
Összesen	158	100

Az őshonosnak és termőhelynek megfelelőnek tekintett bükkösökben az üzemtervi fafajsorok adataiból (Csóka 2002) kitűnik, hogy területük 61,9%-át a bükk fafaj foglalja el (2.15. táblázat). A bükkösök természetes elegyfajai közül a legnagyobb a gyertyán (14,5%) és a tölgyek (10,9%) részesedése. Ezután következik a cser (4,3%), majd az egyéb kemény- (3,4%) és lágylombos (2,4%) fajok. A fenyők (2,3%) összevont kategóriájáról nem eldönthető, hogy őshonos, vagy ültetett idegenhonos fajokat tartalmaz. A bükkös állományok 0,3%-a pedig összességében több, mint 400 hektárnyi akác, amely nem külön ültetvényként, hanem őshonos állományokba elegyedve található a bükkös zónában.

2.15. táblázat Bükkös faállománytípusok terület-megoszlása fajcsoportok szerint Forrás: Csóka (2002)

	Terület (ezer ha)	Területszázalék
Bükk	86,1648	61,9
Tölgy	15,1728	10,9
Gyertyán	20,184	14,5
Cser	5,9856	4,3
Egyéb keménylombos	4,7328	3,4
Egyéb lágylombos	3,3408	2,4
Akác	0,4176	0,3
Fenyő	3,2016	2,3
Összesen	139,2	100

Bükkös állományaink jó része tehát nem monodomináns, hanem néhány kísérő faj található bennük. Mivel az 5% elegyarányt el nem érő fajokról nincs információnk, a valóságban az elegyfajok száma ennél általában több. Ódor és Bölöni (2004) mutatták ki egy országos felmérés 360 természetes faállományú bükkös erdőrészelete esetén, hogy az elegyfajok átlagos mennyisége egy erdőrészeletben 2-3 között mozog.

#### **Faállomány-szerkezet**

A faállomány-szerkezet legfontosabb jellemzői a vertikális színteztettség, a különböző korú egyedek térbeli megoszlása, a lékek, valamint az álló és fekvő holtfák, idős fák jelenléte. Ezeket az információkat azonban az erdészeti üzemtervek csak esetlegesen, megjegyzésként tartalmazzák, így országos adatokkal nem is rendelkezünk róluk. A Termerd projekt fent említett vizsgálata (Ódor és Bölöni 2004) azt mutatta ki, hogy a vastag fekvő holtfák száma átlagosan kevesebb, mint 1 db/ha a hazai bükkös állományokban.

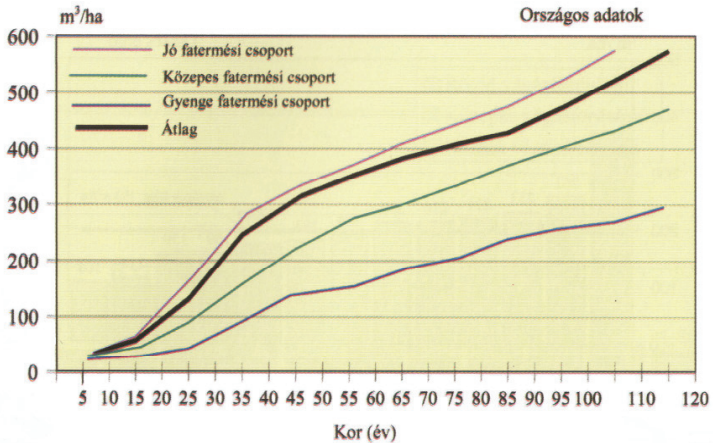
#### **Az állományok kora, vágáskor**

Minden faállománytípus közt a bükk állományok átlagos életkora a legmagasabb, 72 év (Csóka 2002). Rendkívül egyenetlen koreloszlásukra jellemző, hogy a 100 év feletti állományok területaránya 18,54%, az 50-100 év közöttieké 56,87%, míg az 50 év alatti állományoké csak 24,2%. A faanyag-termesztési és különleges rendeltetési (pl. véd-, és védett) erdők között felfedezhető különbség a korosztályarányokban. Például a különleges

rendeltetésű állományok között jóval nagyobb arányban vannak a 100 évnél idősebb állományok (15,6 vs. 20,66%); a 0-20 év közöttiek pedig a faanyagtermesztést szolgáló állományok közt (11,7 vs. 7,77%) gyakoribbak. Az állományok átlagos vágásérettségi kora az 1986-as 103 évről az 1991-es 107,9, az 1996-os 111,3 éven át 2001-re 112,5 évre nőtt. Utóbbi évben a faanyagtermesztést szolgáló erdőkben 105,8 év, a különleges rendeltetésű erdőkben 117,8 év volt (Csóka et al. 1997, Csóka 2002). A tíz éven belül vágásérett bükk állományok fatömegsúlyos mellmagassági átmérője is emelkedett: 1986 39,9 cm, 1991 41,6 cm, 1996 43,4 cm, 2001 44,3 cm volt.

### Élőfakészlet

Bükköseink élőfakészlete természetesen korosztály- és termőhelyfüggő (2.13. ábra). A jó fatermési csoportba tartozó állományok 100 éves koruk körül elérhetik a hektáronkénti 600 m<sup>3</sup> fatömeget. Azonban még ez az érték is messze alatta marad a jó fatermőképességű természetközeli bükkösök fatömegének (ld. 2.8. táblázat).



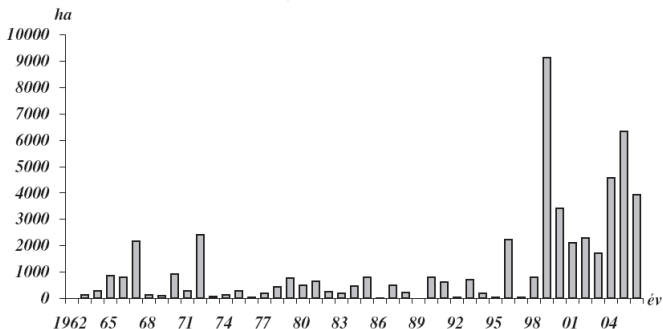
2.13. ábra Gazdasági bükkösök élőfakészlete (m<sup>3</sup>/ha) fatermési osztály és állomány kor szerint Forrás: Csóka (2002)

### Bolygatások

Az erdeinket érő bolygatásokról az Erdővédelmi Figyelő-Jelzőszolgálati Rendszer adatai adnak képet (Hirka et al. 2007). Az abiotikus és biotikus károk címszavak érzékeltetik, hogy

gazdálkodási szempontból nem kívánatos eseményekről van szó, a bükkösöket ezek közül leginkább az aszályok (ld. még Leskó 1995, Tóth et al. 1995), a kései fagyok, a széldöntés, széltörés és a hótörés, valamint a téli jégkár veszélyeztetik. Ezek mértékéről 1962-1963 óta állnak rendelkezésre adatok, melyekből szembetűnő, hogy a bolygatások hatása a 90-es években megnőtt (2.14.-2.15. ábra).

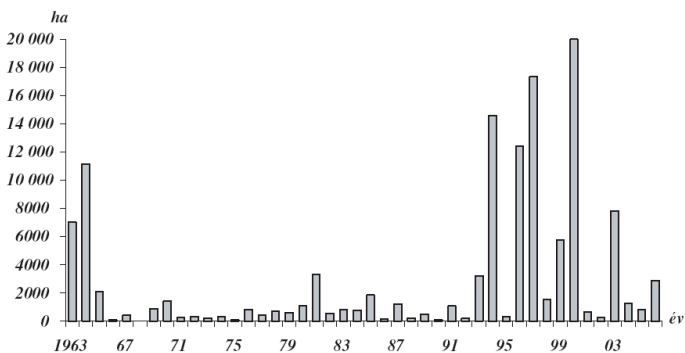
### **Széldöntés, széltörés 1963-2006**



2.14. ábra Magyarországon észlelt széldöntések, széltörések éves összesített kiterjedése.

Forrás: Hirka et al. (2007)

### **Hótörések 1963-2006**

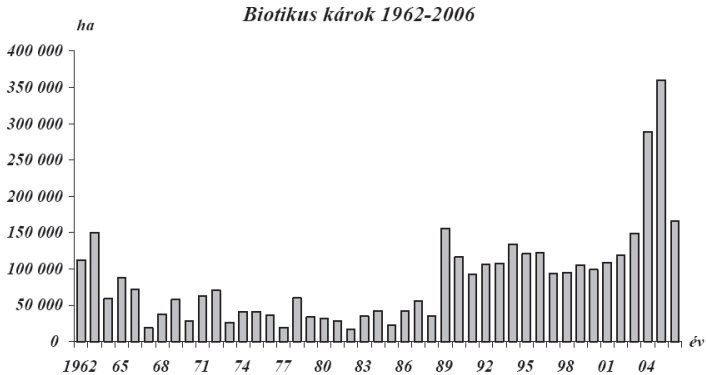


2.15. ábra Magyarországon észlelt hótörések éves összesített kiterjedése. Forrás: Hirka et al. (2007)

Ennek a jelenségnek az oka lehet egyfelől az is, hogy megnőtt a gazdálkodók érdekeltsége a károk jelentésében, mert így kártérítést kaphattak. Másik kézenfekvő ok, hogy ez az időszak valóban viharosabb és jegesebb volt. Ezt az elképzelést egyes európai megfigyelések ugyan nem támasztják alá (Dorland et al. 1999, Lässig & Močalo 2000, Schiesser et al. 1997, Smits et al. 2005), az általános benyomások kontinentális léptékben mégis a bolygatások frekvenciájának és hatásának növekedését sejtetik (Schelhaas et al. 2003). Az elérhető adatok nemzeti és regionális léptékben igazolni látszanak ezt a trendet: növekvő szélkárt mutattak ki Dániában (Holmsgaard 1986) Svájcban (SFSO & FOEFL 1996), az egészségügyi termelések jelentős növekedését mutatták ki Bajorországban (Németország) és Csehországban (Mosandl & Felbermeier 1999). Európai léptékben az erős szelek és viharok voltak a felelősek a XX. század második felében a teljes erdőkárra 53%-áért (Schelhaas et al. 2003). De lehet a bolygatások intenzitásnövekedésének az erdőállományok állapotából következő magyarázata is. Míserint a II. világháború után ültetett és felújított állományok ekkorra érték el azt a kort, amikor érzékenyebbé válnak ezekre a bolygató faktorokra (Aszalós 2003, Aszalós et al. 2001, Kenderes et al. 2007a, Mosandl & Felbermeier 1999, Rhoads et al. 2002, Zimmermann, 1985). Ezen kívül az erdőkezelés egyes eseményei, pl. erős gyérítés is növelhetik néhány évig az állományok érzékenységet a szél (Dobbertin 2002, Lohmander & Helles 1987) és a jég (Nykänen et al. 1997) bolygató hatására.

A biotikus bolygató faktorok között vannak jellemzően a bükkön megjelenő fajok, pl. a bóbítás bükkaszú (*Taphrorychus bicolor* Herbst), valamint a zöld karcsúdíszbogár (*Agritus viridis* L.) amelyek fontos szerepet játszanak a bükkpusztulás folyamatában. A bükklevél gyapjastetű (*Phyllaphis fagi* L.), bükk gyapjaspajzstetű (*Cryptococcus fagisuga* Lind.), bükk bolhaormányos (*Rhynchaenus fagi* L.); a gombák közül pedig a bükk levélszáradást okozó gomba (*Apiognomonina errabunda* (Roberge ex Desm.) Höhn.), melyek a 60-as évek óta legalább egyszer akkora területen okoztak intenzív bolygatást, hogy faj szerint bekerültek az Erdővédelmi Figyelő Rendszerbe (Hirka et al. 2007). A gyapjaslepke bükkösökben való előfordulásáról (pl. a Bakonyban) is vannak adatok, habár ez a faj jellemzően a barázdáltabb kérgű fajokat (tölgyek) részesíti előnyben. A jelentett biotikus károk időszora (2.16. ábra) szintén a kártételek területének növekedését mutatja.





2.16. ábra Magyarországon észlelt biotikus károk éves összesített kiterjedése Forrás: Hirka et al. (2007)

### Tájmintázat

Mivel a vágásos gazdálkodás mai rendszere alapvetően az állomány szintjén (erdőrészlet) kezeli az erdőket, az üzemtervek szintén erre az egységre írják le az adatokat, írják elő a teendőket, ez a gazdálkodásmód a tájleptékre erősen érzéketlen. A bükkösök átlagos állomány-méretéről országos adattal nem rendelkezem. A Ipoly Erdő Rt. üzemtervi adatállományai szerint a Börzsönyben 2002-ben az állami erdőterületen, bükkös klímazonában az átlagos erdőrésztlet terület  $7,96 \pm 6,27$  hektár volt. A legnagyobb erdőrésztlet 41,8 hektár területű volt.

A szomszédsági viszonyok valamelyest biztosan befolyásolják az erdőtervezők és kezelők munkáját, rögzítésre, elemzésre azonban nem kerülnek. Pedig pont abban a periódusban vagyunk, amikor a II. világháború után ültett vagy felújított, gyakran nagy egybefüggő tömböket alkotó állományokban egyre több beavatkozásra kerül sor. Fontos lenne, hogy ne termelődjenek újra ezek az egykorú, több helyütt 100 hektárnál is nagyobb homogén tömbök.

### 3. Anyag és Módszerek



A mintaterületek földrajzi elhelyezkedése

### 3.1 Finom léptékű lékdinamika vizsgálata

#### 3.1.1 A mintaterületek jellemzése

Žofín

A rezervátum Csehországban a Novohradské hory hegységben található (48°39'N, 14°42'E). Mely a Cseh-medence déli peremét határolja. Területe 97,72 hektár, a bükk dominálta, valóban őserdőnek tekinthető területre sz 50,49 ha. A mintaterület 735-825 m tengerszint feletti magasságban fekszik. Domborzata kevésbé változatos, a dél-nyugati részen elhelyezkedő dombtető oldalában nagyobb sziklák, sziklakibúvások találhatóak, melyek lankás lejtőkben folytatódnak, majd csatlakoznak az északi rész platójához, melynek szélein állandó vízborítású, mocsaras, lápos területek húzódnak. Alapközetek moldanubiai mélységi magmás kőzetek, melyek közül a leggyakoribb a közepes szemcseméretű biotitos granodiorit (Anonymous 1996). A területre jellemzőek közepes tápanyagellátottságú barna erdőtalajok (mesotrophic cambisol), és az állandó vízhatású területek pangóvízes talajai (arenic Gelysol). Az átlagos éves csapadékmennyiség 800-950 mm (átlag 915 mm). A legcsapadékosabb hónap a július (142 mm), a legkevesebb csapadék márciusban esik (45 mm). A téli hőmennyiség 0,5-1 m. Az évi átlaghőmérséklet 4,3 °C, júliusi maximummal (13,6 °C) és februári minimummal (-4,5 °C) (ld. még 2.1. táblázat).

Bohn és mtsai (2003) alapján a domináns vegetáció típusai a Harz-hegységi bükkösök és jegenyefenyves-bükkösök (*Dentario enneaphylli-Fagetum* Oberd. 1957 ex W. et A. Matuszkiewicz 1960), melyek mellett foltokban alacsony cserjékben gazdag lucosok (*Sphagno acutifolii-Piceetum abietis* (Tüxen 1937) Hartmann 1953) fordulnak elő.

A faállomány fajösszetétele 1997-ben a körlepösszegek alapján 49% bükk (*Fagus sylvatica*), 45% luc (*Picea abies*), 5% jegenyefenyő (*Abies alba*) volt, a további 1%-ot főként hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és hegyi szil (*Ulmus glabra*) adta. A fiatalabb méretosztályok a bükk túlsúlyát mutatják.

Az idősebb korosztályokban sok luc és jegenyefenyő meghaladja a 45 méteres magasságot. A híres idős fák közül a Királynő nevet viselő, 1975 január 6-án elpusztult jegenyefenyő 1,76 m átmérőjű, 45,3 m magas, 44,23 m<sup>3</sup> fatömegű és 425 éves volt. Egy másik óriás 60 m magas és 56 m<sup>3</sup> volt, pusztulását a 80-as években szélöntés okozta (Průša publikálatlan).

Aljnövényzetének jellemző fajai a bókoló és hagymás fogasír (*Dentaria enneaphyllos*, *D. bulbifera*), erdei szélfü (*Mercurialis perennis*), közönséges tölgyespáfrány (*Gymnocarpium dryopteris*), gombernyő (*Sanicula europaea*), gumós nadálytő (*Symphytum tuberosum*), hármastevelű kakukk-torma (*Cardamine trifolia*), hegyi harangrojt (*Soldanella montana*), erdei perjeszittyó (*Luzula sylvatica*), szőszös nádtippán (*Calamagrostis villosa*), veselke (*Chrysosplenium alternifolium*), hegyi veronika (*Veronica montana*), ritkás sás (*Carex remota*) és a hegyi perje (*Poa remota*).

Az 1847 évi üzemterv szerint az idős fák kora 200-450 év volt. Leggyakoribb faj a jegenyefenyő volt, majd a luc és a bükk következett. A bükk néhol csak elegyfajként szerepelt a juharok és szil mellett. A későbbi üzemtervek beszámolnak róla, hogy az idős jegenyefenyők összeroppanásával a luc lett a domináns fafaj egy időre, de ez a helyzet elősegítette a bükk előretörését is, mely mára a leggyakoribb fafajjá vált (Průša 1985).

A vadhatás kezelése régóta problémája a rezervátumnak, 1849-től a második világháborúig vadvédelmi területet képezett a környező 1800 hektár erdővel együtt. A 40-50 cm mellmagassági átmérőosztályba tartozó egyedek ezért is hiányoznak a területről. A háborúk és a vadvédelmi területi státusz megszűnése után tovább nőtt a vadlétszám, amit először apasztással próbáltak kezelni, majd bekerítették a rezervátumot.

Žofin Közép-Európa egyik legrégebbi rezervátuma. A természetes erdő rezervátummá nyilvánítását 1838 augusztus 28-án Jiří Augustin Langeval-Buquoy, a Nové Hradý uradalom tulajdonosa rendeletben mondta ki, mely szerint mindenféle erdészeti beavatkozás tilos a területen. Az eredetileg rezervátummá nyilvánított terület 38,28 hektárt foglalt magába. A későbbiekben a rezervátum területe többször változott, jelentős területet csatoltak még hozzá.

Tervszerű erdőgazdálkodás tehát azóta nem folyt a területen, időnként azért történtek emberi beavatkozások. Az 1870-es években bekövetkezett széldöntés után a rezervátum közepén végighúzódnó bolygatott sávban összetermelték a faanyagot, majd mesterségesen, luccal ültették be a bolygatás helyét. Az I. világháború idején holtfa hasznosítás zajlott, a II. világháborúban hajóépítésre való rönköket termeltek ki a rezervátumból. Később, az 1947-50 években zajló szűgradáció megfékezésének céljából vittek ki faanyagot. Mindezek miatt Žofinban viszonylag csekély a holtfa mennyisége 141 m<sup>3</sup>ha<sup>-1</sup> (Christensen et al. 2005), amiből a fekvő holtfa mennyisége csak 62%, annak ellenére, hogy nagyméretű jegenyefenyők haltak el benne, melyek faanyaga lassan bomlik.

A dolgozatomban csak a rezervátum bükk dominálta, természetes erdőállományának lékdinamikáját vizsgálom, a vizsgálati terület 47,2 hektár.

## Kékes

A Kékes Észak Erdőrezervátum a Mátra hegységben, a Kékes hegy meredek, északi lejtőjén (47°55'N, 20°05'E) helyezkedik el.

A Mátra az Észak-nyugati Kárpátok belső vulkanikus gyűrűjéhez tartozik. Alapközete andezit, domborzatát a nagyon meredek, törmelékes lejtők jellemzik (Székely 1964). A sekély (40-80 cm) barna erdőtalajok enyhén savanyúak, pH értékük 5-5,7 közötti (Kovács 1975).

A klíma kontinentális, az évi középhőmérséklet +5,7 °C, a tél hűvös (-4,7°C januárban), a nyár meleg (15,5°C júliusban). Az évi csapadék kb. 840 mm, ebből 480 mm esik a vegetációs időszakra. A hóborítottság 3-4 hónapig tart (ld. még 2.1. táblázat).

A terület 750-950 m tengerszint feletti magasságban fekszik. A rezervátumban az eredeti természetközeli állomány különböző fejlődési fázisban lévő foltok mozaikja, 200 évnél idősebb faegyedeket is tartalmaz. Potenciális természetes vegetációja montán bükkös (*Aconito-Fagetum* Soó 1960) a magasabb pontokon és szubmontán bükkös (*Melittio-Fagetum* Soó 1964 em. 1971) az alacsonyabb térszíneken. Ezekben a bükk monodomináns állományokat alkot, amelyekbe csak szálanként elegyedik a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), a hegyi szil (*Ulmus glabra*), a magas kőris (*Fraxinus excelsior*) és a madárberkenye (*Sorbus aucuparia*). Aljnövényzetében megtalálhatók a montán bükkös jellemző fajai: a pávafarkú salamonpecsét (*Polygonatum verticillatum*), farkasbogyó (*Scopolia carniolica*), békabogyó (*Actaea spicata*), hajperje (*Hordelymus europaeus*), karcsú sisakvirág (*Aconitum variegatum subsp. gracile*), nyúlsaláta (*Prenanthes purpurea*), gyapjas boglárka (*Ranunculus lanuginosus*), évelő holdviola (*Lunaria rediviva*), sugárkankalin (*Primula elatior*), a cserjefajok közül pedig a farkasboroszlán (*Daphne mezereum*) és a fürtös bodza (*Sambucus racemosa*). Szurdokerdők (*Parietario-Aceretum* (Horánszky 1964) Soó 1971) jelennek meg az üdőbb és sziklás részeken periglaciális törmeléken (Kovács 1968, 1975). Koronaszintjükben hegyi szil (*Ulmus glabra*), nagylevelű hárs (*Tilia platyphyllos*), madárberkenye (*Sorbus aucuparia*) is előfordul. A cserjeszintben havasalji rózsa (*Rosa pendulina*), havasi izzalag (*Clematis alpina*), aljnövényzetében a hármastevelű macskagyökér (*Valeriana tripteris*), szőrös és karéjos vesepáfrány (*Polystichum braunii*, *P. aculeatum*), erdei és széles pajzsika (*Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata*), vízszivárgásos helyeken a hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*) és a helyenként fáciesképző évelő holdviola (*Lunaria rediviva*) (Pászty 1998). A kötőtörmelékek másik erdőtüpusa a hársas-törmeléklejtő-erdő (*Mercuriali-Tilietum* Zólyomi et Jakucs in Zólyomi 1958), amelyben fáciesképző az erdei szélfü (*Mercurialis perennis*). Sziklatetőkön sekély termőrétegű, elsavanyodott területeken

középhegységi mészkerülő bükkös (*Luzulo nemorosae-Fagetum sylvaticae* Meusel 1937) található.

A holtfa mennyisége a rezervátumban  $106 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ , amiből a fekvő holtfa mennyisége majdnem 87% (Christensen et al. 2005).

A terület a Károlyi család tulajdonában volt az 1945-ös államosításáig. A család vadászati céllal tartotta az erdőt, rendszeres fakitermelés nem zajlott benne. A természetközeli erdő kiterjedése 1943-ban 2000 hektár volt, ami 1950-re 50 hektár alá csökkent (Czajlik P. személyes közlés). A fennmaradó területen az 1960-as években egy intenzívebb széldőlés az állomány egy részén jelentős bolygatást okozott, ezért a terület 11 hektárját véghasználatba vonták, ez a rész a magterület mai fiatalos foltja. A rezervátum területe 1985-ben a Mátrai Tájvédelmi Körzet részeként került fokozottan védett kategóriába természetvédelmi oltalom alá, 2000-ben történt meg az erdőrezervátummá nyilvánítása.

A lékdinamikai vizsgálat a fiatalos területét nem érinti. Viszont a rezervátummal közvetlenül szomszédos Parád 28C erdőrészlet bevontam a vizsgálatba, mivel ez az állomány a rezervátuméhoz egészen hasonló képet mutat, üzemtervi adatai alapján 160 évnél idősebb állomány, benne folytatott fahasználatról nincs feljegyzés. A vizsgálati terület határa a széli hatás elkerülése végett az állomány szélektől kb. két fakoronányival beljebb húzódik. Így a vizsgálati terület kiterjedése 37,3 hektár.

## Őserdő

Az Őserdő Erdőrezervátum a Bükk-fennsíkon fekszik ( $48^{\circ}03'N$ ,  $20^{\circ}27'E$ ). Bükkös magterülete egy 25 hektáros kicsiny bükkös állomány, amelynek tengerszint feletti magassága 830-900 méter között változik. A topográfia változatos, sík platók, karsztos víznyelők (dolinák) és különböző meredekségű oldalak is találhatóak benne. Az évi átlaghőmérséklet  $6,1^{\circ}C$  ( $-4,1^{\circ}C$  januárban,  $15,5^{\circ}C$  júliusban). Az átlagos éves csapadék 896 mm (ld. még 2.1. táblázat).

A talajviszonyok a domborzat változatosságára reflektálnak. A mintaterület alacsonyabb részén, ahol a felszín sík, a mészkövön löszlerakódás alakult ki. Ezen az alapkőzeten relatíve mély agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki, melyek időszakos glejesedés jeleit mutatják. A meredekebb, délies kitettségű lejtőkön nem alakult ki löszös lerakódás. A mészkö alapkőzeten vázta- és sekély fekete rendzina talajok fejlődtek. Az átmenet folyamatos e két szélsőség közt. A lejtőkön egyre mélyebb kolluviális talajok fordulnak elő (Kovács G. személyes közlés).

Potenciális természetes vegetációja montán bükkös (*Aconito-Fagetum* Soó 1960). A faállomány legnagyobb elegyarányú fafaja a bükk (*Fagus sylvatica*), a legfontosabb elegyfajok a magas kóris (*Fraxinus excelsior*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*) és a hegyi szil (*Ulmus glabra*). Az idős bükkök kora 150-200 év, a legmagasabb egyedek 41-47 métereseek, míg mellmagassági átmérőjük a 100 cm-t is elérheti. A faállomány szerkezete változatos, előfordulnak benne lékek, felújulási foltok, és eltérő méretű faegyedek. Az állomány két, eltérő állományszerkezetű és fajösszetételű részre tagolódik. Az észak – északnyugati részen, ahol a domborzat meredekebb és a talaj sekélyebb, az elegyfajok aránya nagyobb, és a fák méretei (magasság, dbh, koronaszélesség) kisebbek. A dél – délkeleti részen a faállomány jellemzően nagyméretű bükkökből áll. Mindkét állományrészre jellemző, hogy a nagyobb egyedek a koronaszintben többé-kevésbé egykorúak, de alsóbb szintek is találhatóak az állományban. A holtfa mennyisége  $175 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$ , amiből a fekvő holtfa aránya majdnem 87% (Christensen et al. 2005).

A cserjeszint gyér, az aljnövényzet viszont dús. A leggyakoribb fajok az erdei szélfű (*Mercurialis perennis*), szagos müge (*Galium odoratum*), gombornyő (*Sanicula europaea*), kerek repkény (*Glechoma hederacea*), nagy csalán (*Urtica dioica*), erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*), erdei ibolya (*Viola reichenbachiana*), hajperje (*Hordelymus europaeus*), kányaszombor (*Alliaria petiolata*), podagrafű (*Aegopodium podagraria*), egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*), kakicsvirág (*Mycelis muralis*), erdei tisztesfű (*Stachys sylvatica*), nehézszagú gőlyaorr (*Geranium robertianum*), hagymás fogasír (*Dentaria bulbifera*), erdei madársóska (*Oxalis acetosella*).

Az állományban vágásos erdőgazdálkodás zajlott, de az utóbbi 80 évben nem történt kezelési célú beavatkozás benne. 1942 óta természetvédelmi oltalom alatt áll, erdőrezervátum státusa 2000-ben került kihirdetésre. A vizsgált terület mérete 21,3 hektár, melynek határa a széli hatás elkerülése végett az állomány szélektől kb. két fakoronányival beljebb húzódik.

### 3.1.2 A bolygatások jellemzése

Mindhárom rezervátumban folyamatosan zajlik az egy-néhány fa kidőlésével vagy törzstörésével járó, kis kiterjedésű bolygatott foltokat létrehozó lékdinamika. Ezeknek a faegyedeknek az elhalását általában idős koruk, gombafertőzés, enyhébb szélöntés vagy többnyire ezek interakciói okozzák.

Intenzívebb bolygatások jóval ritkábban történnek. Žofínban az említett 1870-es évekbeli széldöntés után 2007 januárjában volt ismét ilyen bolygatás. Az 1940-es években pedig szúgradáció történt (Vrška személyes közlés). A Kékesen 1960 körül (Czajlik személyes közlés) volt jelentősebb széldöntés, az Őserdőben pedig 2004 novemberében.

### 3.1.3 A lékek térképezése

Az egyes rezervátumok faállomány dinamikájának követéséhez minél több időpontból igyekeztünk légifelvételeket összegyűjteni. A magyar rezervátumokról az Állami Erdészeti Szolgálat, a Földmérési Intézet és a Magyar Honvédség rendelkezett fényképekkel. A cseh rezervátumról az ottani Természetvédelmi Minisztérium szolgáltatott képeket. A beszerzett képek minősége több szempontból is nagyon különbözött: pl. a repülési magasság, a mintaterületek elhelyezkedése a képeken, milyen évszakban történt a repülés. Ezek mindegyike jelentősen meghatározta a képek használhatóságát. Így munkám szempontjából az alábbi felvételek bizonyultak használhatónak:

Žofín – 1971, 1983, 1991, 2004

Kékes – 1977, 1990, 1997, 2000, 2004

Őserdő – 1975, 1980, 2000, 2005

A digitális formátumban beszerzett képeket orthofotóvá alakítottuk, majd GIS adatbázisokat építettem az egyes rezervátumokra. Az adatbázisok tartalmazták a geokódolt légifelvételeket (ezek egy része Pataki Zsolt munkája), a rezervátumok digitális terepmodelljeit (a Kékes és az Őserdő modellje Pataki Zsolt munkája), illetve a Kékes fejlődési fázis térképét (Czajlik Péter munkája: Czajlik et al. 2003b) és Žofín faállománytérképét (Tomás Vrška és munkatársai munkája). A lékek körvonalát a légifotók alapján manuálisan, a képernyőn digitalizáltam. Minden vizsgálati időpontra külön vektoros állományt hoztam létre. Mivel az egyes fotókon az árnyékok bizonytalanságot okozhattak, amikor lehetőség volt rá, sztereo képpárok segítségével alkotott 3D képeken ellenőriztem a kérdéses helyeket. A térinformatikai munkákat az ArcView 3.3 (ESRI ®) és IMAGINE 8.6 (ERDAS ®) programokkal végeztem.

A rezervátumok széle felé az erdő gyakran ritkul, fellazul, mellette pedig akár felújítási területek is lehetnek. Az így adódó lyukakat nem tekintem léknek, ezért a vizsgálati terület határa általában a rezervátum szélétől körülbelül 2 koronányival beljebb húzódik. Ez alól Žofín kivétel, mivel ott nem a teljes rezervátum a vizsgálati terület, csak a bükkös része, azt pedig körbeveszik a rezervátum lucos foltjai, így a bükkös teljes területe vizsgálati terület



lehetett. A vizsgálati területen belül léknek a 4 m<sup>2</sup>-t meghaladó területű koronahiányt tekintettem. Ennek értékét alapvetően a használt légifotók térbeli felbontása határozta meg.

A távérzékeléses vizsgálat ellenőrzéseként az Őserdőben terepen is elvégeztem a lékek térképezését 2005 nyarán. Ennek során térkép készült az éppen nyitott, a felújulással záródott és az oldalról benövésrel záródott foltokról. Felújulással záródottnak tekintetem a léket, ha az újulat magassága a 8 métert meghaladta.

### **3.1.4 Terepi faállomány adatok**

#### *Žofín faállománytérképe*

Žofínban 74 hektáron 1975-ben és 1997-ben minden 10 cm mellmagassági átmérőnél nagyobb faegyed térképezésre került (Průša 1985, Vrška és mtsai. nem publikált adat). A megmért fáknek ismert a pozíciója, fafaja, mellmagassági átmérője, élő-holt státusa, illetve jellegzetességei (pl. többtörzsű, elhajlott, lábon száradt, gyökértányúrral együtt dőlt...). Mivel a két térképezés eltérő módszerrel zajlott, illetve az 1975-ös adatok digitalizálása még folyamatban van, a két felvételi időpont adatai munkám idején még csak részben voltak megfeleltetve egymásnak. Azonban az 1997-es térképezés során az adatbázisban jelölésre kerültek a két felvételezés között felnőtt, illetve elpusztult egyedek. Ezeknek az egyedeknek a helyét és adatait illesztettem a légifotókról digitalizált léktérképekhez a vizsgálati terület egy 10 hektáros mintaterületén.

#### *Kékes fejlődési fázis térképe*

A Kékes Erdőrezervátum fejlődési fázis térképét Czajlik Péter készítette el 2000-ben (Czajlik et al. 2003b). A fejlődési fázis térkép és a 2000 évi léktérkép illesztésével vizsgáltam a fejlődési fázisok és a lékek viszonyát ebben a rezervátumban.

#### *Újulat felvételek az Őserdő lékjeiben*

A bükki Őserdő Erdőrezervátum területén 27 különböző korú, közel azonos méretű, nyitott és záródott lékben megvizsgáltam az erdő megújulását biztosító újulatot. A lékeket a légifelvétel

sorozat térinformatikai elemzésével választottam ki, keletkezési, és ha volt, záródási idejük alapján. Egy-néhány korona méretű (30-200 m<sup>2</sup> területű) lékeket kerestem a vizsgálathoz.

A lékeket koruk szerint csoportosítottam - idős (I): 1980 előtt keletkezett, az 1980-as fotón már látszik; és fiatal (F): először a 2000-es felvételen látszik. A terepi felvételezést 2005 júliusának végén végeztem. A kiválasztott lécek közepén 25 m<sup>2</sup>-en az újulat minden egyede esetében feljegyeztem a fafajt, a rágottságot, illetve a magassági osztályt. Hat magassági osztályba soroltam az újulat egyedeit. Magonc kategóriába tartoztak a szikleveles vagy maximum két lomblevéllel rendelkező egyedek. A magonc állapotból kinőtt egyedeket <0,5 m, 0,5-<1 m, 1-<2 m, 2-<8 m és 8 m-t elérő vagy meghaladó, de a lombkorona-szintet el nem érő magassági osztályokba soroltam. A rágottság alapján 5 kategóriát különítettem el. R0 - a növényen nincs nyoma vadragásnak, R1 - a hajtások láthatólag csak az utolsó évben sérültek, R2 - a hajtások több éve vissza vannak rágva, de a növény életképes, R3 - az R2 esetére, a tö vastagsága alapján feltételezhető, hogy az egyed nagyobb magassági osztályba tartozna, ha nem lenne erősen rágott, R4 - a hajtások több éve vissza vannak rágva, a növény nem életképes.

### **3.1.5 Az adatfeldolgozás módja**

A léktérképek feldolgozását egy ArcView kiegészítő program segítségével végeztem (Patch Structure), melyet Pataki Zsolt kifejezetten erre a célra fejlesztett. A program kiszámolja az adott időpont egyes lékjeinek jellemzőit (terület, átlagos tengerszint feletti magasság, meredekség, kitettség szerinti területrészesedés). Ezen kívül a különböző időpontok átfedő lékjeinek vizsgálatát is végzi, így az egyes lécek leszármazási sora nyomonkövethetővé válik. Azonosítók alapján könnyen kikereshetők például a záródott, vagy összenyílt lécek. Így kvantifikálhatók a faállomány-dinamika jellemzői, valamint jelentőségük a dinamikai folyamatokban.

Minden egyes vizsgálati időpontra mindhárom rezervátumban meghatároztam a lécek jellemzőit: a lécek számát, méreteloszlásukat (átlag, szórás, minimum, maximum), a léckerület arányát a vizsgált területhez viszonyítva és a lécek domborzati viszonyait (tengerszint feletti magasság, lejtőmeredekség és kitettség). Az lékméret eloszlások összehasonlítására Kruskal- Wallis tesztek és post-hoc páros tesztek végeztem (Zar 1999). A lécek sorsának nyomon követése alapján kiszámoltam az egyes periódusokban keletkezett, a túlélő és a záródott lécek számát és területarányát.

Žofinban a 10 hektáros mintaterületen, melyen a fatérkép és a léktérképek illesztését elvégeztem, vizsgáltam a lécek és a két térképezési időpont között elhalt fák viszonyát. Minden egyes 1975 és 1997 között elpusztult egyedről feljegyeztem, hogy lékképző volt vagy sem. Vizsgáltam a lékképző, illetve léket nem képező elhalt egyedek számát, fajtát és méretét. Kruskal-Wallis tesztek és post-hoc páros tesztek végeztem az 1, 2 illetve 3 elhalt egyed által képzett lécekben elpusztult fák átlagos átmérőinek valamint a keletkezett lécek méretének összehasonlítására.

Az egyes fák szerepét a lékképzésben további tesztekkel vizsgáltam. Függetlenség vizsgálatot ( $\chi^2$ -teszt) végeztem kontingencia táblák segítségével az egyes hipotézisek tesztelésére. A kategorizált változók a következők voltak:

*Lék* (1 – a fa lékképző; 0 – a fa nem lékképző)

*Méret* (1 – DBH < 50 cm; 2 – 50 cm ≤ DBH < 90 cm; 3 – DBH ≥ 90 cm)

*Faj* (B – lombhullató, jellemzően bükk; JF – jegenyefenyő; LF – luc)

*Szomszédság* (1 – van nagy fa (egyenlő, vagy nagyobb átmérőjű mint a központi halott egyed) adott sugarú körön belül (10 illetve 15 méter) a holtfa körül; 0 – nincs ekkora fa körülötte).

Az alábbi hipotéziseket teszteltem:

Null hipotézis 1 := *Lék* független a *Mérettől*

Null hipotézis 2 := *Lék* független a *Fajtól*

Null hipotézis 3 := *Lék* független a *Szomszédságtól*

Specifikus kérdések megválaszolására további tesztek kerültek elvégzésre az adatok részalmazain.

A Kékesen a fejlődési fázisok és a lécek viszonyának vizsgálatához szintén a Patch Structure nevű programot használtam. Az egyes fejlődési fázisokban vizsgáltam a lécek területi jellemzőit (lékméret, lécek területaránya, egységnyi területre eső lécek száma).

Az Őserdő lékjeinek újulat-vizsgálata során a lék korának (idős v. fiatal) hatását t-próbával illetve Welch-teszttel vizsgáltam a szórások F-próbával történő ellenőrzése után. A vadragás, magassági osztály és fafaj változók függetlenségét  $\chi^2$  próbával ellenőriztem (Zar 1999).

A statisztikai elemzéseket a Statistica 7.0 programcsomaggal végeztem (StatSoft Inc. ©).

### 3.2 Intenzív természetes bolygatások tájléptékű vizsgálata

#### 3.2.1 A börsönnyi mintaterület jellemzése



3.1. ábra A mintaterület turistatérképe a jellemzésben előforduló helynevekkel

A vizsgálati terület a Börzsöny-hegység dél-keleti részén fekszik (47°55'N, 18°58'E), területe 4830 hektár (48,3 km<sup>2</sup>). Alapközete főként a miocén vulkanizmus következményeként létrejött andezit agglomerátum és tufa (Gyalog 2005). A hegység területét fele részét sötét színű közethatású talajok fedik, melyek közül legfontosabb a ranker, de erubáz és rendzina talajokat is találunk. Hasonló jelentőséggel bírnak a barna erdőtalajok (agyagbemosódásos

barna erdőtalaj, barnaföld, savanyú és podzolos barna erdőtalaj, rozsdabarna erdőtalaj, peszudoglejes barna erdőtalaj) (Móro 1989 in Nagy 2007). A mintaterület két geomorfológiailag különböző részből áll. A déli, alacsonyabban fekvő (300-500 t.sz.f.m.) részét lankás lejtők jellemzik, míg a magasabb (500-900 t.sz.f.m.), északi rész felé haladva meredek, köves hegyoldalak és mély észak-nyugat – dél-kelet irányú völgyek szabdalják a felszínt (3.1. ábra). Ez az elkülönülés a vegetációban is megjelenik. A kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) által dominált állományok (*Carici pilosae-Carpinetum* Neuhäusl et Neuhäuslová-Novotná 1964 em. Borhidi 1996, *Quercetum petraeae-cerris* Soó 1963) az alacsonyabb, míg a bükk (*Fagus sylvatica*) által uraltak (*Aconito-Fagetum* Soó 1960, *Melittio-Fagetum* Soó 1964 em. 1971) inkább a magasabb térszíneken fordulnak elő. Ezen kívül a bükk gyakoribb az észak-keleti lejtőkön, mint a dél-nyugati kiettségekben. Alacsonyabb térszíneken, a kocsánytalan tölgy által dominált állományokban elegyfajként a csertölgy (*Quercus cerris*) és gyertyán (*Carpinus betulus*) gyakran előfordul. A magas kőrös (*Fraxinus excelsior*) a meredek gerinceken és a kaldera meredekebb részén lokálisan domináns. A terület éves átlaghőmérséklete 8-9 °C, de a Csóványos térségében ez csak 6-6,5 °C (a januári középhőmérséklet -3°C, a júliusi 16 °C). Az éves csapadék a területen átlagosan 700-800 mm.

Az erdőbirtok részletes történetét és az itt folytatott gazdálkodást az 1925-ben készített "A Királyréti Uradalom rendszeres gazdasági üzemtervé"-ből ismerjük. A terület a XIX. század végéig (1870-es évek eleje) az Esterházy család birtokához tartozott. Majd Schmidt Ferenc osztrák börtényáros tulajdonába került, aki az erdőt a következő húsz évben főként cserkéreg termelésre használta. Ezután gr. Franken-Sierstorpf János porosz állampolgár vásárolta meg a birtokot, aki a birtokot főleg vadászati célokra használta, csak a gazdasága szükségletére és a kegyúri járandóságok fedezésére szükséges kitermelést végzett. Az I. világháború kitörése után, 1916-ban a birtokot Balog Brúnó és hat társa vásárolta meg, akik miután az erdőből az eredeti vételárnak megfelelő értéket kitermelték, az összes részvényt eladták Czeczoviczka Emil cseh állampolgárnak, aki „minden rendszert nélkülöző jellegzetes rabló gazdálkodásával a birtokból csupán jövedelmet igyekezett kicsikarni a legcsekélyebb befektetés nélkül”. Rablógazdálkodása miatt az illetékes erdőrendészeti hatóság tetemes pénzbüntetésre és három havi szabadságvesztésre ítélte. A büntetés jogerőre emelkedése előtt azonban birtokát eladta dr. Hofer Cuno svájci állampolgárnak, és külföldre távozott. Hofer 1931-ben St. Moritzban gyilkosság áldozata lett, így a birtok ügyeit felesége kezelte tovább, aki a gazdasági válság közepette férje kártyaadósságainak kifizetése és a birtok legalább részleges fenntartása érdekében több területet eladott. Így került egy része gróf Hadik Antalné, más része a Gazdák

Biztosító Szövetkezete kezébe, a borszőnyligeti részt pedig üdülôtelkekké parcellázták fel. A II. világháború után természetesen államosították az erdő művelésiágban maradt birtokokat. A kizsárolt erdőkben rendszeres, üzemterveken alapuló vágásos erdőgazdálkodás kezdődött. Az erdőállományokban 2006-ig ezt az üzemmódot alkalmazták.

Az 1900-as évek elejének nagyon intenzív erdőhasználata miatt a Királyréti Erdészet erdőállományainak jelenlegi koreloszlása nagyon egyenetlen: a 70-100 éves állományok nagy aránya és a középkorú, 50 év körüli korosztály csekély részesedése jellemzi. A kocsánytalan tölgy és a bükk elegyaránya változó, de az állományok többségében ezen fajok egyike kifejezetten magas elegyarányal van jelen. A vágásos üzemmód technológiájának megfelelően a bolygatások bekövetkezése előtt az állományok döntő többsége egykorú és egyszintű volt.

### **3.2.2 A bolygatások jellemzése**

A Királyréti Erdészet erdőállományait három intenzív természetes bolygatási esemény sújtotta a közelmúltban, 1996-ban, 1999-ben és 2001-ben. 1996 január 8-10-én meleg légtömegek érték el a Kárpát-medencét és helyben levő hideg légtömeg fölé kerültek. Az így képződött relatíve meleg eső amint elérte a hideg felszín, megfagyott, és vastag jégréteget képzett a fák ágain. A hidegebb mikroklímájú helyeken vastagabbra nőtt a jégréteg, helyenként a 6 cm-es vastagságot is elérve. Sok fa nem bírta ezt a nehéz súlyt. Korona- illetve törzstörést szenvedtek, vagy gyökértányerostul fordultak ki a földből. A kidőlő fák sokszor szomszédaikat is maguk alá temették. Ez a dominó-effektus több-hektáros területen az állományok teljes ledőléséhez vezetett (ld. Barton 1997).

Három és fél évvel később 1999 júniusában egy 2 napon keresztül tartó heves esőzés után – melynek során több, mint 200 mm csapadék esett 48 óra alatt - erős szél söpört végig az állományokon. A felázott talaj nem tudta megtartani a fákat ebben a szélben. A dominó-effektus miatt ismét nagy területű dőlések keletkeztek. A széldöntés által érintett terület összességében kisebb volt, mint az 1996-os jégtörésé.

2001 januárjában ismét jégtörés következett be a területen. Az időjárási körülmények hasonlóak voltak az 1996 évihez azzal a különbséggel, hogy a talaj ekkor egy hosszú hideg periódus után átfagyott állapotban volt. Emiatt dőlés csak ritkán történt, jellemzően intenzív koronatorést szenvedtek a fák. Ennek a bolygatásnak a térbeli kiterjedése messze felülmúlta az 1996 évi jégtörését.

Ezek az intenzív, nagy területű bolygatások azonban nem egyedülállóak a vizsgált területen. Az 1925 évi üzemterv utólagos bejegyzéseiből kiderül, hogy 1926 nyarán szélvihar volt az erdőszet területén és a Szén-pataki erősen ritka öreg bükkösben széldöntés történt (ld. 3.1. ábra). 1928 nyár elején szélvihar okozott széldöntéseket a Szén-patakban, Kecskéhát-völgyben, Bagoly-bükkben, Darabosban, Pokol-völgyben, Kisvasfazékban, Szállás-bércen és Sajka-bereken (valószínűleg a mai Suta-berek). Az 1986 évi üzemtervezés során a felvételezők széldöntések nyomait jegyezték fel a Szokolya 71A (Szén-patak-völgy), 4C, 4D, 4E, (Bagoly-bükk) 86D erdőrészekben, hótörést az 5C, 6B (Nagy Inóc oldal) erdőrészekben.

### 3.2.3 Mintavétel, felhasznált adatok

Munkám előzménye Aszalós Réka és munkatársai vizsgálata, melynek során az 1996 és 1999 évi bolygatások okait kutatták (Aszalós 2003, Aszalós et al. 2001, 2003, 2004, Kenderes et al. 2007a).

A dolgozatomban ismertetett elemzés újdonsága, hogy részletes terepi bejárás során nyert adatokon alapul, míg az előző vizsgálatok a távérzékelés eszközével határolták be a bolygatott állományokat. Az első vizsgálat után ugyanis egyrészt kiderült, hogy részletesebb információkra van szükség a bolygatott foltokról, másrészt a 2001-ben bekövetkezett újabb jégtörés miatt szükség volt egy új mintavételre. A terepi mintavételt Ruff János segítségével végeztem. A munka során a bolygatás intenzitásának jellemzésére új, intervallumváltozókat használtunk, valamint a távérzékeléses vizsgálat során korábban meg nem talált bolygatott foltokat is beazonosítottunk. A vizsgálati területet pedig a Királyréti Erdészet teljes területére kiterjesztettük. Jelen dolgozatban csak a jégtörésekkel (1996, 2001) foglalkozom.

Az új vizsgálat során az 1995 és 1999 évi légifelvételeken kívül 2000 és 2001 évekből is rendelkezünk fotókkal. Ez utóbbiak a 2001 évi bolygatás elkülönítésében játszottak fontos szerepet. A terepi vizsgálat során 2001-2002 években a teljes területet bejártuk (4200 ha). A terepen látottak és a légifotók segítségével a bolygatások szempontjából homogén foltokra osztottuk a területet. Minden foltban becsültük az alábbi jellemzőket:

1996-os bolygatás

**törésfa96:** a fák hány százaléka szenvedett koronatorést

**töréskorona96:** a sérült fák koronájának hány százaléka tört le

**dőlés96:** a bolygatás előtt álló törzsszám hány százaléka dőlt le  
2001-es bolygatás

**törésfa01:** a fák hány százaléka szenvedett koronatorést

**töréskorona01:** a sérült fák koronájának hány százaléka tört le

**dőlés01:** az akkori bolygatás előtt álló törzsszám hány százaléka dőlt le

A koronatorés és dőlés becslése 2001-ben az előző bolygatások után lábön maradt fákra vonatkozott, tehát, ha 2001-ben 50%-os dőlést regisztráltunk, akkor az az 1996-os és 1999-es bolygatások után megmaradt fák 50%-át jelenti. Így mindig relatív koronavesztést számoltunk az esemény előtti lábön álló állományra, mint 100%-ra vonatkoztatva.

A kinyomtatott 2001-es légifotóra a terepen berajzoltuk a foltok határait és azonosítójukat. Majd a foltok körvonalait digitalizáltuk, a hozzájuk tartozó adatok térinformatikai adatbázisba kerültek.

A GIS adatbázis a bolygatás térkép digitalizált, vektoros állományán kívül tartalmazta a geokódolt légifelvételeket (az 1999-es felvételeket Aszalós Réka, a 2000 és 2001 évi fotókat Pataki Zsolt georeferálta) és a vizsgálati terület 5 m felbontású digitális terepmodelljét (220-920 m), ami Pataki Zsolt munkája. Utóbbiból származtattam a lejtőmeredekség (0-40°) és kitettség raszteres állományait (az eredetileg fokokban (0°-360°) mért értékeket nominális változóra váltottam át: É, ÉK, K, DK, D, DNy, Ny, Ény, Sík). Az erdőrésztetek határait jelölő vektoros állományt és az erdészeti üzemtervi adatokból származtatott, a faállományok jellemzésére szolgáló változók raszteres fedvényeit az Ipoly Erdő Zrt. bocsájtotta rendelkezésemre. A térinformatikai munkákat az ArcView 3.3 (ESRI ®) programmal végeztem.

A faállományok jellemzésére az alábbi változókat használtam:

a bükk elegyaránya (0-100%);

az uralkodó fafaj kora (1-150 év);

az uralkodó fafaj átlagos magassága (0-32 m); ahol az uralkodó fafaj értékeit a legnagyobb elegyarányban előforduló, koronaszintet alkotó fafajsor adata alapján számoltam

a bükk relatív kor-specifikus sudarlóssága 50 évnél idősebb és legalább 50% elegyarányban bükköt tartalmazó állományok esetén:

$$RelKorSud=(Sudarlósság-KorSud)/KorSud*100$$

ahol *Sudarlósság*=állomány magasság (cm)/mellmagassági átmérő (cm),

*KorSud*=átlagos korszpecifikus sudarlósság, amelynek egyenletét a Királyréti



Erdészet összes bükkös állományának adatai alapján állítottam elő polinomiális görbe illesztésével ( $KorSud=89,1715+0,1267*BükkKor-0,0034*BükkKor^2$ );

A terepen gyűjtött adatok alapján a koronavesztés mértékét az alábbi képletekkel számítottam:

$$\text{Koronavesztés}_{1996} = (1-0,01*dölés_{96})*(0,01*törés_{fa96}*0,01*törés_{korona96}) + (0,01*dölés_{96})$$

$$\text{Koronavesztés}_{2001} = (1-0,01*dölés_{01})*(0,01*törés_{fa01}*0,01*törés_{korona01}) + (0,01*dölés_{01})$$

A koronavesztés értéke így mindkét esetben 0 és 1 közötti érték lett. A későbbiekben - a terepi tapasztalatok figyelembevételével – intenzíven bolygatottak azokat a foltokat tekintem, amelyeknél az adott évi koronavesztés  $\geq 0,35$ .

Az 1996 évből származó predikció és a 2001 évi jégtörés kapcsolatának vizsgálatához Aszalós (2003) predikciós térképét használtam. Ennél az elemzésnél csak azt a területet vettem figyelembe, amelyet mindkét vizsgálat fedett (4002 ha), és vizsgáltam az előrejelzett és ténylegesen bolygatott területek átfedését.

### 3.2.4 Az adatfeldolgozás módja

A bolygatások és a háttérváltozók kapcsolatának vizsgálatához mintapontokat jelöltem ki a vizsgálati területen. Véletlen mintavétellel összesen 13035 mintapontot helyeztem el a vizsgálati területen úgy, hogy az egyes pontok távolsága minimum 40 méter legyen. Ez az érték nagyobb, mint a kidőlő fák magassága, így egy adott fa kidőlésének hatását csak egyszer vesszük figyelembe.

A topográfiai és állományváltozók hatását a két jégtörés intenzitására Spearman rang-korreláció számításával vizsgáltam. A kitettség (nominális változó) és bolygatás-intenzitás függetlenségének vizsgálatához  $\chi^2$ -próbát használtam (Zar 1999). A statisztikai elemzéseket a Statistica 7.0 programcsomaggal végeztem (StatSoft Inc. ©).

A nem bolygatott, sporadikus és intenzív bolygatással érintett minták változók szerinti elkülönülését illetve a változók fontosságát diszkriminancia analízissel (CVA) vizsgáltam (Podani 1997, 2001). A vizsgálatba a topográfiai és állományváltozókat is bevontam. A kitettség cirkuláris változóját ehhez a vizsgálatához átalakítottam, három féle értékű (keleties, nyugatias, illetve sík) változót hoztam létre. A vizsgálatokhoz véletlenszerűen 600 nem

bolygatott és 600-600 sporadikus illetve intenzív bolygatást szenvedett olyan mintapontot használtam mindkét esemény esetén, amelyeknél minden háttérváltozó értéke ismert volt.

Az egyes magyarázó változóknak az intenzív bolygatás bekövetkezésében való fontosságát és a változók kritikus értékeit CART-analízissel (Classification and Regression Tree) is vizsgáltam (Breiman et al. 1984), ehhez a vizsgálathoz azokat a mintapontokat használtam, amelyeknél ismert volt minden háttérváltozó értéke (az 1996-os bolygatás esetén 9531 mintapontot, a 2001-es jégtörés esetén 7964 mintapontot). A CART modell egy hierarchikus osztályozás révén kialakított fa. A fa minden lépésnél meghatározza, hogy melyik változó milyen értékénél történő szétválasztás (szabály) képes a leghomogénebb csoportok (bolygatott vagy nem bolygatott) létrehozására az osztályozás adott lépésénél.

A szabály magyarázó erejét a mintapontok kapott csoportjainak inhomogenitásával tudjuk kifejezni. Az adott ágvégre jutó mintapontok száma (minden vágásnál jelölve az ábrán) megmutatja az ágvég fontosságát. A meghatározó mintapont típus (nem bolygatott – NB; intenzív jégtörés – IJ) a legvégső ágvégen látható. A végső ágvégek száma minden CART-fánál előzetesen meghatározásra került, hogy az eredmény értelmesen interpretálható legyen. Külön elemzéseket végeztem az 50 évnél idősebb bükkösök esetén a bükk kor-specifikus sudarlóssága szerepének tesztelésére. A változó csoport magyarázó erejének jellemzésére a hibás osztályozás arányszámát (misclassification error rate; MER) használtam:

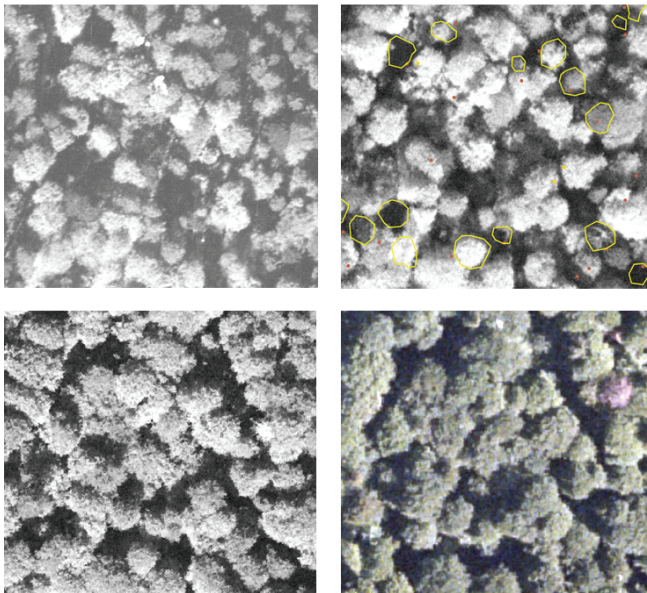
$$\text{MER} = (\text{a hibásan osztályozott mintapontok száma} / \text{az összes mintapont száma}) * 100.$$

A létrehozott fa tesztelését „Ten-fold cross-validation” módszerrel végeztem, melynek során 10 közel azonos mennyiségű mintapontot tartalmazó random tesztminta került elkülönítésre a mintában. Majd tízszer, mindig egy almintát kihagyva létrehozta a program a klasszifikációs fát, a kihagyott mintával tesztelve (cross-validation) a fa magyarázó erejét (StatSoft 2004). Majd automatikusan kiválasztotta a megfelelő fát a „minimal cost-complexity cross-validation pruning” módszer segítségével (Breiman et al. 1984).

Az egyes változók halmozott predikciós értékét (Relative Importance Rank) úgy számoltam, hogy minden változó esetén minden lépésnél összesítette a program a változó által az ágvégen elérhető legnagyobb inhomogenitás-csökkenést, majd ezeket az összegeket a legnagyobb értékhez viszonyítva rangszámokat állapított meg az egyes változókra (StatSoft 2004).

Az 1996-os predikció és a 2001 évi bolygatás viszonyát az átfedő területek méretével jellemeztem.

#### 4. Eredmények

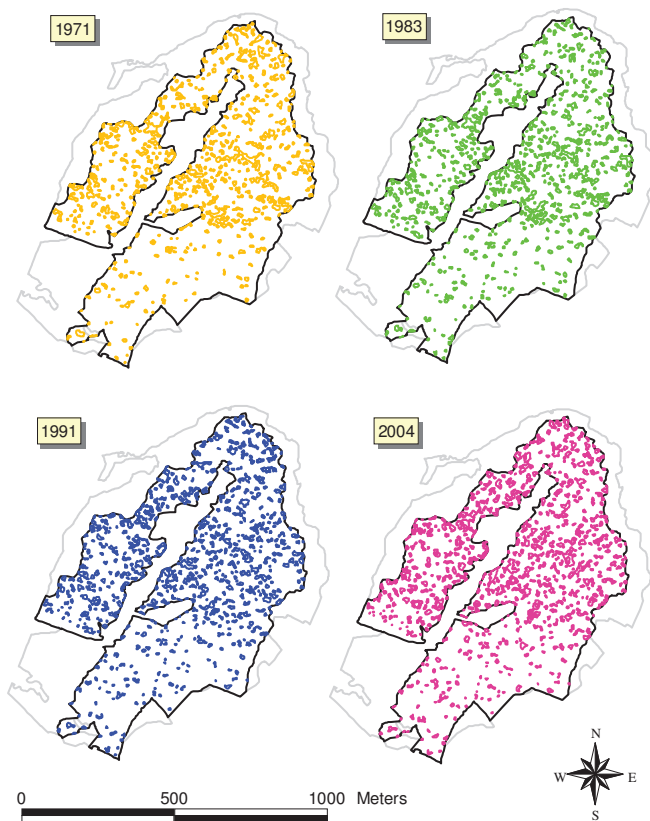


Légifotó részletek Žofín erdőrezervátumból (jobb felső 1971, bal felső 1983, jobb alsó 1991, bal alsó 2004). Az 1983 évi képen sárga körvonallal jelölve a 33 év alatt eltűnt koronák, pontokkal a fatérképen jelölt elhalt egyedek

#### 4.1 Finom léptékű lékdinamika

##### 4.1.1 A bolygatási rezsim hosszú távú vizsgálata

###### 4.1.1.1 Žofín erdőrezervátum lékdinamikájának jellemzése 1971-2004



4.1. ábra A lékek elhelyezkedése Žofín vizsgált területén az egyes vizsgálati időpontokban.

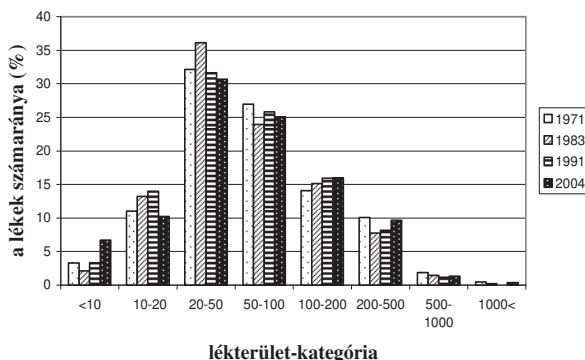
4.1. táblázat: A rezervátumok lékjeinek leíró statisztikái az egyes vizsgálati időpontokban. A lékméret eloszlás szignifikáns változását az Őserdő esetén az évszámok felső indexében jelöltem. (a<b<c; Kruskal-Wallis teszt; H=46,98; p<0,0001).

	Zófin				Kékes					Őserdő			
	1971	1983	1991	2004	1977	1990	1997	2000	2004	1975 <sup>a</sup>	1980 <sup>a</sup>	2000 <sup>b</sup>	2005 <sup>c</sup>
Lékszám/ha	9	10	11	11	6	8	8	9	9	6	7	7	8
Átlagos lékméret (m <sup>2</sup> )	99	90	88	95	81	75	82	83	76	40	43	61	93
A lékméret szórása	153	132	115	130	119	87	109	145	127	52	67	71	117
Maximális lékméret (m <sup>2</sup> )	1668	1551	960	1288	850	751	911	1946	1678	487	731	378	870
Minimális lékméret (m <sup>2</sup> )	4	5	4	4	8	8	5	6	6	4	4	4	4
Teljes lékterület (m <sup>2</sup> )	42312	42697	45178	51044	18281	21403	25649	27499	26201	5319	6675	9191	16477
A lékterület aránya (a teljes terület százalékában %)	8,96	9,05	9,57	10,81	4,90	5,74	6,88	7,38	7,03	2,49	3,13	4,31	7,72

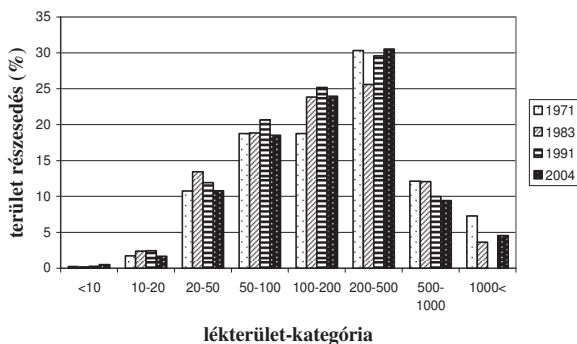
4.2. táblázat: A lékdinamika jellemzőinek változása a vizsgált időszakokban.

Dinamikai folyamat	Zófin			Kékes				Őserdő	
	1971-1983	1983-1991	1991-2004	1977-1990	1990-2004	1990-1997	1997-2004	1975-1980	2000-2005
A lékterület változása (m <sup>2</sup> /ha/év)	1	7	10	6	9	16	2	13	68
A lékterület változása (%/év)	0,01	0,07	0,10	0,06	0,09	0,16	0,02	0,13	0,68
A vizsgált időszakban keletkezett lékek száma	64	69	68	73	116	57	72	46	67
A keletkezett lékek teljes területe (m <sup>2</sup> )	2929	3452	3846	3289	4816	1897	2646	1565	3645
Az új lékek területének aránya (teljes terület %/év)	0,05	0,09	0,06	0,07	0,09	0,07	0,10	0,15	0,34
A vizsgált időszakban záródott lékek száma	18	37	43	18	62	31	40	29	36
A záródott lékek teljes területe (m <sup>2</sup> )	647	1180	1198	585	2114	966	1085	730	1045
A záródott lékek területének aránya (teljes terület %/év)	0,01	0,03	0,02	0,01	0,04	0,04	0,04	0,07	0,10
A túlélő lékek területének változása (m <sup>2</sup> )	-1896	208	3218	416	2086	3311	-1015	520	4685
A túlélő lékek területének aránya (teljes terület %/év)	-0,03	0,01	0,05	0,01	0,04	0,13	-0,04	0,05	0,44
A lékdinamikai folyamatokkal érintett terület (%/év)	0,10	0,13	0,13	0,09	0,17	0,24	0,18	0,27	0,88

Žofinban a leíró statisztikák meglehetősen stabil képet festettek a terület 33 évének lékjellemzőiről (4.1. táblázat, ld. még 4.1. ábra). A rezervátumban hektáronként átlagosan 9-11 lék volt megfigyelhető. Ezek átlagos területe 88-99 m<sup>2</sup> volt, nagy szórással. A lékméreteloszlás szignifikáns különbséget nem mutatott a vizsgált időpontokban. A minimális lékméret a módszertanilag meghatározott érték körül mozgott, a maximális pedig 960-1668 m<sup>2</sup> között változott. A lékek méreteloszlása (4.2. ábra) azt mutatta, hogy a legtöbb lék minden vizsgálati időpontban 20-50 m<sup>2</sup> közötti területű volt (31-36%). Ezután az 50-100 m<sup>2</sup> kategória következett 24-27%-kal. 10% fölötti részesedést még a 100-200 m<sup>2</sup>-es (14-16%) és a 10-20 m<sup>2</sup>-es kategória mutatott (10-14%).



4.2. ábra A lékek méret szerinti megoszlása Žofinban



4.3. ábra Az egyes méret kategóriákba tartozó lékek összesített területének aránya.

A teljes terület 9–11%-át fedték lécek (4.1. táblázat) a vizsgált időpontokban. A lékterület legnagyobb részét a 200-500 m<sup>2</sup> közötti lécek adták (26-31%). Jelentős területtel bírtak a 100-200 m<sup>2</sup> (19-25%) és 50-100 m<sup>2</sup> (19-21%) méretű lécek is (4.3. ábra).

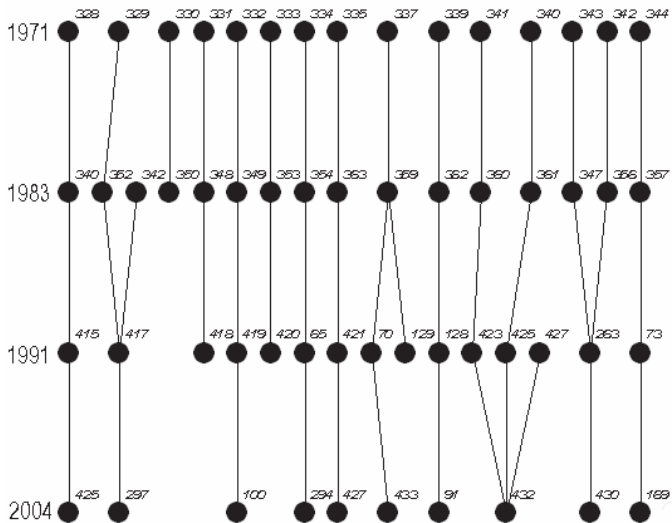
A topográfiai viszonyok vizsgálata nem mutatott változási trendeket (4.3. táblázat). A lécek átlagos tengerszint feletti magassága 775 és 778 méter között mozgott (a teljes területé 783 m volt). Az átlagos lejtőmeredekség 8° volt (a vizsgálati területé ugyanennyi). Az egyes vizsgálati időpontok lékjeinek kitettség-viszonyai is megegyeztek a mintaterületével.

A 4.4. ábrán a Patch Structure által feltérképezett leszármazási viszonyok alapján példák láthatók egyes dinamikai eseményekre: léczáródás (pl. 350-es számú lék 1983-ban), lék keletkezés (pl. 342-es lék 1983-ban), lécek összenyílása (pl. az 1991 évi 423, 425, 427-es lécekből keletkezett a 2004 évi 432-es lék) és lécek feldarabolódása (pl. a 359-es lék 1983-ban). A leszármazásvizsgálat eredménye megkönnyítette a lécek sorsának nyomonkövetését. A vizsgálat alapján a teljes lékterület enyhén nőtt a rezervátumban, 1-10 m<sup>2</sup>/ha/év mértékben (ez a terület 0,01-0,1%-a) (4.2. táblázat). A lékterület növekedés abból adódott, hogy nagyobb mértékben nőtt az újonnan keletkezett lécek (2929-3846 m<sup>2</sup>) és a túlélő lécek (-1896-3218 m<sup>2</sup>) összesített területe, mint a záródottaké (647-1198 m<sup>2</sup>). Ugyanez igaz volt a keletkezett és záródott lécek számára is (64-68 db keletkezett, 18-43 db záródott). A lékkeletkezés éves rátája 0,05 és 0,09% között változott a teljes vizsgálati területhez viszonyítva, míg a záródásé 0,01-0,03% volt. A túlélő lécek területváltozása -0,03-0,05% között mozgott. Ezeknek a változásoknak az összessége adja a dinamikai változásokkal érintett területet, ami Žofinban éves átlagban 0,1-0,13%-a volt a teljes vizsgált területnek.

4.3. táblázat: A teljes vizsgálati terület és a lékterület topográfiai viszonyai az egyes vizsgálati időpontokban

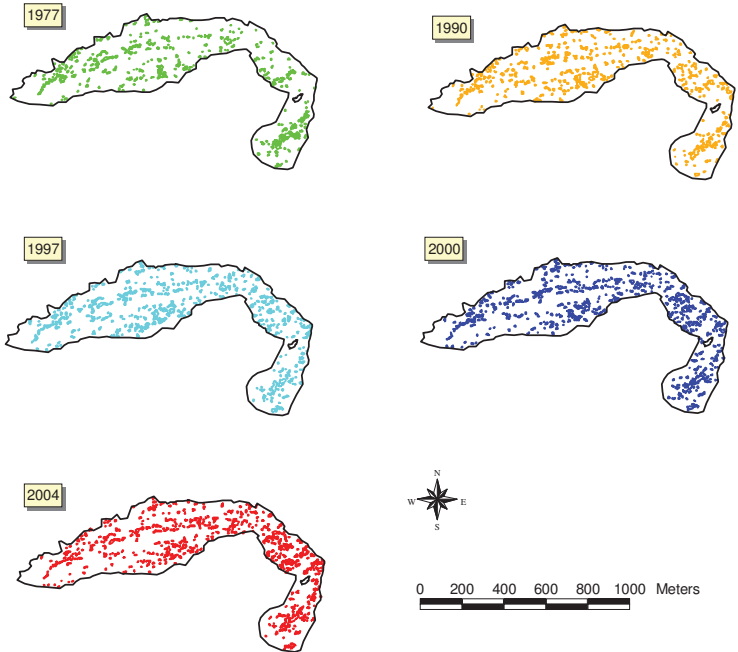
	Žofin					Kékes					Óserdő					
	Vizsgált terület	1971	1983	1991	2004	Vizsgált terület	1977	1990	1997	2000	2004	Vizsgált terület	1975	1980	2000	2005
Átl. tszf magasság (m)	783	775	778	775	775	814	822	814	817	813	810	848	848	845	844	843
Átl. meredekség (°)	8	8	8	8	8	30	30	31	31	31	31	13	11	12	10	10
Kitettség megoszlás (%)																
É	27	30	27	28	27	47	38	46	42	42	39	9	9	6	6	7
ÉK	20	20	19	19	18	22	31	28	28	32	38	9	12	12	12	16
K	6	5	5	6	6	6	3	2	3	5	5	6	6	5	15	15
DK	1	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	9	10	9	10	9
D	2	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	49	42	37	36	34
DNy	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	8	8	12	9	8
Ny	10	10	11	12	12	4	1	1	2	1	1	4	7	10	6	5
ÉNy	32	31	33	33	33	21	27	23	25	20	17	6	6	9	6	6
Sík	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0





4.4. ábra A lécek leszármazási viszonyait mutató ábra egy részlete, melyen jól látszanak az egyes dinamikai események: lék nyílás, záródás, feldarabolódás és összenyílás. A sorok elején álló számok a vizsgálati időpontot mutatják. A fekete pontok a léceket jelölik, az őket összekötő vonalak a kapcsolataikat. (például az 1971 évi 328-as számú lék átfed az 1983 évi 340-essel). A lécek azonosító számuk alapján visszakereshetők a térképeken és az adatbázisban.

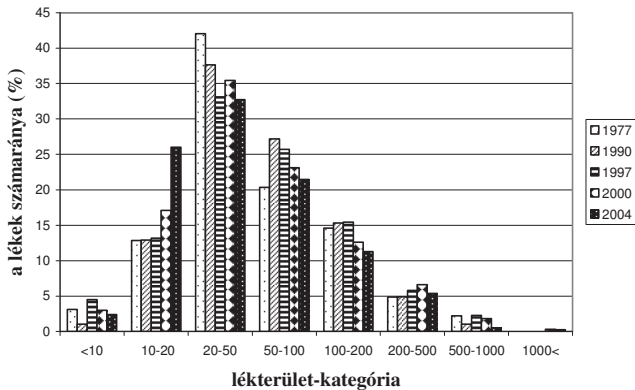
#### 4.1.1.2 A Kékes Erdőrezervátum lékdinamikájának jellemzése 1977-2004



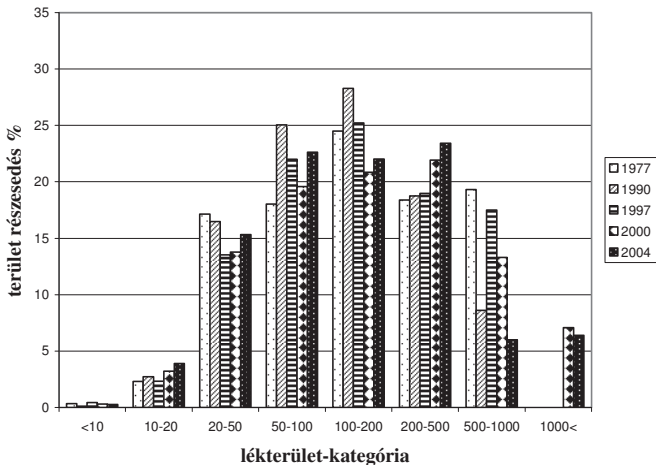
4.5. ábra A lékek elhelyezkedése a vizsgált területen az egyes vizsgálati időpontokban a Kékesen

A Kékes Erdőrezervátum lékviszonyai - Žofínhoz hasonlóan – keveset változtak a vizsgált 27 évet tekintve (4.1. táblázat, 4.5. ábra). A rezervátumban átlagosan 6-9 lék fordult elő hektáronként. Átlagos területük 76-83 m<sup>2</sup>-nek adódott, a lékméreteloszlás szignifikáns különbséget nem mutatott a vizsgált időpontokban. A maximális lékméret 751-1946 m<sup>2</sup> között változott. Ebben a rezervátumban is a legtöbb (33-42%) lék 20-50 m<sup>2</sup> közötti területű volt minden vizsgálati időpontban (4.6. ábra). Az 50-100 m<sup>2</sup> méretkategóriába a lékek 20-27%-a

tartozott. 10% fölötti részesedést még a 100-200 m<sup>2</sup>-es (11-15%) és a 10-20 m<sup>2</sup>-es kategória mutatott (13-26%).



4.6. ábra A lékek méret szerinti megoszlása a Kékesen



4.7. ábra Az egyes méret kategóriákba tartozó lékek összesített területének aránya.

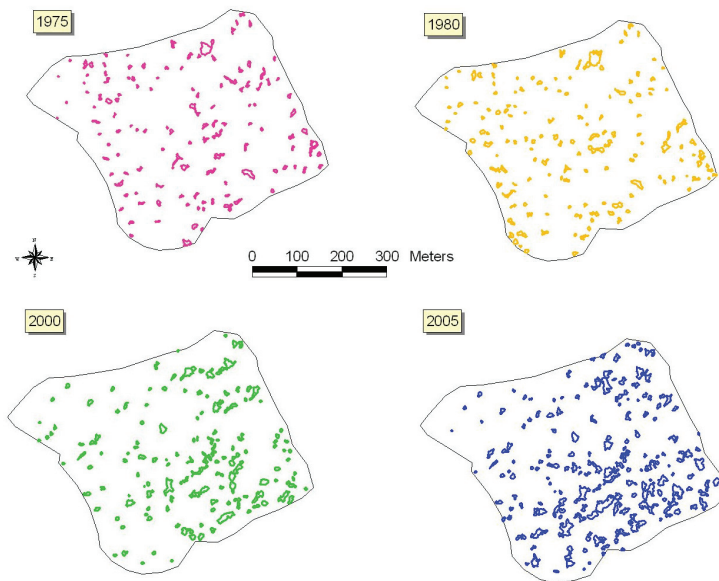
A Kékesen a vizsgálati területnek 5–7%-át fedték csak lécek (4.1. táblázat). E terület legnagyobb részét a 100-200 m<sup>2</sup> közötti lécek adták (19-28%). Jelentős területtel bírtak a 200-500 m<sup>2</sup> (18-27%) és 50-100 m<sup>2</sup> (18-25%) közötti területű lécek is (4.7. ábra). Sőt 2000 és 2004 évben a 200-500 m<sup>2</sup> kategória területe enyhén meghaladta a 100-200 m<sup>2</sup>-ét.

A topográfiai viszonyok vizsgálata nem mutatott egyirányú változási trendeket (4.3. táblázat). A lécek átlagos tengerszint feletti magassága 810 és 822 méter között változott (a teljes területé 814 méter volt). Az átlagos lejtőmeredekség 30-31° volt (a vizsgálati területé 30°). Az egyes vizsgálati időpontok lékjeinek kitettség-viszonyai sem mutattak egyirányú változásokat.

A 7 és 14 éves időintervallumokra számolt dinamikai változások (4.2. táblázat) azt mutatták, hogy a hosszabb vizsgálati periódus (1990-2004) értékeit nagyon eltérő dinamikájú rövidebb időszakok átlaga adta. A teljes lékterület változása a 14 éves periódusokra számolva 6-9 m<sup>2</sup>/ha/évnél mutatkozott, de az utóbbi érték két nagyon eltérő (16 és 2 m<sup>2</sup>/ha/év) 7 éves periódus átlagaként jött létre.

A lékterület növekedését az okozta, hogy az újonnan keletkezett lécek és a túlélő lécek összesített területe mindig nagyobb volt, mint a záródottaké, és ez az összefüggés mindkét periódushossznál fennmaradt (4.2. táblázat). Ugyanez igaz volt a keletkezett és záródott lécek számára is. A lékkeletkezés éves rátája 0,07 és 0,1% között változott, míg a záródásé 0,01-0,04% volt. A túlélő lécek területváltozása mutatta a legnagyobb eltéréseket a vizsgált időszakokban, -0,04-0,13% között változott. A dinamikai változásokkal érintett terület éves átlaga 0,09-0,24% között változott.

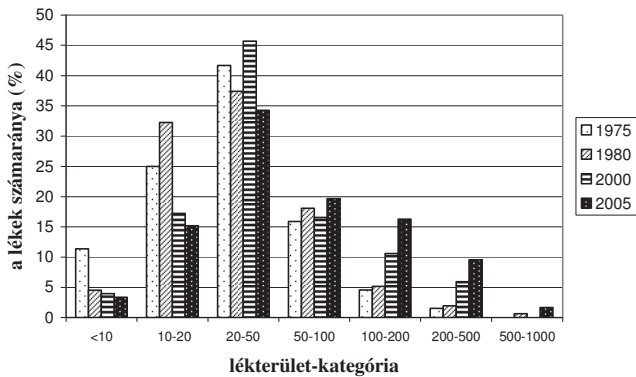
#### 4.1.1.3 Az Őserdő lékdinamikájának jellemzése 1975-2005



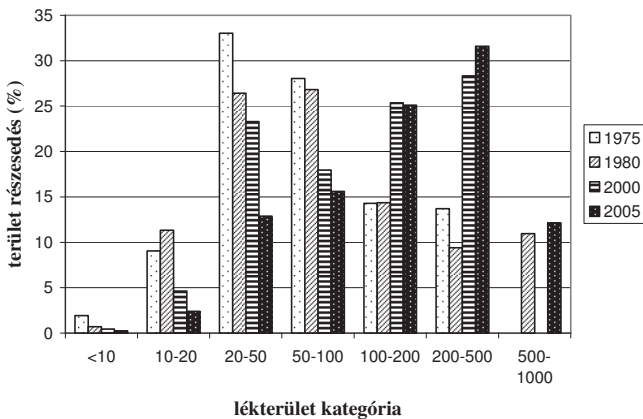
4.8. ábra A lécek elhelyezkedése a vizsgált területen az egyes vizsgálati időpontokban.

Az Őserdő Erdőrezervátumban mind az átlagos lékméret, mind a teljes lékterület növekedett a vizsgálat által lefedett 30 év során (40 m<sup>2</sup>-ről 93 m<sup>2</sup>-re és 5319 m<sup>2</sup>-ről 16477 m<sup>2</sup>-re). Szignifikáns változás 1980 és 2000, valamint 2000 és 2005 között történt (Kruskal-Wallis teszt; H=46,98; p<0,0001), ami különösen a terület dél-keleti részén volt jellemző (4.8. ábra). 2000-re a rezervátumnak ezen a részén relatíve nagy lécek képződtek, és ez a folyamat 2000 után is folytatódott. 2004-ben és 2005-ben több fa is szeldöntés áldozata lett. A lécek száma hektáronként 6 és 8 között változott. A lékméret minimuma közel állandó volt, maximuma erősen változott (378-870 m<sup>2</sup>) a vizsgált időszakban. A 20-50 m<sup>2</sup> területű lécek számaránya 34-46% között volt (4.9. ábra). Az 10-20 m<sup>2</sup> kategóriába a lécek 15-32%-a tartozott. 10% fölötti részesedést még az 50-100 m<sup>2</sup>-es (16-20%) kategória, valamint egyes időpontokban a

100-200 m<sup>2</sup>-es (5-16%) és a 10 m<sup>2</sup>-nél kisebb területű lékeket tartalmazó kategória mutatott (3-11%).



4.9. ábra A lékek méret szerinti megoszlása az Őserdőben



4.10. ábra Az egyes méret kategóriákba tartozó lékek összesített területének aránya az Őserdőben.

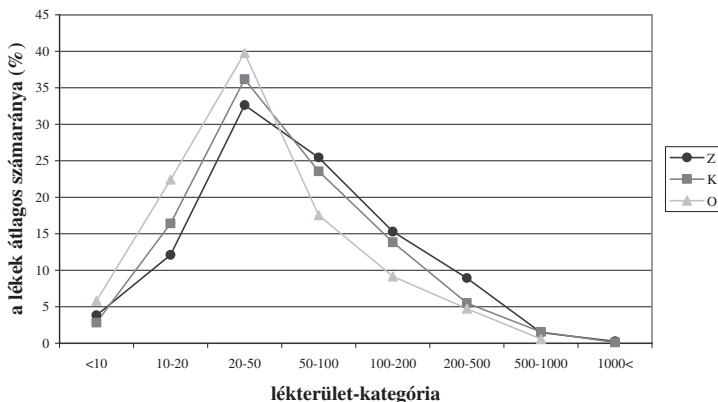
Az Őserdő Erdőrezervátumban az észlelt lécek a vizsgálati terület 2,5-7,7%-át fedték (4.1. táblázat). A lékterület kategóriák területrészesedése folyamatos változást mutatott (4.10. ábra). Kezdetben a 20-50 m<sup>2</sup>-es kategória foglalta el a legnagyobb területet (33%), 1980-ban az 50-100 m<sup>2</sup> (27%), míg 2000-ben és 2005-ben a 200-500 m<sup>2</sup>-es lécek adták a lékterület legnagyobb hányadát (28-32%).

A lécek topográfiai viszonyai enyhén változtak a vizsgált 30 év alatt (4.3. táblázat). A lékterület átlagos tengerszint feletti magassága 848 m-ről 843 m-re (a teljes területé 848 m) és lejtő-mereedsége 12°-ról 10°-ra (a teljes területen 13°) enyhén csökkent, a változás mértéke tehát nem haladta meg a másik két rezervátumban tapasztaltakat. Azonban az ÉK-K kitétségű területek aránya jelentősen nőtt a lékterületen belül. Ez az eredmény annak az intenzív lékképződésnek a következménye, amely 2000-2005-re a rezervátum alacsonyabban fekvő, lankásabb DK-i részén zajlott (ld. 4.8. ábra).

A jól használható fotók hiánya miatt a mintavételi időpontok időbeli megoszlása rendkívül egyenetlen, a középső időintervallum (20 év) négyszer hosszabb, mint az első és a harmadik. Ezért a dinamika jellemzőit csak az ötéves periódusokra számoltam (1975-1980, 2000-2005). Ahogy a 4.2. táblázatban látható, a teljes lékterület mindkét időszakban nőtt, de különböző éves rátával (0,13% és 0,68%), ami a második periódus intenzívebb dinamikáját mutatja. Mindkét időszakban magasabb volt a keletkezett lécek száma (46 és 67), mint a záródottaké (29 és 36). Ugyanez igaz az összesített területükre is (1565 m<sup>2</sup> nyílt és 730 m<sup>2</sup> záródott 1975 és 1980 között; 3645 m<sup>2</sup> nyílt és 1045 m<sup>2</sup> záródott 2000 és 2005 között). A lékkeletkezés éves rátája 0,15% és 0,34% volt, miközben a záródásé 0,07% és 0,1%. Az egyes időszakokat túlélő lécek területe szintén növekedett 520 m<sup>2</sup> -rel, illetve 4685 m<sup>2</sup> -rel, ami éves szinten 0,05% és 0,44% lékterület növekedést okozott. Ezen változások összessége adja a dinamikai változások éves átlagos rátáját, ami a teljes terület 0,27%-a 1975 és 1980 között és 0,88%-a 2000 és 2005 között.

#### 4.1.1.4 A három rezervátum lékdinamikájának összehasonlítása

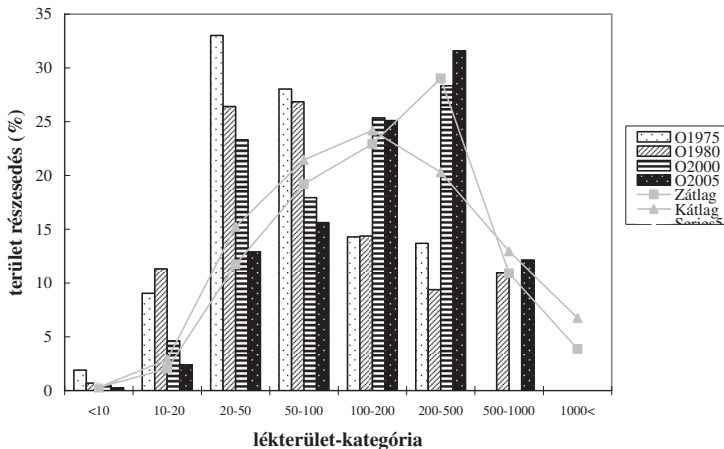
A hektáronkénti lékszám Žofínban (9-11) többnek adódott, mint a két hazai rezervátumban (6-9) (4.1. táblázat). Az átlagos lékméret mindhárom rezervátumban  $100 \text{ m}^2$  alatt volt. Azonban míg Žofínban és Kékesen ez az érték nem változott jelentősen ( $75\text{-}99 \text{ m}^2$ ), az Őserdőben növekedő tendenciát mutatott ( $40\text{-}93 \text{ m}^2$ ). Értéke csak a vizsgált időszak végére érte el a másik két rezervátumban találtat, aminek bekövetkezésében a 2004 novemberi széldöntés is szerepet játszott. A lécek legnagyobb része mindhárom rezervátumban a  $20\text{-}50 \text{ m}^2$  kategóriába tartozott (4.11. ábra) és az egyes kategóriák részesedése Žofínban és Kékesen állandó volt, az Őserdőben a  $100 \text{ m}^2$ -t meghaladó lécek részesedése enyhe növekedést mutatott.



4.11. ábra A lécek méret szerinti megoszlása Žofínban (Z), a Kékesen (K) és az Őserdőben(O). A grafikon a vizsgálati időpontok értékeinek átlagát mutatja.

A lékterület megoszlása a kategóriák között (4.12. ábra) még változatosabb képet mutatott. Žofínban és a Kékesen állandó volt, de míg Žofínban a  $200\text{-}500 \text{ m}^2$ -es kategória adta a lékterület legnagyobb részét, Kékesen a  $100\text{-}200 \text{ m}^2$ -es, illetve a  $200\text{-}500 \text{ m}^2$ -es. Az Őserdőben ez a jellemző jelentősen változott az egyre nagyobb lékméretekre fel haladva.





4.12. ábra A lékterület megoszlása a lékterület kategóriái közt. A vizsgálati időpontok átlagértékei Žofín (Zátlag) és Kékes (Kátlag), valamint minden időpont külön feltüntetve az Őserdő esetében (O1975-O2005).

A maximális lékméret széles határok közt változott (4.1. táblázat). Kékes és Žofín esetén ugyanabban a mérettartományban ( $751-1946 \text{ m}^2$ ), az Őserdőben körülbelül ennek a fele volt a maximális lékméret ( $378-870 \text{ m}^2$ ). A lékterület részesedése a teljes területből Žofinban és Kékesen enyhén növekedett (8,9%-ról 10,8%-ra, és 4,9%-ról 7%-ra). Azonban az utóbbi rezervátumban jóval alacsonyabb volt az értéke. Az Őserdőben a lékterület aránya folyamatosan és nagyobb arányban nőtt (2,5%-ról 7,7%-ra).

A három rezervátum dinamikai változásainak összehasonlításához azonos vizsgálati időszakok összevetésére van szükség, így jelen összehasonlításnál 25-33 évnvi periódusokat vizsgálunk (4.4. táblázat).

A záródó lékek területaránya mutatta a legállandóbb képet a rezervátumokban (0,02-0,04%). A túlélő és újonnan keletkezett lékek területe legkevésbé Žofinban nőtt (0,01 és 0,06%). A Kékesen és az Őserdőben ennél nagyobb mértékben (0,02-0,08, illetve 0,02-0,09%) változtak ezek a jellemzők. A széldöntés az Őserdőben 0,07 és 0,13%-ra növelte a túlélő és újonnan keletkezett lékek területváltozását. Az lékdinamikával érintett éves terület 0,09% és 0,15%

között változott a három rezervátumban, az Óserdőben a széldöntés 0,23%-ra növelte ennek területrészesedését.

4.4. táblázat A dinamika jellemzőinek változása a három rezervátumban kb. 30 éves vizsgálati időszakok esetén

Dinamikai folyamat	Žofin	Kékes	Óserdő	
	1971-2004	1977-2004	1975-2000	1975-2005
A lékterület változása (%/év)	0,06	0,08	0,07	0,17
Az új lékek területének aránya (teljes terület %/év)	0,06	0,08	0,09	0,13
A záródott lékek területének aránya (teljes terület %/év)	0,02	0,02	0,04	0,03
A túlélő lékek területváltozásának aránya (teljes terület %/év)	0,01	0,02	0,02	0,07
A lékdinamikai folyamatokkal érintett terület (%/év)	0,09	0,12	0,15	0,23

#### 4.1.2 A dinamika jellemzőinek vizsgálata

##### 4.1.2.1 Mortalitás jellemzők Žofinban

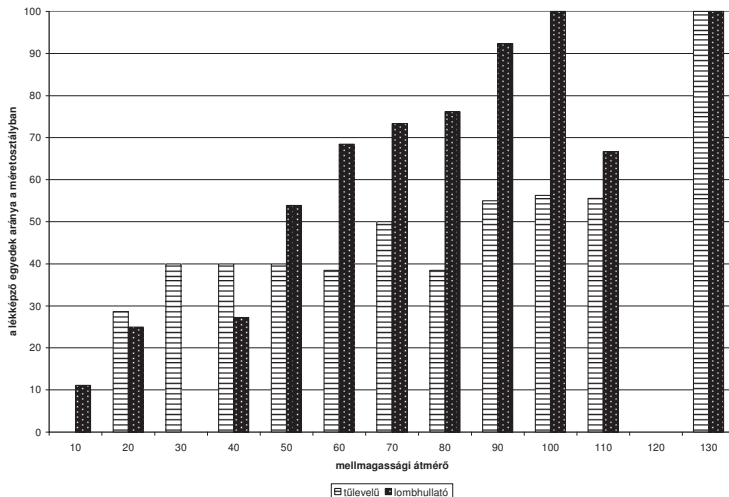
Žofinban a vizsgált 10 hektáron összesen 264 faegyed (129 lombhullató és 135 fenyő) pusztult el a két terepi felmérés közt (1975-1997) eltelt 22 év alatt. Évente átlagosan 1 db/ha 40 cm-nél nagyobb átmérőjű egyed halt el.

A fatérképek és a léktérképek illesztése segítségével kimutatható volt, hogy a vizsgált 103 lék képződése általában 1-3 faegyed szimultán elhalásával történt (4.5. táblázat). A lékképző egyedek átlagos átmérője nem különbözött jelentősen a csoportok között (Kruskal-Wallis teszt:  $H=3,2778$ ;  $df=2$ ;  $p=0,1942$ ). A keletkezett lékek területe a lékképzők számával együtt nőtt ( $H=21,8244$ ;  $df=2$ ;  $p<0,0001$ ). Az is megfigyelhető, hogy a keletkezett lék átmérője jóval kisebb, mint azt az elhaló faegyed(ek) száma és mérete alapján várnánk (illetve az egy lékképzőre jutó lékterület a lékképző egyedek számának növekedésével csökken).

4.5. táblázat. A lékképző egyedek száma, mérete és a keletkezett lékek mérete Žofinban. A lékképző egyedek száma szerint a lékméret eloszlások közti szignifikáns különbségek a felső indexben jelölve –a,b (Kruskal-Wallis teszt  $H=21,8244$ ;  $p<0,0001$  és post-hoc páros tesztek alapján)

Lékképző egyedek száma	Lékek száma	Átlagos DBH (cm)	Átlagos lékméret (m <sup>2</sup> )
1	77	77 ± 21	53 <sup>a</sup> ± 34
2	20	69 ± 27	79 <sup>b</sup> ± 55
3	6	75 ± 23	136 <sup>b</sup> ± 29

A vizsgált időszakban elhalt fák átmérőosztályok szerinti eloszlása bimodális jellegűt mutatott. Az abszolút maximum 70 cm kategóriánál, a másik csúcs a 20 cm átmérőosztálynál mutatkozott. Az elpusztult egyedeket fajuk szerint csoportosítva azt tapasztaltam, hogy a lombhullató fajok (többnyire bükk, mellette hegyi szil és hegyi juhar) halála fontosabb szerepet játszott a lékképződésben, mint azt az elhalt egyedek közötti elegyarányuk indokolná; egyedeikből 50 cm átmérő felett vált elhaláskor nagy valószínűséggel (<50%) lékképző egyed, míg a túlevélű (luc és jegenyefenyő) fajokból 90 cm átmérő felett (4.13. ábra).



4.13. ábra. A lékképző faegyedek aránya a lombhullató és tülevelű fajok között méretosztályonként

A függetlenség-vizsgálat a következőket mutatta. *Lék* és *Méret* nem függetlenek ( $\chi^2=26,1$ ;  $df=2$ ;  $p<0,001$ ). A kisebb méretű (<50 cm DBH) fák közt kevesebb volt a lékképző egyed, míg a nagy méretű egyedek közt (DBH  $\geq$  90 cm) több, mint amit a várt gyakoriságok mutattak. A *Lék* és *Faj* függetlennek mutatkozott ( $\chi^2=5,3785$ ;  $df=2$ ;  $p=0,0679$ ). Amikor a fajt csak két kategóriába soroltam (lombhullató, fenyő), gyenge összefüggés mutatkozott ( $\chi^2=4,9515$ ;  $df=1$ ;  $p=0,0261$ ). Mindkét esetben több lombhullató lékképző volt, mint amit a várt gyakoriságok mutattak, míg a lékképző fenyők tapasztalt gyakorisága (mind a jegenyefenyő mind a luc esetén) valamivel alacsonyabb volt, mint a várt. A *Lék* és a *Szomszédság* nem volt független egyik térléptében sem, habár erősebb összefüggés mutatkozott a 15 méter sugarú környezet vizsgálata esetén ( $\chi^2=12,9612$ ;  $df=1$ ;  $p=0,0003$ ; míg a 10 méteres környezet vizsgálatakor  $\chi^2=9,4905$ ;  $df=1$ ;  $p=0,0021$ ). A vártnál kevesebb lékképző volt abban a csoportban, ahol a szomszédság tartalmazott nagy méretű élő fát és ennek fordítottját tapasztaltam a léket nem képző egyedek esetén.

A *Méret* erős hatásának - mely a fajok közötti viselkedésmélt eltéréseket felülírta - kiküszöbölésére külön tesztek végeztem a nagy méretű fák esetén (*Méret*=2 ill. 3). Úgy

találtam, hogy a *Lék* és *Faj* erős összefüggést mutatott mindkét méret kategóriában (*Méret*=2;  $\chi^2=9,4$ ;  $df=2$ ;  $p=0,0092$ ; *Méret*=3;  $\chi^2=16,4$ ;  $df=2$ ;  $p=0,0003$ ). Mindkét méretosztályban jóval több volt a lékképző a lombhullató fajok közt és kevesebb a jegenyefenyők közt, mint amit a várt gyakoriságok mutattak. Az 50-90 cm méretű lucok között kevesebb, míg a nagy méretű (>90 cm DBH) lucok között több volt a lékképző, mint a várt érték.

Abban az esetben, amikor nem volt a szomszédságban nagy méretű fa érdekes különbséget mutatott az egyes fajok viselkedése. *Lék* és *Faj* erős összefüggést mutatott, amikor csak az „üres” környezetű fákat vizsgáltam ( $\chi^2=15,8$ ;  $df=2$ ;  $p<0,001$ ). A jegenyefenyők még ebben az esetben is sokkal kisebb, míg a bükkök sokkal nagyobb valószínűséggel lettek lékképzők, mint a várt érték.

#### 4.1.2.2 A lécek felújulása az Őserdőben

Az Őserdőben 27 lékben vizsgáltam meg az újulatot. Az 1 méternél alacsonyabb újulat átlagos mennyisége a magoncok beszámítása nélkül  $45541 \pm 41093$  db/ha volt. 1 és 2 méter közötti egyedek nem szerepeltek a mintában. A 2 méternél magasabb egyedek denzitása  $222 \pm 475$  db/hektárnak adódott.

Az újulat denzitása szignifikánsan (Welch  $t=2,27$ ;  $df=17,01$ ;  $p<0,05$ ) magasabb volt az idős, 1980 előtt keletkezett lékekben ( $36494 \pm 51326$  db/ha), mint a fiatal, 1980 után keletkezettekben ( $7733 \pm 6702$  db/ha) (4.6. táblázat). A 2-8 méter magasságú és 8 méternél magasabb egyedeket csak idős lékekben találtam ( $212 \pm 450$  db/ha és  $141 \pm 242$  db/ha). Bár - vélhetőleg a 2-8 méter kategória kis egyedszáma miatt - a Welch-teszt csak a 8 méternél magasabb kategóriára adott szignifikáns különbséget (Welch  $t=2,4$ ;  $df=16$ ;  $p<0,05$ ).

4.6. táblázat Az újulat egyes magassági osztályainak átlagos denzitásértékei (átlag $\pm$ szórás) idős és fiatal lékekben. A Welch-teszt által indikált szignifikáns eltérések ( $p<0,05$ ) \*-gal jelölve.

	Idős	Fiatal
magonc*	$36494 \pm 51326$	$7733 \pm 6702$
<0,5 m	$44424 \pm 45264$	$46444 \pm 31092$
0,5-<1 m	$776 \pm 2282$	$4489 \pm 5369$
1-<2 m	0	0
2-<8 m	$212 \pm 450$	$0 \pm 0$
$\geq 8$ m*	$141 \pm 242$	$0 \pm 0$

A vadfajok regenerációra gyakorolt hatása jelentős volt a területen (ld. 4.7. táblázat): a 0,5 m alatti egyedeknek csak 15%-a volt ép, a legtöbb egyed (84,5%) pedig több éve rágott volt. A 0,5-<1 méter magassági osztályba tartozó újulat 95,4%-a volt több éve rágott. A  $\chi^2$  próba szerint a magasság és a rágottság mértéke nem függetlenek ( $\chi^2=40,07$ ;  $df=4$ ;  $p<0,001$ ). Az alacsonyabb magassági osztályban (<0,5 m) az R0 és R3 kategória észlelt gyakorisága nagyobb volt, míg az R2 kategóriáé kisebb, mint a várt érték. A magasabb egyedek között (0,5-<1 m) ennek ellenkezőjét észleltem (4.7. táblázat).

4.7. táblázat. A fiatal egyedek két méreosztályban (<0,5 m, 0,5-<1 m) várt és észlelt gyakoriságai rágottsági kategóriánként a vizsgált 27 kvadrátban.  $\chi^2=40,07$ ;  $df=4$ ;  $p<0,001$ .

		R0	R1	R2	R3	R4	$\Sigma$
<0,5 m	észlelt	429	13	1908	499	4	2853
	várt	416	12	1941	480	4	
0,5-<1 m	észlelt	6	0	122	3	0	131
	várt	19	1	89	22	0	
$\Sigma$		435	13	2030	502	4	2984

A rágottság fafajonkénti megoszlása is szignifikáns eltérést mutatott ( $\chi^2=387,7$ ;  $df=16$ ;  $p<0,001$ ), a különböző fajok eltérő mértékben károsodtak (4.8. táblázat). A növényevők leginkább a magas kőrís (93% a rágott osztályok aránya (R2-R3-R4); csak 6,5% ép) és a korai juhart (86,6% az R2-R3-R4 osztályok aránya; 13,4% ép) kedvelték. A hegyi juhar (67,9% az R2-R3-R4 osztályok aránya; 31,8% ép) és bükk (66,7% az R2-R3-R4 osztályok aránya; 33,2% ép) egyedek kevésbé sérültek.

4.8. táblázat. A fiatal egyedek (<1 m) várt és észlelt gyakoriságai fafajok szerint és vadhatás-kategóriánként a vizsgált 27 kvadrátban.  $\chi^2=387,7$ ;  $df=16$ ;  $p<0,001$ .

Fafaj		R0	R1	R2	R3	R4	$\Sigma$
<i>Fagus sylvatica</i>	észl	119	2	169	65	3	358
	várt	52	2	244	60	0	
<i>Fraxinus excelsior</i>	észl	109	9	1215	351	1	1685
	várt	246	7	1146	283	2	
<i>Acer platanoides</i>	észl	62	0	336	63	0	461
	várt	67	2	314	78	1	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	észl	142	1	292	11	0	446
	várt	65	2	303	75	1	
<i>Ulmus glabra</i>	észl	3	1	18	12	0	34
	várt	5	0	23	6	0	
$\Sigma$		435	13	2030	502	4	2984

Az elegyfajok abszolút és relatív egyedszáma csökken az egyre nagyobb magassági osztályok felé haladva ( $\chi^2=139,7$ ;  $df=4$ ;  $p<0,001$ ). A kőrís, korai és hegyi juhar, hegyi szil egyedek mennyisége a vártnál többnek mutatkozott a 0,5 m kategóriában, míg a vártnál kevesebb a magasabb (0,5-<1 m) méreosztályban (4.9. táblázat). A táblázat csak az 1 méter alatti egyedeket mutatja, az ennél magasabb egyedek mind bükkök voltak.

4.9. táblázat. A fiatal egyedek várt és észlelt gyakoriságai fafajok szerint és magassági osztályonként (<0,5 m; 0,5-<1 m) a vizsgált 27 kvadrátban.  $\chi^2=139,7$ ;  $df=4$ ;  $p<0,001$ .

		<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Ulmus glabra</i>	$\Sigma$
<0,5 m	észlelt	300	1630	448	441	34	2853
	várt	342	1611	441	426	33	
0,5-<1 m	észlelt	58	55	13	5	0	131
	várt	16	74	20	20	1	
$\Sigma$		358	1685	461	446	34	2984



#### 4.1.2.3 A lékjellemzők kapcsolata a fejlődési fázisokkal Kékesen

A 2000 évi fejlődési fázis térkép és léktérkép vizsgálata azt mutatta, hogy a rezervátum legkevesebb hektáronkénti lékszámával (5 db/ha) rendelkező foltjai az optimális fázisba tartoztak (4.10. táblázat). Ennél nagyobb értéke volt az öregedési, majd a felújulási, összeroppanási és gyarodási fázisnak, valamint a száraló szakasznak (10-13 db/ha). A lékek átlagos mérete is különbözött az egyes fázisok foltjaiban. Legnagyobb értéke és szórása az összeroppanási ( $166\pm 304\text{ m}^2$ ) és a felújulási fázisban volt ( $123\pm 130\text{ m}^2$ ). A legkisebb átlagos lékméretet a száraló szakaszban találtam ( $44\pm 33\text{ m}^2$ ), ennél valamivel nagyobb értéket kaptam az optimális ( $49\pm 49\text{ m}^2$ ) és öregedési ( $53\pm 46\text{ m}^2$ ) fázisban. A legnagyobb maximális lékméretet az összeroppanási fázisban találtam ( $1946\text{ m}^2$ ), a következő legnagyobb érték a felújulási fázisban ennek alig több, mint a negyede volt ( $541\text{ m}^2$ ). Az összes lékterület aránya a következő sorrendben változott: összeroppanási > felújulási > gyarodási > öregedési  $\approx$  száraló > optimális fázis.

4.10. táblázat A fejlődési fázisok foltjaiban talált lékjellemzők 2000-ben. A lékméret eloszlás szignifikáns eltérését a fejlődési fázisok nevinél felső indexben jelöltem. (a<b; Kruskal-Wallis teszt; H=19,2; df=5, p<0,01)

	Felújulási fázis <sup>b</sup>	Gyarodási fázis <sup>b</sup>	Optimális fázis <sup>a</sup>	Öregedési fázis <sup>a</sup>	Összeroppanási fázis <sup>b</sup>	Száraló szakasz <sup>a</sup>
Lékszám (db/ha)	11	13	5	10	11	11
Átl. lékméret (m <sup>2</sup> )	123	68	49	53	166	44
szórás	130	62	49	46	304	33
Max. lékméret (m <sup>2</sup> )	541	250	292	241	1946	181
Össz lékterület aránya	13,6	8,7	2,5	5,1	18,2	4,7

#### 4.2 Intenzív természetes bolygatások tájléptékű vizsgálata

##### 4.2.1 A Börzsöny jégtöréseinek térbeli kiterjedése

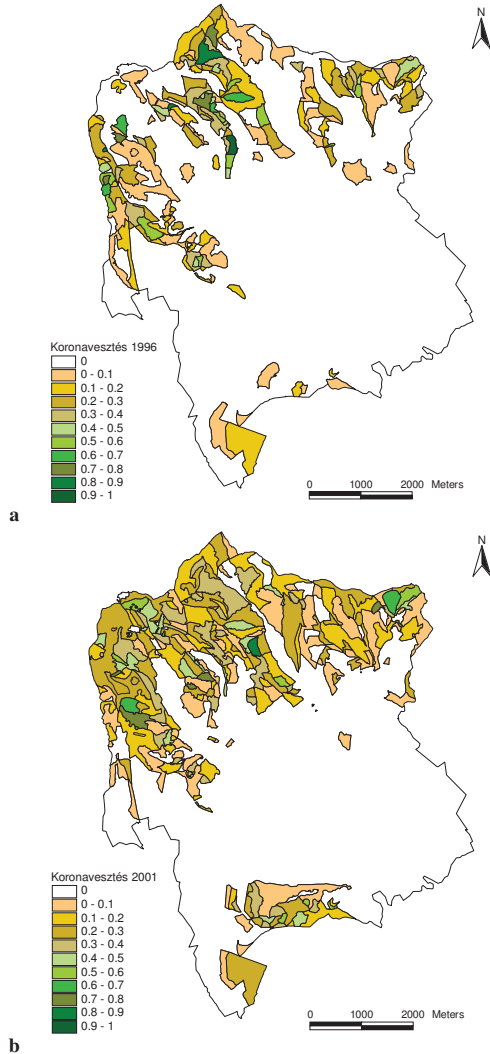
Az 1996 és 2001 évi jégtörések összesen 1649 hektár erdőt érintettek. Ez a vizsgált terület 39,6%-a (4.14.a-b ábra). A bolygatások leíró statisztikái alapján (4.11. táblázat) a 2001 évi jégtörés több, mint másfélszer akkora területet érintett, mint az 1996-os (összesen 1561 ill. 942 hektár). De a bolygatott területek jelentősen átfedtek (4.14.a-b ábra). Az átlagos foltméretek között nem volt lényeges különbség. Az 1996 évi jégtörés távérzékeléses és terepi vizsgálatának összehasonlítása alapján (4.12. táblázat) a két módszerrel megtalált foltok száma a sporadikus törések esetén különbözött jelentősen. Azonban mindkét kategóriában jellemző volt, hogy a terepen rajzolt foltok mérete átlagosan kb. kétszerese volt a távérzékeléssel megtaláltnak. Az összes megtalált terület ennek megfelelően az intenzív bolygatás esetén kétszeres, míg a sporadikus esetén 3,5-szeres volt a terepi módszerrel.

4.11. táblázat Az 1996 és 2001 évi jégtörések térbeli kiterjedése. 0: nem bolygatott terület; 0,1-0,3 (<0,35): sporadikus bolygatás; 0,4 (>=0,35)-1: intenzív bolygatás

	1996	Koronavesztés mértéke										
		0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1
<b>Foltok száma</b>	14	38	33	25	19	10	10	4	4	3	1	
<b>Össz. terület (ha)</b>	3233	352	226	164	83	25	38	18	17	13	6	
<b>Átl. foltméret (ha)</b>	231	9	7	7	4	3	4	5	4	4	6	
<b>Szórás</b>	842	12	9	7	4	2	3	3	2	6	0	
<b>Max. foltméret (ha)</b>	3155	63	42	36	11	9	10	8	7	12	6	
<b>Terület %</b>	77,43	8,43	5,40	3,92	2,00	0,61	0,90	0,44	0,42	0,32	0,13	
	<b>2001</b>	<b>0</b>	<b>0,1</b>	<b>0,2</b>	<b>0,3</b>	<b>0,4</b>	<b>0,5</b>	<b>0,6</b>	<b>0,7</b>	<b>0,8</b>	<b>0,9</b>	<b>1</b>
<b>Foltok száma</b>	17	53	49	40	30	16	9	5	11	2	1	
<b>Össz. terület (ha)</b>	2628	431	378	418	190	69	28	19	22	6	0	
<b>Átl. foltméret (ha)</b>	155	8	8	10	6	4	3	4	2	3	0	
<b>Szórás</b>	622	9	8	19	8	4	3	5	4	4	0	
<b>Max. foltméret (ha)</b>	2569	48	33	110	38	14	9	10	13	6	0	
<b>Terület %</b>	62,74	10,28	9,02	9,99	4,53	1,64	0,66	0,46	0,54	0,14	0,01	

4.12. táblázat Az 1996 évi jégtörés kiterjedése a távérzékeléses és a terepi vizsgálat alapján.

	Intenzív	Sporadikus	Intenzív	Sporadikus
	jégtörés	jégtörés	jégtörés	jégtörés
	távérzékelés		terep	
<b>Foltok száma</b>	45	51	51	96
<b>Összes terület (ha)</b>	94	227	201	741
<b>Átlagos foltméret (ha)</b>	2	4	4	8



4.14.a-b ábra A két jégtörés következtében koronavesztést szenvedett foltok a Királyréti Erdészet területén a koronavesztés mértékének (0-1) feltüntetésével. A felső ábra az 1996 évi, az alsó a 2001 évi bolygatás eredményét mutatja.

#### 4.2.2 A jégtörések valamint a domborzat és állomány-változók összefüggése

A páronkénti Spearman rangkorreláció elemzések mindkét bolygatási esemény esetén (*koronavesztés1996*, *koronavesztés 2001*) erős szignifikáns (minden esetben  $p < 0,0001$ ) kapcsolatot mutattak a jégtörés intenzitása és a vizsgált topográfiai (tengerszint feletti magasság, meredekség, kitettség) és állomány változók (bükk elegyarány, állomány kora és magassága közt (4.13. táblázat).

4.13. táblázat A bolygatások és a vizsgált háttérváltozók kapcsolatát vizsgáló Spearman rangkorreláció elemzések eredményei

	R	t(N-2)
kv96 - Tszfm	0,490659	64,2774
kv96 - Lejtő	0,321858	38,8047
kv96 - Égtáj	-0,060835	-6,9572
kv96 - B_elegy	0,350989	42,7527
kv96 - Kor	0,350950	42,7473
kv96 - Magas	0,354607	43,2564
kv01 - Tszfm	0,677344	105,0996
kv01 - Lejtő	0,380866	47,0193
kv01 - Égtáj	-0,150974	-17,4333
kv01 - B_elegy	0,634908	93,7314
kv01 - Kor	0,388072	48,0262
kv01 - Magas	0,442320	56,2517

A bolygatások topográfiai jellemzői

A bolygatások jellemzően nagyobb tengerszint feletti magasságoknál (>500 m, 4.15.a-b ábra, 4.14. táblázat), meredek (>15°), észak-kelet, keleti- délkeleti kitettségű lejtőkön fordultak elő mindkét esetben (4.16.a-b ábra). A kitettség nominális változója esetén számolt  $\chi^2$ -próba szignifikáns eredményt adott mindkét bolygatás esetén (1996:  $\chi^2=639$ ,  $p < 0,00001$ , 2001:  $\chi^2=1104$ ,  $p < 0,00001$ ).

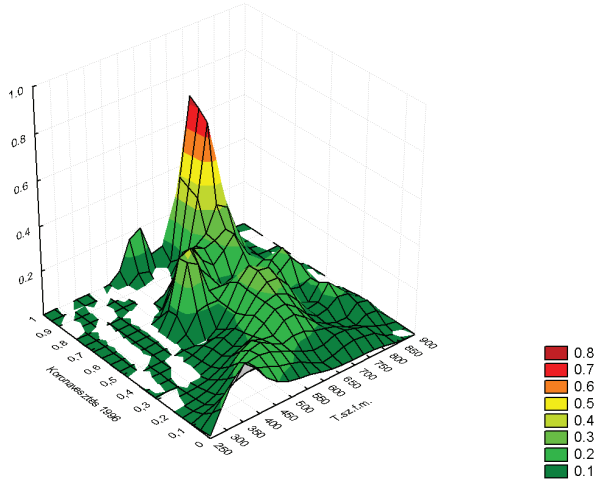
4.14.a-b táblázat Az eltérő mértékű bolygatások domborzati és állomány jellemzői (átlag±szórás)

**a**

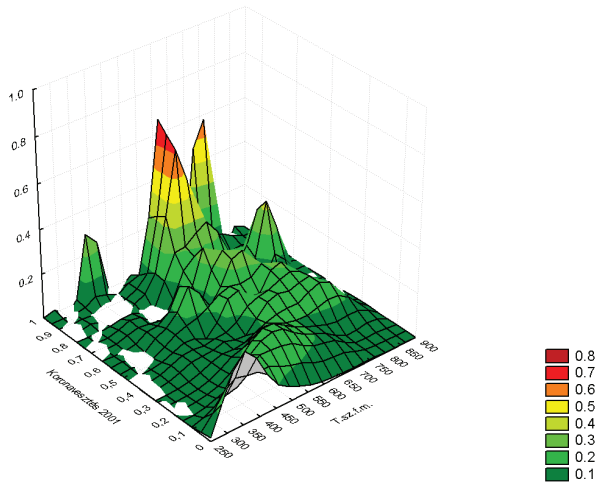
1996	elemszám	átl t.sz.f.m	átl mered	bükk elegyarány	kor	magasság
0	10043	419±131	14±8	19±29	59±30	15±7
0,1	1017	545±134	19±7	42±37	82±28	20±5
0,2	793	598±124	20±7	44±38	84±24	21±5
0,3	532	634±114	20±7	48±38	92±22	22±4
0,4	282	632±79	20±7	54±42	85±25	21±4
0,5	77	616±92	20±8	37±40	78±18	21±4
0,6	122	538±70	23±6	67±31	70±18	20±3
0,7	56	636±43	23±6	88±26	82±15	25±5
0,8	54	687±32	22±6	87±19	89±25	22±5
0,9	41	686±42	21±6	94±12	87±15	25±3
1	18	522±20	17±10	69±32	69±4	20±1

**b**

2001	elemszám	átl t.sz.f.m	átl mered	bükk elegyarány	kor	magasság
0	8060	379±94	13±8	10±20	55±29	14±7
0,1	1268	520±128	19±8	35±32	78±29	18±5
0,2	1407	600±126	20±8	48±36	82±28	20±6
0,3	1181	631±122	19±7	58±33	79±28	21±7
0,4	650	599±115	19±7	71±29	81±22	22±6
0,5	218	613±100	19±8	68±29	81±17	22±4
0,6	88	610±143	20±8	52±37	83±15	22±4
0,7	66	613±52	23±6	43±41	64±15	18±2
0,8	75	589±58	23±6	69±34	66±15	19±3
0,9	19	569±25	23±3	78±12	80±4	23±1
1	3	606±186	16±4	84±12	79±39	23±11

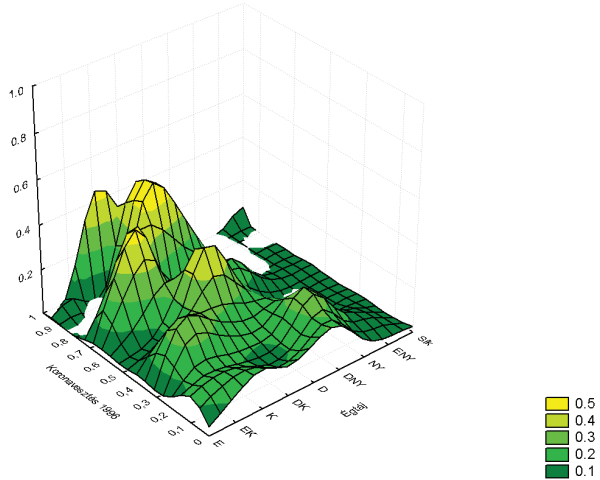


**a**

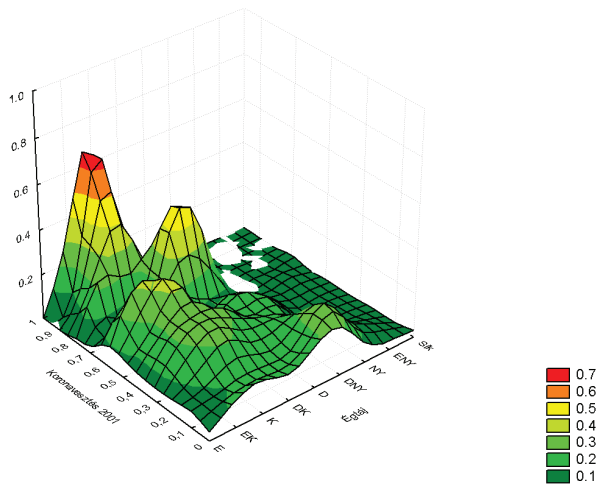


**b**

4.15.a-b ábra A különböző mértékű koronavesztést szenvedett mintapontok relatív megoszlása tengerszint feletti magasság-kategóriánként. a) az 1996 évi, b) a 2001 évi jégtörés esetén



**a**



**b**

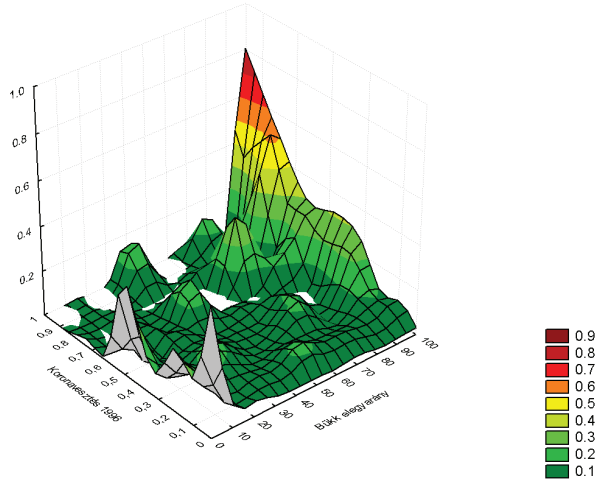
4.16.a-b ábra A különböző mértékű koronavesztést szenvedett mintapontok relatív megoszlása égtáj szerinti kitézettség-kategóriánként. a) az 1996 évi, b) a 2001 évi jégtörés esetén

## A bolygatások faállomány jellemzői

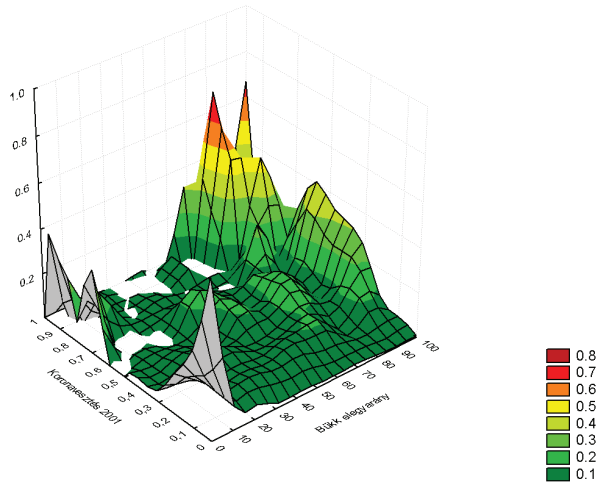
Az állományok, melyekben koronavesztés bekövetkezett jellemzően bükk dominálta (bükk elegyarány >60%, 4.17.a-b ábra), relatíve idős (70-100 éves) és jellemzően 20 méternél magasabb faállománnyal rendelkeztek (4.14. táblázat). A fmagasság tekintetében különbség mutatkozott a két bolygatás közt, 2001-ben alacsonyabb, 18-20 méter magas állományok is jelentős mértékben szenvedtek koronatörést.

Mivel az előzetes vizsgálatok alapján feltételeztem, hogy a fa alakja összefügg stabilitásával, vizsgáltam a bükk sudarlósságának és jégtörésre való érzékenységének összefüggését. Amint az a 4.18.a-b ábrán látszik, azoknak az állományoknak, amelyek intenzívebb koronavesztést szenvedtek, a relatív eltérése a korszpecifikus sudarlósságtól pozitív érték volt (vagyis korosztályuk átlagos értékénél sudarlósabbak), mint a kevésbé sérült állományok.



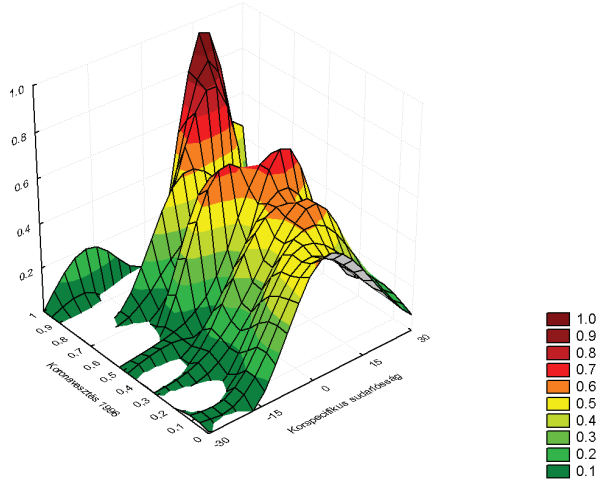


**a**

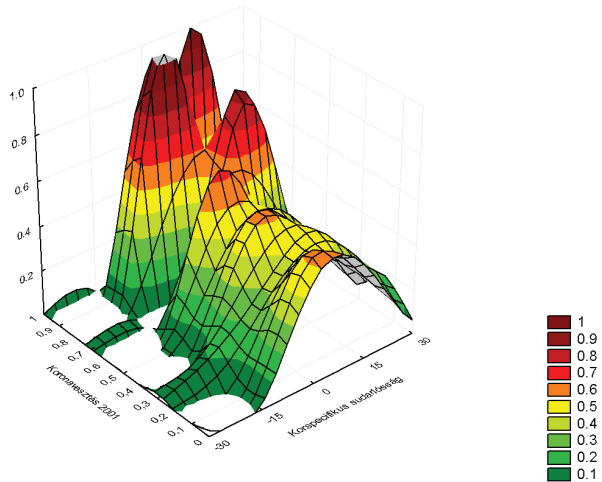


**b**

4.17.a-b ábra A különböző mértékű koronavesztést szenvedett mintapontok relatív megoszlása a különböző bükk elegyaránnyal rendelkező állományok között. a) az 1996 évi, b) a 2001 évi jégtörés esetén



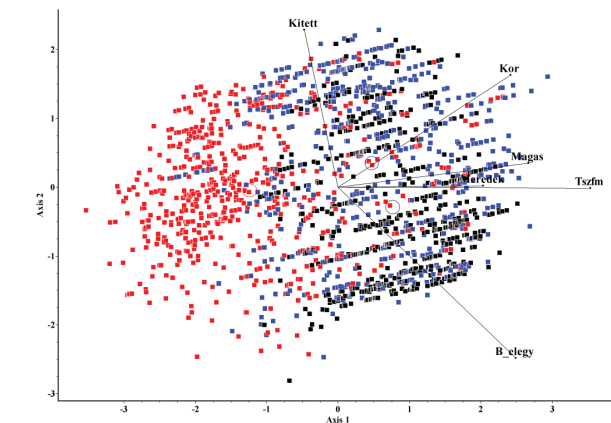
**a**



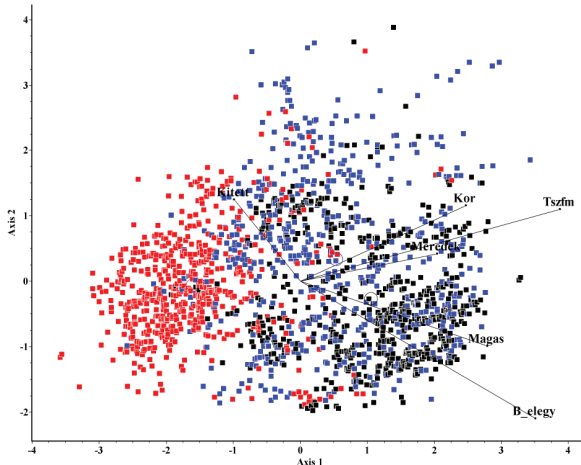
**b**

4.18.a-b ábra A különböző mértékű koronavesztést szenvedett mintapontok gyakoriság megoszlása a korspecifikus sudarlósságtól való relatív eltérés függvényében az 50 évnél idősebb bükkösöknel a) az 1996 évi, b) a 2001 évi jégtörés esetén

Az állományok bolygatásokra való érzékenységét befolyásoló háttérváltozók



a



b

4.19.a-b ábra Az 1996 (a) és 2001 (b) évi intenzív koronavesztések CVA ordinációs biplotjai (piros=nem bolygatott, kék=sporadikus, fekete=intenzív jégtörést szenvedett, Tszfm: tengerszint feletti magasság, Kített: kitettség, Meredek: lejtő meredekség, B\_elegy: bükk elegyarány, Magas: állomány magasság, Kor: állomány kora).

A diszkriminancia analízisek alapján (4.19.a-b ábra) a nem bolygatott, sporadikusan bolygatott és intenzíven bolygatott csoportok nem válnak szét teljes mértékben egyik esetben sem. Viszonylag jelentős elkülönülést a nem bolygatott vs. (valamilyen mértékben) bolygatott minták között lehet látni, különösen a 2001 évi esemény diagramján. Az egyváltozós F-hányadosok szerint legfontosabb magyarázó változónak a tengerszint feletti magasság tekinthető mindkét esetben (4.15.táblázat). Az 1996 évi esemény esetén az állomány magassága, a bükk elegyaránya, majd a kor következik kb. azonos F értékekkel. 2001 esetén az F-hányadosok alapján a tengerszint feletti magasság után szintén a bükk elegyarány, az állomány magassága és az állomány kora a fontos változók, de itt a bükk elegyarány fontosabb, mint a másik kettő.

4.15.táblázat A diszkriminancia analízisek során a változókra kapott F-hányadosok, kommunalitás értékek és a változók korrelációi a kanonikus tengelyekkel

	F-hányados	Korreláció az 1. kanon. változóval	Korreláció a 2. kanon. változóval	Kommunalitás
1996				
Kített	27,041	-0,123	0,590	0,363
Tszfm	517,312	<b>0,913</b>	-0,004	<b>0,833</b>
Meredek	123,281	0,525	0,005	0,275
B_elegy	236,683	0,644	<b>-0,643</b>	<b>0,828</b>
Kor	201,062	0,625	0,420	0,568
Magas	236,814	0,689	0,089	0,483
2001				
Kített	31,863	-0,227	0,289	0,135
Tszfm	767,676	<b>0,895</b>	0,253	<b>0,864</b>
Meredek	131,071	0,471	0,097	0,231
B_elegy	571,586	<b>0,810</b>	<b>-0,483</b>	<b>0,890</b>
Kor	210,900	0,571	0,268	0,397
Magas	283,495	0,644	-0,228	0,467

1996 esetén a két kanonikus tengely a variancia 56%-át magyarázza (1. tengely: 40,064; 2. tengely: 15,767). Az első tengely leginkább a tengerszint feletti magassággal korrelál (0,91), a második tengely pedig a bükk elegyarányal (-0,64). 2001 esetén a két tengely a variancia 50%-át magyarázza (1. tengely: 41,176; 2. tengely: 8,571), az első tengely erősen korrelál a tengerszint feletti magassággal (0,89) és a bükk elegyarányal (0,81), a második tengely leginkább a bükk elegyarányal (-0,48). A változók kommunalitás értékei alapján az 1996 bolygatásnál a tengerszint feletti magasság ( $h=0,833$ ) és a bükk elegyarány ( $h=0,828$ ) mutatkozik fontos csoport-eltválasztó változónak; a 2001-es esetén szintén a tengerszint feletti

magasság ( $h=0,864$ ) és a bükk elegyarány ( $h=0,890$ ) a fontos elválasztó változók a kétdimenziós CVA térben.

A magyarázó változóknak az intenzív jégtörések (koronavesztés $\geq 0,35$ ) kialakulásában játszott fontosságát CART elemzésekkel is vizsgáltam (4.16. táblázat). Az 1996 évi jégtörés analízise szerint a mintapontok 95%-át helyesen klasszifikálta a CART elemzés (MER=5%), a 2001 évi bolygatás esetén még ennél is pontosabb eredményt (MER=3%) ért el. A sudarlósság bevonása a vizsgálatba nem javította jelentősen az elemzés hatékonyságát, sőt a 2001-es bolygatás esetén rontotta is.

4.16. táblázat A magyarázó változók szerepének vizsgálatára végzett CART elemzések során használt változókombinációk és a félreklasszifikáció arányszáma (Misclassification error rate, MER). *Domb* – a domborzatott leíró változók; *Állom* – a faállományt leíró változók; *RelSud* – a bükk korszpecifikus relatív sudarlóssága

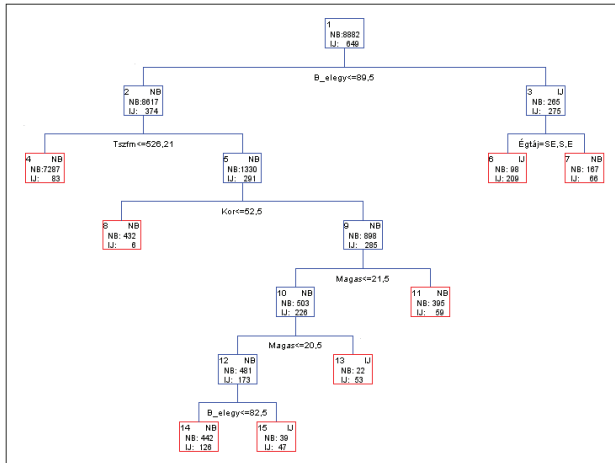
Használt változók	Minta elemszáma	A fa ágainak száma	MER (%)
<b>1996</b>			
<i>Domb+Állom</i>	9531	8	5
<i>Domb+Állom</i>	1416	8	14,6
<i>Domb+Állom+RelSud</i>	1416	8	14
<b>2001</b>			
<i>Domb+Állom</i>	7964	8	3
<i>Domb+Állom</i>	1065	8	4,8
<i>Domb+Állom+RelSud</i>	1065	8	5,5

A hierarchikus klasszifikációs fák (4.20.a-b ábra) mutatják az intenzív koronavesztést szenvedett és a nem bolygatott mintapontok elemzésének eredményét. Az 1996-ban intenzív jégtörést szenvedett mintapontok 32,2%-a (209 a 649-ből) 90%-os büккеlegyarányal és kelet, dél-kelet, déli kitéttiséggel jellemezhető. További 90 mintapont (13,9%) viszont alacsonyabb bükk elegyarányal rendelkezett, de 526 méter tszf magasság felett, 52 évesnél idősebb állományban található, amely 20-21 m magas, vagy 83%-nál nagyobb elegyarányban tartalmaz bükköt. A fa első vágásának egyszerű szabálya megtevesztő lehet, mivel a magasabb térszínnek minden állománya tartalmaz bükköt, de ez nem jelenik meg a fán. A változók relatív fontosságát mutató rangsorok alapján az 1996-os jégtörés esetén a tengersiz feletti magasság volt a legfontosabb változó (rangszáma 100) az intenzív koronavesztés

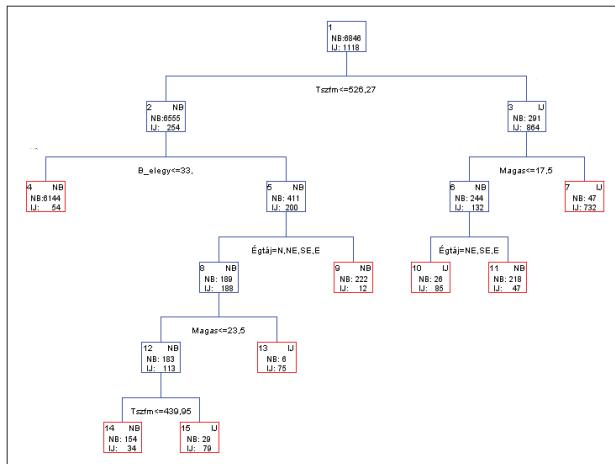
(*koronavesztés*  $\geq 0,35$ ) kialakulásában, amit a bükk elegyarány (85), állomány kora (47), magassága (45), lejtő meredekség (35) és kitettség (23) követett.

A 2001 évben jégtörést szenvedett minta azt mutatta, hogy a pontok 65,5%-a (732 az 1118-ból) 526 m tszfm-nál magasabban helyezkedett el, és 17 m-nél magasabb állományt alkotott. További 7,6% (85 pont)-nál az állomány nem haladta meg a 17 métert, de észak-kelet, kelet, vagy dél-keleti kitettségű volt. Az 526 méternél alacsonyabban fekvő állományokban akkor következett be törés, ha a bükk elegyaránya legalább 33% volt, keleties, északias volt a kitettség és az állományok 23 méternél magasabbak voltak (75 mintapont, 6,7%), vagy legalább 440 m tengerszint feletti magasságban voltak (79 mintapont, 7%). A 2001-es jégtörésnél a legfontosabb változónak a bükk elegyaránya mutatkozott (100), ezután következett csak a tengerszint feletti magasság (77). Az állomány magassága (54) és kora (31) ennél a bolygatásnál is a mérsékelt fontos változók közé tartozott. A kitettség (22) és lejtőmeredekség (20) most fordított sorrendben zárta a sort. Ez azt jelenti, hogy mind a két bolygatás kialakulásában a domborzati változók és az állományváltozók egyaránt fontos szerepet játszottak.

Tehát a CVA, és a CART analízis eredményei hasonló fontossági sorrendet állapítottak meg a használt magyarázó változók alapján. Az egyetlen kivétel a kitettség, mely némileg különböző helyet foglal el a csoportosító változók fontossági sorában a két elemzés esetén, de ez a különbség adódhat kitettség változójának a CVA elemzésnél használt egyszerűsítéséből is (ld. 69.oldal). Mindkét analízis szerint egyaránt a bükk elegyarány és a tengerszint feletti magasság volt a legfontosabb csoportosító változó a két bolygatás esetén. Azt is mindkét elemzés kimutatta, hogy a 2001 évi bolygatásnál a bükk elegyarány szerepe fokozottabban mutatkozott.



a



b

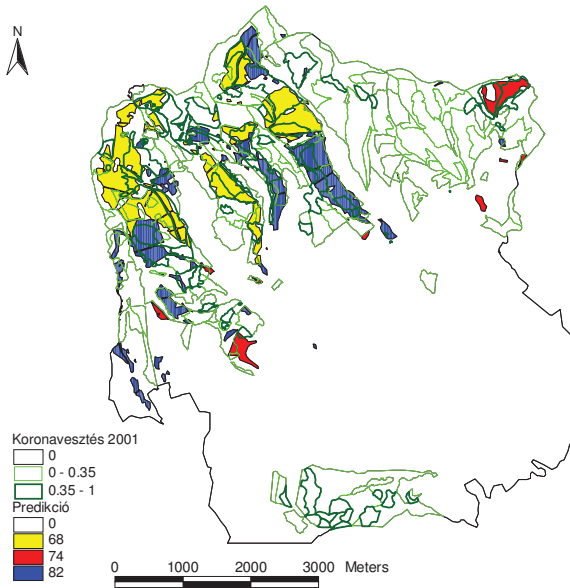
4.20.a-b ábra Az 1996 (a) és 2001 (b) évi intenzív koronavírusos esetek klasszifikációs fái (NB=nem bolygatott, UJ=intenzív jártórészt szenvedett, tszfm: tengerszint feletti magasság, égtáj: kitettség, B\_elegy: bükk elegyarány, magas: állomány magasság, kor: állomány kora). A CART fa elágazásainál az aktuális vágás szabálya (pl. t.sz.f.m.<=526,27) látható, melynek „igaz” ága balra, „hamis” ága mindig jobbra helyezkedik el. A cellákban látható a két csoport elemszáma az adott vizsgálati lépésnél, a jobb felső sarokban levő betűjel, pedig az aktuális csoportbesorolást mutatja.

### 4.2.3 A predikció és a 2001-es bolygatás viszonya

Az 1996-os jégtörés vizsgálata során Aszalós (2003) valószínűségi térképeket készített a vizsgált területre, melyeken feltüntette, hogy adott területen mekkora a valószínűsége egy hasonló bolygatás kialakulásának. Érdekes megnézni hogy az 1996-os jégtörés vizsgálata alapján megrajzolt predikciós térképen hogy helyezkednek el a 2001-es jégtörés foltjai.

Amint azt a 4.21. ábra mutatja az egybeesés közel sem teljes. Vannak 82%-os valószínűséggel érintettnek jelzett foltok (összes terület 21 ha, ld. 4.17. táblázat), amelyeken nem látjuk nyomát a 2001-es törésnek. Ennek egyik oka, hogy egy részükben 1996-ban szinte teljes volt a végleges koronavesztés, így nem maradt mi törjön 2001-re. Másik fő oka, hogy ezen foltok alacsonyabb t.sz.f. magasságban helyezkednek el, és egy részüket az 1999-es széldöntés is érintette. Sokkal érdekesebb, hogy mivel magyarázható az olyan foltok koncentrált előfordulása, amelyek a 0%-os jósolt veszélyeztetettség ellenére intenzív jégtörést szenvedtek 2001-ben (összes terület 189 ha, ld. 4.17. táblázat). Ezeknek a foltoknak a jó része olyan foltok mellett/között fekszik, melyekre nagy valószínűséggel jégtörést jelzett Aszalós modellje. Az is megfigyelhető, hogy jellemzően völgyfölkben helyezkednek el. Itt valószínűleg a völgyfölkben kialakuló olyan mikroklíma lehet felelős a jégtörés kialakulásáért, amit a domborzati változók önmagukban nem tudnak jelezni. A foltok másik része a Pap-hegy déli oldalán helyezkedik el. Ez a terület Aszalós mintaterületének szélén helyezkedett el, ő bolygatást nem jelzett rajta. A terepi vizsgálatok alapján 1996-ban kevés bolygatott folt, 2001-ben viszont jelentős területű bolygatás történt itt (4.14. ábra). A terület kitétségszemponjtjából markánsan különbözik az erdészet többi erdejétől, így az 1996-os jégtörés alapján történt predikció nem jelezte előre a jégtörést. Hogy mégis megtörtént, az a két esemény kialakulásáért felelős időjárási helyzetek különbözőségének következménye lehet. Amennyiben csak annyit vizsgálunk, hogy predikált-e törést a modell által létrehozott térkép, és történt-e bármiféle bolygatás a területen, akkor a predikció hatékonysága 62% (4.17. táblázat).





4.21. ábra. A 2001-es intenzívén és sporadikusan jégtörött foltok elhelyezkedése az 1996-os jégtörés alapján becsült veszélyeztetettség függvényében.

4.17. táblázat Aszalós (2003) predikciója által előrejelzett, illetve a 2001 évi bolygatás viszonya a foltok összesített területe szerint

A jégtörés valószínűsége a modell szerint	Koronavesztés 2001		
	Nincs (ha)	Sporadikus (<0,35) (ha)	Intenzív (>=0,35) (ha)
0 %	2475	957	189
68 %	3	113	77
74 %	12	4	14
82 %	21	84	53

## 5. Értékelés



A Szén-patak völgye a 2001 évi jégtörés után (Fotó: Ruff János, 2001.05. 10.)

**Milyen új információkat szolgáltat a legjobb referencia erdők bolygatás mintázatainak vizsgálata? Milyen összefüggés van a természeti folyamatok szabad érvényesülésének időtartama és a lékdinamika jellemzői közt?**

A megvizsgált rezervátumok különböző területűek, eltérő fafajösszetételűek és előtörténetük is más. Žofín és Kékes nagyobb területű rezervátumok és szerkezetük közelebb áll a természetes erdőhöz, mint az Őserdő. A fafajösszetételt tekintve fontos megjegyezni, hogy Žofínban túlevelű fajok is előfordulnak (luc, jegenyefenyő), ami biztosan befolyásolja a faállomány dinamikai folyamatait. A magyarországi rezervátumokból ezek a fajok hiányoznak.

**A lékek területrészesedése**

Eredményeim szerint az erdőterület lékkel borított hányada egyik rezervátumban sem haladta meg a 11%-ot. Mind a lékterület aránya, mind az átlagos lékméret hasonlóan mutatkozott a más mérsékeltövi és trópusi természetes erdőkben tapasztaltakhoz (Drössler & Lüpke 2005, Fujita et al. 2003a, b, Henbo et al. 2004, McCarthy 2001 összegyűjtött adatai, Mountford 2004, Ott & Juday 2002; Piovesan et al. 2005, Zeibig et al. 2005). A kis méretű lékek (<50 m<sup>2</sup>) aránya magas volt (ld. még Wijdeven 2003). A lékek átlagos átmérője ezek alapján jellemzően kisebb, mint egy fahossz. A gazdálkodással soha nem érintett állományokban ezek a mutatók időben állandóbbnak bizonyultak, mint az Őserdőben.

**Lékdinamikai folyamatok**

A lékdinamikai folyamatok rátáját tekintve az átlagos terület százalék, melyen léknyílás következett be szintén hasonló az irodalmi adatokhoz (pl. Runkle 1985, Sousa 1984). Azt is láttuk, hogy a faállomány dinamikája intenzívebb volt minden vizsgált időszakban, mint amit pusztán a teljes lékterület változása mutatna. Ez azt jelenti, hogy intenzív lékképződés és záródás zajlott párhuzamosan a rezervátumokban. Ennek ellenére a lékjellemzők (lékszám, méreteloszlás) az egyes vizsgálati időpontokban nagyon hasonlóan mutatkoztak. Különösen igaz ez Žofín esetében, ahol tulajdonképpen dinamikus egyensúlyt tapasztaltunk a vizsgált 33 évben. De megjegyzendő, hogy még természetes erdőkben sem áll fenn folyamatosan ez az egyensúly, ritka, intenzív természetes bolygatások kitérítethetik az állományt ebből finom léptékű bolygatások által fenntartott egyensúlyból. Ezt demonstrálja a Žofínban 2007 január

18-án a Kyril elnevezésű vihar által előidézett széldöntés, amely az állomány 20%-át érintette (Vrška személyes közlés). Az intenzív bolygatások szerepét a finom léptékű lékdinamika intenzitása is alátámasztja. A lékdinamikával érintett éves terület (kb. 0,1%) alapján több, mint 1000 éves visszatérési időt feltételezhetünk, ami túlzottan hosszúnak tűnik a főbb fafajok átlagos életidejéhez képest.

Az Őserdő eltérő viselkedésében több tényező egyszerre játszik szerepet. Kis területe, a benne korábban történt erdészeti beavatkozások és a 2004 évi erősebb szélvihar egyaránt alakították a lékdinamikai folyamatokat, illetve ezek területrészesedését.

A vizsgálat korai szakaszában az átlagos lékméretetek kisebbek voltak, mint a másik két rezervátumban. Mivel a lékméretet jelentősen befolyásolja az állomány egyedeinek koronamérete, ez valószínűleg azzal magyarázható, hogy az 1970-es években nem voltak akkora egyedek az állomány uralkodó szintjében, mint később, vagy a másik két rezervátumban. Ez pedig az előzetes gazdálkodás következménye. Viszont a fiatalabb (1980 után, különösen a 2000-2005 időszakban keletkezett) lékek jó része egyre nagyobb méretű, és a terület lankásabb DK-i részén található. Két fontos oka lehet ennek a jelenségnek. Először is ez a terület rendelkezik a legjobb termőhelyi viszonyokkal. A mély talaj miatt a fák nagy az éves növedéke. A hajdani kezelések pedig biztosították a szabad növekedést. Ennek eredményeképp a faegyedek egymástól távol helyezkednek el a rezervátumnak ezen a részén, időközben nagy koronát növesztettek, és nem kerültek alászorult helyzetbe életük folyamán. Ezért ezek a nagy idős egyedek fogékonyabbak a bolygatásokra, és egyetlen egyed pusztulása is nagy léket eredményez. Másrészt terepi megfigyeléseim is igazolták, hogy a 2004-es széldöntés eredményeként keletkezett nagyméretű lékek 2005-ben tovább nyíltak, amikor néhány erősebb vihar a lékszéleken újabb fákat döntött ki. Ezek a megfigyelések is erősítik azt az elméletet, hogy a szél jelentős bolygató tényező a régióban (ld. Nagel & Diaci 2006, Splechna & Gratzner 2005, Ulanova 2000). Megfigyeléseim a lék továbbnyílásának (pl. a lékszéli fák elhalásával) a lékdinamikában játszott fontos szerepét is kiemelik (ld még. Drössler & Lüpke 2005, McCarthy 2001, Worall et al. 2005).

Összességében elmondható tehát, hogy olyan mértékű változások indultak az Őserdő állományában, melyeket a két másik rezervátumban nem tapasztaltam. Az Őserdő egy szabályos véghasználat után felújított, évtizedekig hagyományosan kezelt erdő felhagyása utáni állapotot mutat. Ennek alapján úgy tűnik, hogy a 80 év beavatkozásmentes időszak után az állomány nem mutatja a természetes erdőkben tapasztalt kvázi dinamikus egyensúlyt. Az eredetüket tekintve közel egykorú erdőrészek (a termőhelyi tényezők térbeli heterogenitása és az eltérő előhasználat-történetű foltok előfordulása ellenére is) szinkronizáltabban

„öregszenek” mint a heterogén méret- és korösszetételű állományok. A dinamikus egyensúly („shifting mosaic steady state”, sensu Borman & Likens 1979) elérése úgy tűnik, sokkal hosszabb időbe kerül egy ilyen, valaha vágásos üzemmódban kezelt állomány esetén.

Mivel a vizsgált állomány kis területű (25 ha), a természetes állományfejlődés kimenete nehezen jósolható. Ez a terület egyértelműen kisebb, mint egy közép-európai bükkösben az egyes erdőfejlődési állapotok dinamikus egyensúlyának kialakulásához minimálisan szükséges területméret („minimum dynamic area”, sensu White & Pickett). Ezért ebben az esetben az állomány mérete maga szab határt a dinamikáról szóló általános következtetés levonásának (Holeksa 1993).

## Milyen dinamikai válaszok figyelhetők meg a bolygatások hatására?

### Mortalitás

A természetes erdődinamikai folyamatok szabad érvényesülésének egy fontos velejárója a holt faanyag folyamatos „termelődése”, s az eltérő méretű és korhadási állapotú holt faanyag folyamatos elérhetősége. Ennek jelentőségét a biodiverzitás megőrzésében nem lehet eléggé hangsúlyozni (Christensen et al. 2005, Müller et al. 2007). Azt, hogy mely egyedek halnak meg, alapvetően a kompetíció és a természetes bolygatások határozzák meg. Az elhaló fák mérete erősen függ a fejlődési fázistól (Czajlik et al. 2003b, Wijdeven 2003), a fiatal kohorszokat tartalmazó fázisokban az öngyérülés folyamata jellemző, míg a nagyobb egyedek általában valamilyen bolygatás során halnak el.

A jelen vizsgálatban a felülről észlelhető lékdinamika és a mortalitás elemi eseményei közötti összefüggést kerestem a háttérben zajló folyamatok jobb megértéséhez. Žofínban a vizsgált területen elpusztult egyedek között minden méretkategória képviselői szerepeltek. A vizsgált időszakban a lékek képzésében illetve továbbnyílásában jellemzően kevés szimultán esemény játszott szerepet, döntően 1-3 nagyobb méretű faegyed elhalása következett be egyszerre. Hasonló adatokat közöltek pl. Drössler és Lüpke (2005) szlovákiai, Meyer és mtsai. (2003), Zeibig és mtsai. (2005) dél-európai bükkösökből. Az elhaló egyedek mérete erősen meghatározta, hogy képződött-e lék a helyükön, hiszen több koronaszint esetén a nagyobb egyedek találhatók a felső koronaszintben, ezek elhalása többnyire léknyílást eredményez. A kisebb átmérőjű, alacsonyabb egyedek valószínűbb, hogy alászorult helyzetben, talán épp alászorultságuk miatt pusztulnak el.

Érdekes eredmény, hogy a lombhullató fajok fontosabbnak tűntek a lékképzés során, mint a tűlevelűek. Ennek oka valószínűleg összetett. Egyrészt amiatt alakult így, mert koronaszerkezetük más, szélesebb a koronájuk vízszintes vetülete, mint az azonos átmérőjű tűlevelűeké. Másrészt a jegenyefenyők legnagyobb egyedei jellemzően 40 méternél magasabba nőnek és koronáik kimagasodnak az alattuk elhelyezkedő zárt lombszintből, ami szintén azt eredményezheti, hogy utánuk nem keletkezik érzékelhető méretű lék.

Másik összefüggés a méret és lékképzés közt, hogy még egy nagyméretű, kisebb koronával rendelkező egyed halála is okozhat relatíve kis méretű léket, ami olyan gyorsan záródhat, hogy 10 évente készített légifelvételekkel nem detektálható. Ez magyarázhatja, hogy az 50-90 cm átmérőjű lucok esetén miért kisebb a vártnál a lékképző egyedek aránya. Haywood (2002) vizsgálatai szerint lék széli helyzetben a bükk oldalnövekedése átlagosan 10 cm/év, de ettől

jelentős eltérések is előfordulhatnak. Ez a növekedési erély nagy mértékben képes befolyásolni a kisebb lékek megtalálhatóságát. Az alsóbb lombkoronaszintek szerepe szintén fontosnak tűnik a fellazult felső szint kitöltésében (ld. még Christensen et al. 2007). Jó példa erre, hogy a mintaterületen előfordultak olyan nagy bükkök, melyek nem képeztek léket, holott nem volt körülöttük hasonlóan nagy méretű egyed, de sok, az állományba újonnan benőtt egyed volt a környezetükben.

## Felújulás

Részletesen vizsgáltam az Őserdő lékjeiben a fásszárúak felújulásának dinamikáját, illetve azokat a tényezőket, melyek hatással lehetnek a megtelepedett újulat felnövekedésére. A megvizsgált lékekben az újulat mennyisége 40-50000 db/ha, ami bőven elegendő az erdő folyamatos fennmaradásához (Evans 1984). A természetes úton létrejött kisméretű lékekben a felújulást biztosító újulat megfelelő számban képes megtelepedni, és hosszú távon fennmaradni. A vizsgálat nem terjedt ki a lékméretnek a felújulás sikerére való hatására, mivel nem rendelkezem hosszú távú adatokkal sem az újulat növekedéséről, sem minden vizsgált lék kiindulási méretéről. Ilyen információk azonban rendelkezésre állnak kísérletes vizsgálatokból (magyarországi bükkösökből pl. Gálhidy et al. 2006, Mihók et al. 2005). Vizsgáltam viszont a lék korának hatását az újulat megtelepedésére és túlélésére. Az idősebb lékekben több mag tudott kicsírázni, amiben szerepet játszhat, hogy kevésbé dús az aljnövényzet, több a megfelelő megtelepedési felszín. A magoncok túlélését azonban már valószínűleg nem biztosítják úgy ezek a lékek, mint a fiatalabbak. Így a <0,5 m-es méretosztályban nem találtunk szignifikáns eltérést az egyedszámban. Ennek oka több tényező is lehet, különösen fontos az elérhető fény mennyisége, a vadhatás eltérő ereje és a magtermés térbeli különbségei.

A vad hatása jelentős a területen. Az állományban jelenleg táplálkozó vadállomány az újulat felnövekedését meggátolja. Rendkívül nagy arányú az újulat egyedeinek rágottsága (85% és 95,4% a <0,5 m és a 0,5-1 m kategóriákban). Ebben az esetben jól érzékelhető a vadállomány, és ezzel párhuzamosan a vadhatás növekedése a területen. A rágás olyan intenzív, hogy 1 méternél magasabbra nem tudott nőni az újulat. Mintámban az 1-2 m magassági osztályban nem szerepelt egyetlen egyed sem. Két méternél magasabb újulatot is csak idős lékekben találtam, mert az ilyen lékekben korábban növekedésnek indult újulat még fel tudott nőni.

Az Országos Vadgazdálkodási Adattár adatai alapján a muflon (*Ovis musimon* Schreb.), a gímszarvas (*Cervus elaphus* L.), az őz (*Capreolus capreolus* L.) és a vaddisznó (*Sus scrofa*

L.) becslült populációméretei 2-5-szörösre növekedtek a környező megyékben 1980 óta. Az egyes fajoknak eltérő a táplálékpreferenciája, eltérő mértékben fogyasztják az egyes fásszárú fajokat (pl. Gebert & Verheyden-Tixier 2001, Heroldová 1996, Homolka 1993). Ugyan nincs rendelkezésre álló adat az egyes fajok területhasználatáról, de más szerzők eredményeihez hasonlóan (pl. Ammer 1996, Čermák & Mrkva 2003, Modrý et al. 2004) az egyértelműen kimutatható, hogy az elegyfajok (kőris, korai juhar) egyedei nagyobb arányban sérültek, mint a bükk. Az újulat fajösszetétele változott az egyes magassági osztályokban, mivel a magasabb kategóriákban a bükk gyakoribb volt. Azonban ez nem egyértelműen csak a növényevők hatása, mivel a fényért való versengés önmagában, vagy az eltérő vadhatással kombinálva szintén okozhatja az elegyfajok csökkent túlélését (Ammer 1996, Emborg 1998, Harmer & Gill 2000, Lei & Lechowicz 1998, Messaoud & Houle 2006, Modrý et al. 2004) de az egyes fajok rágás utáni regenerálódása is más lehet.

A vad növényzetre gyakorolt hatása azonban tájleptékben is vizsgálandó, hiszen a mindösszesen 25 hektáros Őserdőben táplálkozó állatok ennél jóval nagyobb területet használnak. Ezért elmondható, hogy az Őserdő állapotáért a környező gazdasági erdők kezelésmódja is felelős. A jelenleg országosan általános vágásos üzemmódban történő erdőkezelés sematikus alkalmazása és ennek járulékos következményei jelentősen csökkenthetik a vad számára elérhető táplálék mennyiségét, és szűkíthetik a minőségi skálát. Az erdőkezelés egyszerűsítése céljából a cserjék eltávolítása mind minőségi, mind mennyiségi táplálékkieséshez vezet (pl. Mátrai & Szemethy 2000, Mátrai et al. 2004). Az egykorú állományok térbeli korosztálymegoszlása is befolyásolhatja a táplálék elérhetőségét, ha a fényszegény rudas állományok kerülnek túlsúlyba, az idős, fénygazdagabb, erősebb cserjeszintű állományokkal szemben (Szmorad 2000). A felújítási területek bekerítése szintén táplálkozóhely-megvonást jelent (Szemethy et al. 1994).

Bár a bükk Őserdő erdőrezervátum magterület, és benne semmiféle erdőgazdálkodás nem folyik, a nagyvadak túl magas egyedsűrűsége leállíthatja a terület felújulását, így nem kerülhet birtokunkba az a tudás, amelynek megszerzésére a rezervátumot létrehozták.

#### A fejlődési fázisok és a lékdinamika kapcsolata

Mivel Közép-Európában az erdődinamika leírásának legfontosabb eszköze a fejlődési fázisok és stádiumok által leírt erdőciklus modellje (ld. Czajlik 1996, Korpel 1995, Leibundgut 1959, Mayer 1984, Průša 1985, Zukrigl et al 1963), fontos lépése a lékdinamikai jellemzésnek, hogy kapcsolatot találjunk a két módszer, illetve a két módszer eredménye között. A lékdinamika



elmélete egyed alapon vizsgálja a természetes folyamatokat (Peterken 1996, Runkle 1985, White & Pickett 1985). A bolygatások eredményeként létrejövő különböző méretű és korú lékek, melyek az egyedek halálával keletkeztek, nagyobb térléptékben az erdő mozaikos mintázatát eredményezik. Ez a mozaik az erdőfejlődés különböző stádiumában levő foltokból áll – ezek a stádiumok megfeleltethetők vagy összefüggésbe hozhatók az erdőciklus fázisaival/stádiumaival. Vagyis a két elmélet ugyanazokat a folyamatokat eltérő térléptékben vizsgálja.

Dolgozatomban egy erdőállomány ugyanazon időpontról készült fejlődési fázis térképét és léktérképét hasonlítottam össze. Eredményeim azt mutatták, hogy a felújulási fázisban egységnyi területen sok lék helyezkedik el, jellemző a nagy lékméret, de nagy az átlagos lékméret szórása. Hasonló képet mutat az összeroppanási fázis is. Mivel ezekben a fázisokban általában nagy méretű egyedek, gyakran többesével pusztulnak el és az idős egyedek elhalása meghatározó felismerési bélyege ezen fázisoknak, a fenti eredmények nem meglepőek. A két fázis a légifotó alapján nem választható szét, lévén, hogy legfontosabb elkülönítési bélyegük a faállomány szempontjából a fiatal egyedek száma, melyek a légi felvételen nem láthatók. Legkevesebb lék az optimális fázisban volt tapasztalható, ahol jellemzően kisméretű lékeket találtam. Az öregedési fázisban tapasztalt lékméret hasonló volt az optimális fáziséhoz, de egységnyi területre kétszer annyi lék jutott. Ezekben a fázisokban tehát meghatározóan egy fás lékek fordultak elő, melyek száma az öregedési fázisban megnőtt, hiszen ebben a fázisban a felső koronaszint egyedeinek fokozottabb pusztulása jellemző. A gyarapodási fázis lékszáma a felújulási fáziséhoz hasonlított, míg lékméret tekintetében inkább az optimális fázishoz közelített. Vagyis itt a felnövekvő egyedek miatt csökkent lékméret figyelhető meg a felújuláshoz képest, de a lékek teljes betöltődése még kevésbé jellemző. A szálaló szakasz valójában tulajdonképpen az összes többi fázis igen kis területen való együttes előfordulása (Czárlik et al. 2003b). A fázisok kis területe miatt a lékméretek itt voltak a legkisebbek, míg a lékszám és lékterület-arány a többi fázis egyfajta átlagát mutatta.

A fentiek alapján tehát az egyes fejlődési fázisok jellemezhetők a bennük található lékek méretével és területegységre eső számával. Azonban ezen jellemzők alapján nem egyértelműen beazonosíthatók. Fontos terepi információk, pl. az újlutra vonatkozó adatok nem nélkülözhetők a fázisok meghatározásánál.

## **Milyen okokra vezethető vissza a bürzsönyi gazdasági erdők két jégtörésének kialakulása?**

### **A domborzat hatása**

Sok korábbi vizsgálat kimutatta, hogy a domborzatnak szerepe van az intenzív jégtörések kialakulásában (Bragg et al. 2003, Duguay et al. 2001, Millward & Kraft 2004, Mou & Warillow 2000, Rhoads et al. 2002, Seischab et al. 1993, Warillow & Mou 1999). De a domborzati változókkal (tengerszint feletti magasság, kitettség, lejtő meredekség) való erős statisztikai összefüggés nem minden esetben egyértelmű. Sok esetben nehéz a jég hatásának elkülönítése is a vele sokszor együtt előforduló szélviharokétól. Királyréten a bolygatás legfontosabb közvetlen kiváltó tényezője a vastag jéglerakódás volt, amelynek súlyát a fák képtelenek voltak megtartani. Ahogy más vizsgálatok mutatták (Bragg et al. 2003, Millward & Kraft 2004), a – domborzat által is meghatározott – mikroklíma befolyásolhatja a jégtörés mértékét, akár a lerakódott jégréteg vastagságának befolyásolásával. Így a bizonyos tengerszint feletti magasságok fontossága a jégtörés kialakulásában érthetővé válik. A lejtő meredekség növelheti a bolygatás intenzitását, mivel a meredekebb oldalakon az egyes fák stabilitása is gyengébb, de a dominó-effektus szintén könnyebben kialakul ilyen helyeken. A kitettség és a bolygatás intenzitásának kapcsolata már bonyolultabb összefüggésként jelentkezik, mivel a kitettség és a fafajösszetétel erősen összefügg egymással.

### **A faállomány hatása**

A fafajösszetétel fontos tényező volt a jégtörés kialakulásában, mivel főként a bükk dominálta állományokat érintették a bolygatások. A fafajok eltérő érzékenységét már sok szerző kimutatta (Duguay et al. 2001, Melancon & Lechowicz 1987, Rhoads et al. 2002, Warillow & Mou 1999). Bragg és munkatársai (2003) azt találták, hogy a fajok érzékenysége függ a koronamérettől, a korona alakjától, a faanyag erősségétől és a növekedési módtól, míg Warillow és Mou (1999) azt mutatta ki, hogy a faanyag erőssége kevésbé fontos, mint a korona mérete és a gyökérzet mélysége. A bél korhadása szintén fontos jégtörésre való hajlamosító tényezőnek bizonyult. A bükk jégtörésre való érzékenységéről számolt be Melancon és Lechowicz (1987) és Rhoads és munkatársai (2002), míg Canham és munkatársai (2001) azt találták, hogy a bükk érzékenységét alapvetően egy betegsége („beech bark disease”) befolyásolja.

Néhány tanulmány (pl. Rhoads et al. 2002) kimutatta, hogy a magasabb és idősebb állományok érzékenyebbek voltak a bolygatásra, mint a fiatalok. A királyréti eredmények szintén pozitív összefüggést mutattak az állomány kora és a bolygatás kialakulása közt, mivel jellemzően a 60-70 évnél idősebb állományok törtek.

A sudarlósság, az állomány kezdeti denzitása és a gyéritések gyakorisága, körülményei egymással összefüggő jellemzők. Eredményeimhez hasonlóan más szerzők is tárgyalják, hogy az egyes fák stabilitása a növekvő sudarlóssággal csökken (Bondor et al. 1972, Bragg et al. 2003, Canham et al. 2001, van Dyke 1999, Wilson & Oliver 2000). Bár látszólag ellentmondásos, hogy i) a nagy denzitású állományok a nagy magasság:átmérő arány kialakulását segítik elő, és ii) az intenzív gyérités növeli az állomány érzékenységét a bolygatásokra. Pedig a kezdeti denzitás és a korai tisztítás/gyérités hiánya növeli az érzékenységet a sudarlós, sekély gyökérzetű egyedek kialakulása miatt (Wilson & Oliver 2000); a túlzott gyérités - különösen, ha a bolygató tényező megjelenés előtt nem sokkal történik - szintén növelheti az állomány érzékenységét. (pl. Morris & Ostrofsky 2005).

Az ordinációs és CART elemzésekkel megpróbáltam megmutatni az egyes háttérváltozók relatív fontosságát a jégtörések kialakulásában. Ebben nehézséget okozott, hogy a változóim térbeli felbontása nem volt egyforma. A domborzati változók egy 5x5 méter felbontású raszteres állományból származtak és a bolygatott foltok térképezése is körülbelül ennek megfelelő térleptékű volt. De a faállományt leíró információk az átlagosan 4 hektár terület erdőrésztelre vonatkozó átlagokat tartalmaztak. Másfajta probléma volt, hogy a 2001 évi törés nem független az 1996-ostól. Valamint az is egyértelmű, hogy az egyes háttérváltozók sem függetlenek egymástól. Emellett például a CART elemzés által kimutatott keleties kitettségű állományok érzékenysége valószínűleg nem közvetlenül a kitettség következménye (mikroklíma hatás), inkább a bükk előfordulás indirekt hatása. Ugyanis a bükkös zóna alatt a bükk jellemzően a keleties lejtőkön jelenik meg.

A fentiekhez hasonlóan az állomány jellemzői és a kezelés hatása is nehezen elválasztható egymástól, mivel az állomány változóit legalább részben a kezelés befolyásolja (pl. fajösszetétel, állomány kora, szerkezete). Ezért próbáltam a sudarlósság hatását egy relatíve homogén almintán (50 évnél idősebb bükkös) vizsgálni.

## A predikció hatékonysága

A predikciók megbízhatósága több szempontból is korlátos. Egyebek mellett fontos korlát, hogy eredményük nagyban függ attól, hogy mennyire volt reprezentatív az a tanulóterület, amit a vizsgált jelenség és potenciális magyarázó változói közötti összefüggések feltárására használtunk. Azt is meg kell említeni, hogy egyáltalán nem biztos, hogy minden potenciálisan fontos magyarázóváltozóról rendelkezünk adattal (Aszalós 2003). Emellett itt egy olyan vizsgálati területről van szó, amely a 2001 évi bolygatás előtt több különböző bolygatást is elszenvedett, így ezek hatása is szerepet játszhat a 2001 évi bolygatás kialakulásában.

Mindezek azt mutatják, hogy bár eme természetes bolygatások mintázatai és a potenciális magyarázó változók közötti összefüggések feltárása sok érdekes eredményt ad, az ezekre épülő predikció megbízhatósága kérdéses.

## 6. Kitekintés – Alkalmazás



The Hurricane Tree. Jocke Berglund felvétele, Småland 2005.

A képen egy széldöntés és erdészeti gépek nyomai egy lombos fa képét formálják. Emlékeztetve az embert, hogy ebben a tájban a széldöntésnek jobban ellenálló lombhullató elegyes állományok állhatnának a tüvelevű ültetvények helyett.

## **Alkalmazhatók-e az archív légifelvételek a bolygatások vizsgálatára? Milyen előnyei és milyen hátrányai vannak a távérzékeléses módszernek?**

Megállapítható, hogy a légifotók használata fontos, hasznos eszköznek bizonyult a lékdinamika visszamenőleges vizsgálatában. A módszer használhatóságának érdemi korlátot maguk a fotók szabtak. Két lényeges nehézséggel kellett megküzdeni: *i)* a különböző időpontokban készült fotók eltérő szögből készültek vizsgálati területeimről; *ii)* a fotók felbontása nem volt azonos. A különböző felbontás hatása egyértelmű. A szög-hatás több problémát is okozott. A lécek elhelyezkedése "vándorolt" a különböző időpontok közt, valamint alakjuk és területük is változott. A vándorlás problémáját a projekt során kifejlesztett ArcView alkalmazás segítségével korrigáltuk a lécek digitalizálása közben. A terület és alak probléma megoldására a 3D vizsgálat a legalkalmasabb. Ehhez azonban egyrészt légifotó sztereopárokra kell rendelkezniünk, amire archív felvételek használata esetén nem mindig számíthatunk. Másik probléma a technikai háttér, sztereokomparátor, megfelelő térinformatikai szoftver hiánya lehet.

A légifotók alapján a számítógépen digitalizált, illetve a terepi ellenőrzések alkalmával a helyszínen (alulról megfigyelve) rajzolt lékmintázatok összehasonlításakor fontos tapasztalat volt, hogy a távérzékelésen alapuló lékdinamikai vizsgálatok egyik kritikus lépése a lécek bezáródásának detektálása. Számos esetben a számítógépen digitalizálás alkalmával bezáródottnak ítélt léceket a terepi ellenőrzés során még lékként azonosítottuk, mert bennük a feltörekvő újulat magassága még nem érte el a 8 métert (Kovács K. szóbeli közlés).

Žofin vizsgálata során lettem figyelmes arra, hogy a túlevelű fajoknak a lombhullatóktól eltérő koronajellemzői jelentősen eltérő szerephez jutattják ezeket a fajokat a lékdinamikai folyamatokban. Ez a felfedezés azonban módszertani problémákat is felvet. Koronaszerkezetük miatt ugyanis ezen fajok egyedei kevésbé látszanak a légifelvételeken. Különösen igaz ez az épp felnövekvő vagy elhaló egyedekre, amelyek alacsony és kis kiterjedésű lombzattal, vagy épp lomb nélküli vékony ágakkal rendelkeznek. Vagyis egy túlevelű egyednek magasabbra kell nőnie, hogy láthatóvá váljék a fotón. Mindezek miatt a lécek szélének meghatározása bizonytalanabb, ha túlevelű egyed van a határzónában.

A Kékesen pedig azt lehetett jól megfigyelni, hogy a domborzat meredeksége megnehezítette a lécek felismerését és méretük meghatározását.

Mindemellett az erdődinamika tanulmányozása igen hosszú vizsgálatokat igényel. Az a néhány tíz év, amit egy kutató a témával tölthet, viszonylag rövid idő. A távérzékelés segíthet ezen a problémán. Az archív légifotó sorozatok elemzése alapján a múltbeli

állománydinamika fontosabb eseményei nyomonkövethetők. De ez a módszer nem helyettesítheti a terepi vizsgálatokat (pl. újulatra, holtfára vonatkozó információk). A két forrás információinak együttes értelmezése vezethet el az erdődinamikai folyamatok alapos ismeretéhez.

**Milyen ajánlások fogalmazhatók meg a fentiek alapján az erdők kezelői (erdőgazdálkodó, természetvédelem) számára?**

Gyakorlati szempontból azt gondolom, hogy eredményeim annak demonstrálásában fontosak, hogy üde mérsékelt övi erdőkben a természetes folyamatok általában kisméretű lékeket hoznak létre a felújulás számára. Az átlagos lékméret 100 m<sup>2</sup>-nél kisebb volt mindegyik vizsgált rezervátumban, ami kb. 1/2 fahossz átmérőjű kör területének felel meg. Talán ennél is fontosabb, hogy az egyes lékméret-kategóriák hasonló részesedést mutattak a három rezervátumban, illetve a dinamikai folyamatok által érintett területméret is hasonló volt.

Ezeknek az eredményeknek a gyakorlat számára hasznos üzenete van: a ma elterjedt vágásos erdőgazdálkodás gyakorlata bükköseinkben (is) a természetes folyamatok uralta erdőkhöz képest sokkal nagyobb vágásterületek alkalmazásával újítja fel az állományokat. Mint kapcsolódó vizsgálatok (Gálhidy et al 2006, Mihók et al. 2005, Mihók et al. 2007) megmutatták, egyéb, pl. természetvédelmi szempontból negatív hatások mellett e gyakorlat a sikeres erdőfelújítás szempontjából is káros, hiszen az újulat megtelepedési esélye, faji összetétele, és a konkurenciát jelentő lágyszárúak mennyiségi és minőségi jellemzői erősen lékméret-függőek.

A lékdinamika megfigyelt különbségei arra is felhívják a figyelmet, hogy a korábban vágásos üzemmódban használt erdők magára hagyása után beinduló erdőfejlődés csak hosszabb idő után, nem egy lépésben vezet el a természetes erdőkéhez hasonló heterogén faállomány-szerkezet kialakulásához. Az Őserdő vizsgálata azt mutatta, hogy ez az állomány kb. 80 év kezelésmentes időszak után másként viselkedik, mint a természetközeli állományok. Ezt a különbséget figyelembe kell venni mind a természetvédelmi erdőkezelés, mind a természetközeli erdőgazdálkodás természeti folyamatokra építő eljárásainak kidolgozása során (Standovár 2006).

A Börzsöny gazdasági érdeinek bolygatásai szintén nem egyedi problémát jelentenek. Erdeinkben – gazdasági érdeinkben is – természetes bolygatások mindig voltak, és mindig lesznek. Ezek intenzitása egyaránt függ a topográfiai viszonyoktól és az erdőállomány szerkezetétől, összetételétől. A domborzati adottságok nem változtathatók, a gazdasági erdőállományokra viszont a kezelés módja erősen rányomja a bélyegét, és hosszú távú érdek, hogy minél ellenállóbb állományokat neveljünk. Jégtörés esetén elegyfajok megléte, az állomány szerkezet változatosága, a korszerkezet heterogenitása, a nevelési munkák ütemezése fontos tényező lehet.



A gazdálkodás során tehát kívánatos volna olyan csoportos elő- és véghasználatok alkalmazása, amelyek a korszerkezetet, szintezettséget, záródásmintázatot változatosabbá tennék. Ez a vágásos üzemmód keretein belül a hagyományos hálózatos, sematikus módszerek felhagyásával lehetséges. De a száraló, csoportos száraló technológiák használatával ennél jobban közelíthető a természetes folyamatok által létrejött erdőszerkezet. Az Őserdő felújulásának vizsgálata során arra jutottam, hogy a lékekben megtelepedő természetes újulatnak a denzitása és fajösszetétele is megfelelő a természetes felújulás biztosításához és az állomány hosszú távú fennmaradásához. Bár a jelenlegi vadhatás megakadályozza az újulat felnövekedését és a szelektív rágás miatt megváltoztatja fajösszetételét. Mivel az Őserdőben táplálkozó vadfajok jelentősen nagyobb területet használnak, mint a rezervátum, tájléptékben lenne értelme ezt a problémát kezelni a környező állományok természetes folyamatokra alapozó kezelésével. Ez a vadélőhely minőségét javítaná (pl. cserjeszint folyamatos jelenléte), így csökkentené a vadhatást a rezervátumban. Bár ez az átállás nem egyszerű. Az állományok átalakítása valószínűleg csak alacsonyabb kiindulási vadlétszám mellett sikerülhet.

Összefoglalva a hazai gazdasági erdőkre vonatkozó meglátásaimat úgy gondolom, hogy a gyakran szabályozatlan erdőkiélések, túlhasználatok után a XX. században tervezett, szabályozott erdősfitések és kezelések zajlottak bükköseinkben. A vágásos gazdálkodás keretein belül olyan állományok jöttek létre, amelyek már más technológiákkal könnyen terelhetők természetesebb erdőállapotok felé. Az ebben az irányban történő továbblépéshez a legfontosabb jövőbeli feladatok a következők lehetnek:

- 1) Fontos lenne, a változatos erdőszerkezet kialakítására törekedni. Mivel többféle természetes bolygatás intenzitásának, kiterjedésének meghatározásában lényeges szerepet játszhat a faállomány szerkezete, ezért ennek hosszú távon gazdasági hatásai is lehetnek. A változatosabb erdőszerkezet kialakítása során ajánlatos olyan csoportos elő- és véghasználatok alkalmazása, amelyek a korszerkezetet, szintezettséget, záródásmintázatot változatosabbá teszik. Ez még a vágásos üzemmód keretein belül is lehetséges, a hagyományos hálózatos, sematikus módszerek felhagyásával (Somogyi 1998, 2000). Hosszú távon a száraló, csoportos száraló módszerek jelenthetnek megoldást.
- 2) A holt faanyag erdőben való meghagyására több figyelmet kellene fordítani. Különösen a nagyméretű elhalt törzsek igen fontosak számos erdei élőlénycsoport (gombák, rovarok, mohák, odúlakó madarak, denevérek) biodiverzitásának fenntartásában (Csóka 2000, Harmon et al. 1986, Ódor & Standovár 2001, Ódor et al. 2006, Siller et al. 2002). A holtfa

mennyiségét a gazdálkodás során többszörfordítás nélkül könnyen lehet növelni, például a kitermelt faanyag értéktelen részének helyben hagyásával, magasabb tuskók visszahagyásával (Csóka 2000, Somogyi 1998).

- 3) A fahasználatok alkalmával visszahagyott hagyásfákat lehetne úgy megválogatni, hogy a környező állomány felújulása után idősegyedként túlélhessenek, mivel az időse fáknek kiemelkedően fontos szerepe lenne az erdőben (ld. pl. Sódor et al. 2000). Ennek lényeges tényezője, hogy ne hálózatos elrendezésben egyesével, hanem csoportosan kerüljenek kiválasztásra.
- 4) A tájléptékű szemléletet fontos lenne erősíteni. A nagyméretű egybefüggő egykorú erdőtümbökben finom térbeli léptékű kezelés-mintázat kialakítása javasolható (Somogyi 1998).

A természetvédelem számára megfontolandó, hogy a jelenlegi, tiltásokra alapozott eszközrendszerrel eddig nem, vagy kevéssé jelentkeztek eredmények védett és fokozottan védett erdeink erdőszerkezetének alakulásában (Kenderes et al. 2007b). A Börzsönyi mintaterület legnagyobb része valójában védett erdő, a Duna-Ipoly Nemzeti Park része. Kíváló tanuló területe lehet annak, hogy a bolygatások után kialakuló heterogén állományszerkezet hogyan tartható fenn, illetve alakítható tovább a természetvédelem igényeinek figyelembevételével.

A természetvédelem számára másik sürgős és fontos feladat a bükkös társulásokról szóló tudományos ismeretek bővítése. A rendelkezésre álló irodalmak áttekintése során arra jutottam, hogy jelentős mennyiségű információval rendelkezünk a természetközeli bükkösök elterjedéséről, fontosabb erdőtípusairól, a bükk életmenet jellemzőiről és az állományok mérhető tulajdonságairól (pl. elegyarány, fatérfogat, körlapösszeg, holtfa mennyiség). Kevesebbet tudunk viszont a természetes folyamatokról, például a bolygatási rezsimről; a jellemző bolygatások intenzitásáról és visszatérési idejéről, és ezeknek a bolygatásoknak az társuláshoz kötődő fajok életében betöltött szerepéről. Szintén kevés információ áll rendelkezésre a faállomány és az erdő egyéb szintjeinek dinamikai viszonyairól. Ezért a természetes bükkösök ökológiai folyamatainak megértéséhez további kutatások szükségesek, melyek közül a legfontosabbak:

- 1) Nagyon fontos tisztázni az erdőfejlődési stádiumok definícióit és a mintavételi módszereket, hogy az egyes kutatók összehasonlítható adatokat gyűjtsenek. Emellett hasznos volna megtalálni a kapcsolódási pontokat a erdőfejlődési ciklusok rendszere és a

lékdinamika elmélete között, hogy a különböző módszertannal kapott eredmények összegezhetőek legyenek.

- 2) Specifikus elemzések szükségesek a vegetáció különböző szintjei közti összefüggések tisztázására. Ebből a célból térben explicit, egydalapú vizsgálatokra lenne szükség.
- 3) A fák faj- és méret-eloszlása mellett az állományok térbeli szerkezetének részletes vizsgálata is fontos lenne.
- 4) A környezeti heterogenitás szerepe a felújulási folyamatokban kiemelten fontos téma. Ezért a természetes bolygatások során keletkezett mikroélelőhelyek típusai, gyakorisága és szerepe tanulmányozandó.
- 5) Különösen természetvédelmi szempontból alapvetően szükséges olyan specifikus vizsgálatok végzése, melyek az erdei fajok és az erdő fejlődési fázisainak vagy szerkezeti elemeinek kapcsolatát kutatják.

## 7. Köszönetnyilvánítás

Elsőként témavezetőmnek, Standovár Tibornak szeretnék köszönet mondani, segítőkész támogatásáért és azért a rengeteg időért és energiáért amit a munkám segítésére áldozott. Köszönet illeti férjemet, Ruff Jánost, aki nélkülözhetetlen szakmai tanácsaival és önzetlen támogatásával alapvetően hozzájárult szakmai fejlődésemhez és sikeres munkámhoz. Szeretném megköszönni Mihók Barbarának, Aszalós Rékának, Ódor Péternek, Timár Gábornak és Gálhidy Lászlónak, hogy baráti és szakmai tanácsaikkal segítettek munkámat. Köszönöm Pataki Zsoltnak, Timár Gábornak és Molnár Gábornak, hogy térinformatikai problémáimmal mindig volt kihez fordulnom. Hálás vagyok cseh kollégáimnak, különösen Tomáš Vrškának és Kamil Králnak, hogy mindent megtettek a Žofínnal kapcsolatos munka sikeréért. Köszönettel tartozom az Ipoly Erdő Zrt.-nek, különösen a Királyréti Erdészet dolgozóinak, hogy segítséget nyújtottak börsönnyi kutatásaimhoz. Ezúton szeretnék köszönetet mondani mindazoknak, akik a kelet-közép európai bükkösök szakirodalmának összegyűjtésében és fordításában részt vettek, mindenek előtt Standovár Tibornak, aki az irodalom feldolgozásában is nagy szerepet vállalt, valamint Magyar Gabriellának, Ruprecht Eszternek, Gálhidy Lászlónak, Boda Zoltánnak, László Ildikónak, Stefan Stojkonak, Jozef Fantának, Karol Ujháznak és Mátyus Krisztinának. Végül köszönöm a Növényrendszertani és Ökológiai Tanszéken dolgozó munkatársaknak, hogy munkám során megértő, baráti légkör vett körül.

A dolgozat elkészültét számos pénzügyi forrás finanszírozta:

EU 5th Framework Programme, Nat-Man (Nature-based Management of Beech in Europe)

Grant No. QLRT1-CT99-1349

OTKA T043452 és NI68218 pályázatok

Nemzeti Kutatásfejlesztési és Technológiai Hivatal, Öveges József Program

Oktatási Minisztérium, Deák Ferenc Ösztöndíj

Magyar Ösztöndíj Bizottság, kétoldalú tudományos együttműködési program a Cseh

Köztársasággal

Ipoly Erdő Zrt.

## 8. Összefoglalás

Dolgozatomban különböző természetességű közephegységi bükkös állományok faállomány-dinamikáját vizsgálom, különös tekintettel a kiváltó okokra és az erre adott dinamikai válaszra. Munkám első része három természetközeli bükkös erdőrezervátum dinamikájának kb. 30 évét vizsgálja, melyben az egyed alapú lékdinamika jellemzőit kutatom. Ezzel kapcsolatban az alábbi kérdésekre keresem a választ: 1) Milyen új információkat szolgáltat a legjobb referencia erdők bolygatás mintázatainak vizsgálata? Milyen összefüggés van a természeti folyamatok szabad érvényesülésének időtartama és a lékdinamika jellemzői közt? 2) Milyen dinamikai válaszok figyelhetők meg a bolygatások hatására? A dolgozat második része vágásos üzemmódban kezelt erdőállományok tájléptékű, intenzív abiotikus bolygatásainak okaival foglalkozik; vizsgálatuk során az alábbi kérdést válaszolom meg: 3) Milyen okokra vezethető vissza a Börzsönyi gazdasági erdők két jégtörésének kialakulása? Vizsgálataimhoz Žofín, Kékes és a bükki Őserdő erdőrezervátumok, illetve a Börzsönyi hegység dél-keleti részének archív légifelvételeit, terepen készült térképeit és mintavételeit használtam, elemzésüket térinformatikai eszközökkel végeztem.

Eredményeim szerint az erdőterület lékkel borított hányada egyik természetközeli állományban sem haladta meg a 11%-ot. Mind a lékterület aránya, mind az átlagos lékméret ( $<100 \text{ m}^2$ ) hasonlóan mutatkozott a más mérsékeltövi és trópusi természetes erdőkben tapasztaltakhoz. A lékméret eloszlás pedig közel állandó volt az egyes vizsgálati évekből. A gazdálkodással soha nem érintett állományokban (Žofín, Kékes) ezek a mutatók időben állandóbbnak bizonyultak, mint a valaha kezelt bükki Őserdőben.

A lékek képzésében illetve továbbnyílásában Žofínban jellemzően kevés (1-3) szimultán elemi esemény játszott szerepet. Az elhaló egyedek mérete, fajtája és a környező állomány szerkezete erősen meghatározta, hogy képződött-e lék. A felújulást az Őserdőben vizsgáltam, ahol a lékekben az újulat mennyisége (40-50000 db/ha) elegendő az erdő folyamatos fennmaradásához. Azonban rendkívül nagy arányú volt az újulat egyedeinek rágottsága, valamint jól érzékelhető a vadhatás növekedése a területen.

A Börzsönyi gazdasági erdők jégtöréseinek kialakulásában mind a domborzat (tengerszint feletti magasság, kiettség, meredekség), mind a gazdálkodás által befolyásolt állomány szerkezet (bükk elegyarány, sudarlósság, kor, állomány magassága) fontos szerepet játszott.

## 9. Summary

The thesis investigates the gap dynamics in beech forests of different naturalness with special regard to the causes and the dynamic responses. The first part of the thesis is devoted to approx. 30 years of natural dynamics in three semi-natural beech forest reserves, focusing on the characteristics of the individual-based gap dynamics. The questions are as follows: 1) What new information can be provided by the investigation of the disturbance-pattern of the best reference sites? Is there any correlation among the length of free dominance of natural processes and the characteristics of gap dynamics? 2) What dynamic responses are produced by natural disturbances? The second part of the thesis is concerned with the causes of landscape-scale intensive abiotic disturbances in managed forests by answering the question: 3) What are the causes of the intensive ice breaks in the managed stands of the Börzsöny Mountains?

Archive aerial photographs, field maps and samples of Žofín, Kékes, Óserdő (Bükk Mts) forest reserves and the South-Eastern part of Börzsöny Mountains were used for the investigations. GIS techniques were used for the analyses.

According to the results, the percent of total area covered by gaps was lower than 11% in all three studied semi-natural stands. The proportion of gap-area and the average gap size (under 100m<sup>2</sup>) were within the range found in different natural temperate and tropical forests. More importantly, a similar frequency distribution of gap size classes was found in the three reserves. The characteristics of gap dynamics seemed to be more static in the unmanaged reserves (Žofín, Kékes) than in the formerly managed Óserdő (Bükk Mts).

The simultaneous death of one to three larger trees was the typical driving force behind both the formation of new gaps and the enlargement of existing ones in Žofín. Tree size, species identity and the multi-layered character of the surrounding canopy were the main factors determining whether the tree acted as a gap maker or not. Natural regeneration was studied in Óserdő where the average seedling density in the studied natural gaps was in the range (40-50000/ha) regarded as sufficient for restocking managed beech stands by natural regeneration, although game browsing was overwhelming in the area. An extremely high proportion of seedlings were damaged.

In the managed stands of the Börzsöny Mts. both the terrain (elevation, aspect and slope) and the stand characteristics affected by the management regime (mixing ratio and slenderness of beech, stand age and height) proved to have strong correlation with the distribution of ice break.

## 10. Felhasznált irodalom

- Anon. 1996. Geologická mapa ČR, M 1:50000, list 32-12 – Volary, stav k 1.1.1985. Český geologický ústav, Praha.
- Ajtay, V. 1949. A növtér elméleti rendje szálaló erdőben. Erdészeti Lapok 85 (10), 238-240.
- Ammer, C. 1996. Impact of ungulates on structure and dynamics of natural regeneration of mixed mountain forests in the Bavarian Alps. Forest Ecology and Management 88, 43-53.
- Angelstam, P. K. 1998. Maintaining and Restoring Biodiversity in European Boreal Forests by Developing Natural Disturbance Regimes. Journal of Vegetation Science 9 (4), 593-602.
- Angelstam, P. K. & Kuuluvainen, T. 2004. Boreal forest disturbance regimes, successional dynamics and landscape structures – a European perspective. Ecological Bulletins 51, 117-136.
- Aszalós, R., Standovár, T., Ruff, J. & Barton, Z. 2001. Jégtörések és széldöntések a Börzsöny erdeiben. A termőhely, a faállomány és az erdészeti kezelés szerepe a dölések kialakulásában. In: Mátyás, Cs., Fűhrer, E. & Tóth, J. (szerk.) Gondolatok az erdővédelemről az ezredfordulón. ERTI, Budapest, pp. 103-116.
- Aszalós, R. 2003. Növényzeti mintázatok predikciója középhegységi tájban, statisztikai modellekkel. PhD disszertáció, ELTE Biológia Doktori Iskola, Elméleti Biológia és Ökológia Program.
- Aszalós, R., Standovár, T., Ruff, J. & Barton, Zs. 2003. Natural Disturbances (Ice and Wind) in the Forest of Börzsöny. NatMan Working Report 27.
- Aszalós, R., Standovár, T., Ruff, J. & Barton, Zs. 2004. A börzsönyi jégtörések okairól az országosan egyre nagyobb területet érintő jégtörések fényében. In: Mátyás, Cs. & Víg, P. (szerk.) Erdő és Klíma IV. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 249-262.
- Badea, M. et al. 1966. Contributii la studiul regenerarii naturale a fagetelor din Republica Socialista Romania (Natural regeneration of Beech woods in Rumania). Institutul de Cercetari Forestiere, Bucharest.
- Balczó, A. 2005. Erdőszerkezet és madárközösség kapcsolatának vizsgálata. Diplomadolgozat, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék.
- Bartha, D., Kevey, B., Morschauser, T. & Pócs, T. 1995. Hazai erdőtársulásaink. Tilia 1, 8-85.
- Bartha, D., Szmorad, F. & Király, G. 2000. Magyarország területén őshonos fa- és cserjefajok. In: Frank, T. (szerk.) Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME, Pro Silva Hungaria, Eger, pp. 167-175.
- Bartha, D. 2003. Történelmi erdőhasználatok Magyarországon. Magyar Tudomány 2003 (12), 1566-1577.
- Bartha, D. & Oroszi, S. 2004. Őserdők a Kárpát-medencében. Ekvilibrium, Budakeszi.
- Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Tímár, G., Kenderes, K., Standovár, T., Bölöni, J., Szmorad, F., Bodoncz, L. & Aszalós, R. 2006. Relationship of Tree Stand Heterogeneity and Forest Naturalness. Acta Silv. Lign. Hung. 2, 7-22.
- Bartha, D. & Gálhidy, L. (szerk.) 2007. A magyarországi erdők természetessége. WWF Magyarország, Budapest.
- Barton, Zs. 1997. A Börzsöny bükköiseiben volt az évszázad legsúlyosabb erdőkárosodása. Erdészeti Lapok 132 (10), 304.
- Barton, Zs. 2004. Szálaló erdő tervezése. Erdészeti Lapok 139 (2), 44-45.

- Berty, L. I. 2005. Erdőökológiai célú emlőstani vizsgálatok a Börzsöny-hegység bükkös zónájában (2002-2005.). Kutatási jelentés, Ipoly Erdő Rt.
- Blickhardt, J. 1949. A szárlalás lehetőségei hazánkban. Erdészeti Lapok 85 (8), 177-180.
- Bohn, U., Neuhäusel, R., Gollub, G., Hetwer, C., Neuhäuslová, Z., Raus, Th., Schlüter, H. & Weber, H. 2003. Map of the Natural Vegetation of Europe, Scale 1: 2 500 000. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Bondor, A. & Danszky, I. 1972. Az erdőművelés helyzete és feladatai. In: Danszky, I. (szerk.) Erdőművelés I. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest, pp. 13.
- Bondor, A., Danszky, I., Lengyel, P., Pagony, H. & Szontagh, P. 1972. Erdővédelem. In: Danszky, I. (szerk.) Erdőművelés II. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest, pp. 338.
- Bondor, A. 1986. A bükk. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borhidi, A. 1996. Critical Revision of the Hungarian Plant Communities. Janus Pannonius University, Pécs.
- Borhidi, A. 2003. Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Bormann, S. H. & Likens, G. E. 1979. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood forests. *Am.Sci.* 67, 660-669.
- Bragg, D. C., Shelton, M. G. & Zeide, B. 2003. Impacts and management implications of ice storms on forests in the southern United States. *Forest Ecology and Management* 186, 99-123.
- Breiman, L., Friedman, J. H., Olshen, R. A. & Stone, C. J. 1984. Classification and regression trees. Wadsworth, Belmont, California.
- Canham, C. D., Papaik, M. J. & Latty, E. F. 2001. Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 31 (1), 1-10.
- Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Ódor, P., Standovár, T., Rosenberger, D., Diaci, J., Wijdeven, S., Meyer, P., Winter, S. & Vrska, T. 2005. Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management* 210, 267-282.
- Christensen, M., Emborg, J. & Nielsen, A. B. 2007. The forest cycle of Suserup Skov – revisited and revised. *Ecological Bulletins* 52, 33-42.
- Commarmot, B., Bachofen, H., Bundziak, Y., Bürgi, A., Ramp, B., Shparyk, Y., Sukhariuk, D., Viter, R. & Zingg, A. 2005. Structures of virgin and managed beech forests in Uholka (Ukraine) and Sihlwald (Switzerland): a comparative study. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1-2), 45-56.
- Csóka, Gy. 2000. Az elpusztult, korhadó faanyag szerepe az erdei biodiverzitás fenntartásában. In: Frank, T. (szerk.) Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 85-96.
- Csóka, P., Czírok, I., Fejes, L., Jancsó, Gy., Madas, K., Szepesi, A. & Szabó, P. 1997. Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Csóka, P. 2002. Magyarország erdőállományai, 2001. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Czárjlik, P. 1996. Korelási és szukcesszió háborítatlan erdőállományokban: esettanulmány. In: Mátyás, Cs. (szerk.) Erdészeti Ökológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 84-92.
- Czárjlik, P., Gálhidy, L., Kenderes, K., Mihók, B., Ódor, P., Standovár, T., Tímár, G. & Kelemen, K. 2003. Report on site-based permanent plot, second-phase and new mapping studies. HU3 - Alsóhegy Forest Reserve. NatMan Working Report 53.



- Czajlik, P., Kenderes, K., Standovár, T. & Tímár, G. 2003. Report on site-based permanent plot, second-phase and new mapping studies. HU1 - Kékes Forest Reserve. NatMan Working Report 51.
- Czajlik, P., Kenderes, K. & Standovár, T. 2003. Report on site-based permanent plot, second-phase and new mapping studies. HU2 - Oserdo Forest Reserve. NatMan Working Report 52.
- Cermak, P. & Mrkva, R. 2003. Browsing damage to broadleaves in some National Nature Reserves (Czech Republic) in 2000-2001. *Ekologia* (Bratislava) 22 (4), 394-403.
- Dengler, A. 1944. *Waldbau auf okologischer Grundlage*. J. Springer, Berlin.
- Dissescu, R. Sava, A. & Florescu, I. 1968. Contributii la studiul eficacitatii economice a codrului gradinarit. *Studii si Cercetari* 26, 441-476.
- Dobbertin, M. 2002. Influence of stand structure and site factors on wind damage comparing the storms Vivian and Lothar. *Forest Snow and Landscape Research* 77 (1/2), 187-205.
- Domin, K. 1927. The Virgin Forest of Boubin with Geobotanical Remarks on the Sumava Mountains. *Bull.intern.de l'Acad.des Sciences de Boheme* 1927, 1-30.
- Domin, K. 1932. The Beech Forests of Czechoslovakia. In: Rubel, E. (szerk.) *Die Buchenwalder Europas*. Verlag Hans Huber, Bern, Berlin, pp. 63-167.
- Donita, N., Chirita, C. & Stanescu, V. 1990. *Tipuri de ecosisteme forestiere din Romania*. Ministerul Apelor, Padurilor si Mediului Inconjurator ICAS, Bucuresti.
- Dorland, C., Tol, R. S. J. & Palutikof, J. P. 1999. Vulnerability of the Netherlands and Northwest Europe to storm damage under climate change: a model approach based on storm damage in the Netherlands. *Climatic Change* 43, 513-535.
- Drössler, L. & von Lüpke, B. 2005. Canopy gaps in two virgin beech forest reserves in Slovakia. *Journal of Forest Science* 51 (10), 446-457.
- Duguay, S. M., Arii, K., Hooper, M. C. & Lechowicz, M. J. 2001. Ice Storm Damage and Early Recovery in an Old-Growth Forest. *Environmental Monitoring and Assessment* 67 (1-2), 97-108.
- Dziewolski, J. & Rutkowski, B. 1991. Tree mortality, recruitment and increment during the period 1969-1986 in a reserve at Turbacz in the Gorce mountains. *Folia Forestalia Polonica* 31, 37-48.
- Ellenberg, H. 1988. *Vegetation Ecology of Central Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Emborg, J. 1998. Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 106, 83-95.
- Emborg, J., Christensen, M. & Heilmann-Clausen, J. 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 126 (2), 173-189.
- Erdodi, A. 1864. Oserdok és rengetegekek. *Erdoszeti Lapok* III (4), 97-104.
- Evans, J. 1984. *Silviculture of broadleaved woodland*. HMSO, London.
- Everham, E. M. & Brokaw, N. V. L. 1996. Forest Damage and Recovery from Catastrophic Wind. *Botanical Review* 62 (2), 113-185.
- Fekete, L. 1899. Az oserdo, az erdők használatának különböző módjai és az ezek által letretott erdoalakok és üzemmódok. PatRIA, Budapest.
- Fekete, L. 1906. Tanulmány az ungemgyei bükk őserdők faállományának szerkezetéről. *Erdészeti Kísérletek* VIII (3-4), 105-118.

- Fekete, L. & Blatny, T. 1913. Az erdészeti jelentőségű fák és cserjék elterjedése a Magyar Állam területén. II. kötet. Joerges Ágost Özvegye és Fia Könyvnyomdája, Selmecbánya.
- Fényes, E. 1847. Magyarország leírása. Heckenast, Pest.
- Földváry, M. 1933. Öserdő rezervációk az Északkeleti Kárpátokban. Erdészeti Lapok 1933 ápr. 416-432.
- Frackowiak, W. & Gula, R. 1992. The autumn and spring diet of brown bear *Ursus arctos* in the Bieszczady Mountains of Poland. *Acta Theriologica* 37 (4), 339-344.
- Fröhlich, J. 1940. Északerdély maradvány öserdőségei és átalakításuk gazdasági erdővé. Erdészeti Kísérletek XLII (5), 289-303.
- Fröhlich, J. 1954. *Urwald Praxis*. Neumann Verlag, Radebeul, Berlin.
- Fuchs, F. 1861. *Ungarns Urwälder*. Georg Killian's Universität, Buchhanblug, Pest.
- Fujita, T., Itaya, A., Miura, M., Manabe, T. & Yamamoto, S. 2003. Canopy structure in a temperate old-growth evergreen forest analyzed by using aerial photographs. *Plant Ecology* 168, 23-29.
- Fujita, T., Itaya, A., Miura, M., Manabe, T. & Yamamoto, S. 2003. Long-term canopy dynamics analysed by aerial photographs in a temperate old-growth evergreen broad-leaved forest. *Journal of Ecology* 91, 686-693.
- Galgóczy, K. 1877. *Az erdőségek és a befásítás fontossága Magyarországon éghajlati és nemzetgazdasági tekintetben. Teendők s azok módozatai*. Budapest.
- Gálhidy, L., Mihók, B., Hagvó, A., Rajkai, K. & Standovár, T. 2006. Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183, 133-145.
- Gebert, C. & Verheyden-Tixier, H. 2001. Variations of diet composition of Red Deer (*Cervus elaphus* L.) in Europe. *Mammal Review* 31 (3-4), 189-201.
- Giurgiu, V. 1978. *Conservarea padurilor (Woodland conservation)*. Editura Ceres, Bucuresti.
- Giurgiu, V., Donita, N., Bandiu, C., Radu, S., Cenus, R., Dissescu, R., Stoiculescu, C. & Biris, I. A. 2001. *Les Forets vierges des Roumanie. asbl Foret Wallonne, Louvain-la-Neuve*.
- Gromtsev, A. 2002. Natural Disturbance Dynamics in the Boreal Forests of European Russia: a Review. *Silva Fennica* 36 (1), 41-55.
- Gyalog, L. 2005. *Magyarország Földtani Térképe (1:100 000)*. Magyar állami Földtani Intézet, Budapest.
- Hahn, K. & Fanta, J. 2001. *Contemporary Beech Forest Management in Europe*. Research report of the NatMan project.
- Halász, A. 1994. *A magyar erdészet 70 éve számokban. állami Erdészeti Szolgálat, Budapest*.
- Harmer, R. & Gill, R. 2000. *Natural Regeneration in Broadleaved Woodlands: Deer Browsing and the Establishment of Advance Regeneration*. Forestry Commission, Edinburgh.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. & Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv.in Ecol.Res.* 15, 133-2 76.
- Hauser, A. 1972. *Wald und Feld in der alten Schweiz*. Artemis, Zürich-München.
- Haywood, A. 2002. *Growth of advanced European beech trees in the transformation phase in the southern Black Forest*. Phd thesis, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg.

- Henbo, Y., Itaya, A., Nishimura, N. & Yamamoto, S. 2004. Long-term canopy dynamics in a large area of temperate old-growth beech (*Fagus crenata*) forest: analysis by aerial photographs and digital elevation models. *Journal of Ecology* 92, 945-953.
- Heroldová, M. 1996. Dietary overlap of three ungulate species in the Palava Biosphere Reserve. *Forest Ecology and Management* 88, 139-142.
- Hirka, A., Leskó, K., Csóka, Gy., Szabóky, Cs., Koltay, A. & Janik, G. 2007. A 2006. évi biotikus és abiotikus erdőgazdasági károk, valamint a 2007-ben várható károsítások. AGROINFORM Kiadó, Budapest.
- Hoare, R. 2005. World Climate Database. <http://www.worldclimate.com>.
- Holeksa, J. 1993. Gap size differentiation and the area of forest reserve. In: Broekmeyer, M. E. A., Vos, W. & Koop, H. (szerk.) *European Forest Reserves*. Pudoc Scientific Publisher, Wageningen, pp. 159-165.
- Holmsgaard, E. 1986. Historical development of wind damage in conifers in Denmark. In: Commission of the European Communities (szerk.) *Minimizing Wind Damage to Coniferous Stands*. Denmark, Lovenholt Castle, pp. 2-4.
- Homolka, M. 1993. The food niches of three ungulate species in a woodland complex. *Folia Zool.* 42, 193-203.
- Hort, L., Tesar, V. & Vrska, T. 1999. Forest Reserve Research Network - The Czech Republic Country Report. In: Diaci, J. (szerk.) *Virgin Forests and Forest Reserves in Central and East European Countries: History, Present Status and Future Development*. Department of Forestry and Renewable Forest Resources - Biotechnical Faculty, University of Ljubljana, Ljubljana, pp. 22-44.
- Igmándy, Z. 1964. The wood-rotting polypores of Beech stands in Hungary. *Erdész* 1964 (1), 99-107.
- Jahn, G. 1991. Temperate deciduous forests. In: Röhrig, E. & Ulrich, B. (szerk.) *Temperate deciduous forests*. Elsevier, Amsterdam, pp. 377-502.
- Jakucs, P. 1981. Magyarország legfontosabb növénytársulásai. In: Hortobágyi, T. & Simon, T. (szerk.) *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 225-263.
- Jalas, J. & Suominen, J. 1988. *Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe*. Vol. 1-2. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jankowski, Cz. 1939. Kilka uwag na temat wartosci uzytkowej zmarznietych buczyn w Karpatach. *Sylwan* 50, 120-129.
- Jaworski, A. & Kopec, L. 1988. Stand structure in the "Łabowiec" nature reserve. *Acta Agraria et Silvestria* 27, 43-62.
- Jaworski, A. & Karczmarski, J. 1990a. Budowa i struktura drzewostanow dolnoreglowych o charakterze pierwotnym w Babiogorskim Parku Narodowym. *Acta Agraria et Silvestria* 29, 49-64.
- Jaworski, A. & Karczmarski, J. 1990b. Struktura i dynamika dolnoreglowych drzewostanow o charakterze pierwotnym w Babiogorskim Parku Narodowym (na przykladzie trzech powierzchni doswiadczalnych). *Acta Agraria et Silvestria* 29, 31-47.
- Jaworski, A., Skrzyszewski, J., Swiatkowski, W. & Karczmarski, J. 1991. Budowa i struktura dolnoreglowych drzewostanow o charakterze pierwotnym na wybranych powierzchniach w Bieszczadach Zachodnich. *Lesnictwo* 20, 17-43.
- Jaworski, A., Pach, M. & Skrzyszewski, J. 1995. Budowa i struktura drzewostanow z udzialem buka i jawora w kompleksie lesnym Moczarnie oraz pod Rabia Skala (Bieszczady). *Acta Agraria et Silvestria* 33, 39-73.

- Jaworski, A. & Skrzyszewski, J. 1995. Budowa, struktura i dynamika drzewostanów dolnoregłowych o charakterze pierwotnym w rezerwacie Łopuszna. *Acta Agraria et Silvicultura. Ser. Silvestris* 33, 3-37.
- Jaworski, A. & Kołodziej, Zb. 2002. Natural loss of trees, recruitment and increment in stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady Mountains National Park (South-Eastern Poland). *Journal of Forest Science* 48 (4), 141-149.
- Jaworski, A. & Paluch, J. 2002. Factors Affecting the Basal Area Increment of the Primeval Forests in the Babia Góra National Park, Southern Poland. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 121 (3), 97-108.
- Jaworski, A., Kołodziej, Zb. & Porada, K. 2002. Structure and dynamics of stands of primeval character in selected areas of the Bieszczady National Park. *Journal of Forest Science* 48 (5), 185-201.
- Jaworski, A., Kołodziej, Zb. & Lapka, M. 2007. Mortality, recruitment, and increment of trees in the *Fagus-Abies-Picea* stands of a primeval character in the lower mountain zone. *Dendrobiology* 57, 15-26.
- Járási, L. 1997. Erdőgazdálkodás Bánkúttól Nagy-Milicig. *Északmagyarországi Erdőgazdasági Rt. Miskolc.*
- Járási, L. 2002. Kincstári és Uradalmi Erdőgazdálkodás. In: Baráz, Cs. (szerk.) *A Bükk Nemzeti Park - Hegyek, erdők, emberek . Bükk Nemzeti Park, Eger, pp. 455-466.*
- Jezek, K. 2004. Contribution of regeneration on dead wood to the spontaneous regeneration of a mountain forest. *Journal of Forest Science* 50 (9), 405-414.
- Kalatskii, K. K., M.P., Molotov, P. I., Nechaev, Y. A., Sinitsyn, E. M. & Shutyaev, A. M. 1972. Bukovyie lesa SSSR i vedenie khozyaistva v nikh. *Lesnaya promyshlennost'*. 1-199.
- Kaplunovskii, P. S. 1972. Fruiting behaviour in Beech stands. *Lesoved* 1972, 51-61.
- Kappes, H., Topp, W., Zach, P. & Kulfan, J. 2006. Coarse woody debris, soil properties and snails (Mollusca: Gastropoda) in European primeval forests of different environmental conditions. *European Journal of Soil Biology* 42 (3), 139-146.
- Kelemen, K. 2007. Mesterséges lékek vizsgálata szubmontán bükkösbén. *Diplomadolgozat, ELTE Biológia Intézet Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék.*
- Kenderes, K. & Standovár, T. 2003. The impact of forest management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Community Ecology* 4 (1), 51-62.
- Kenderes, K. & Standovár, T. 2004. Vizsgálható-e erdeink természetessége az aljnövényzet ökológiai szempontú elemzésével? *Természetvédelmi Közlemények* 11, 127-137.
- Kenderes, K., Tímár, G., Aszalós, R., Bartha, D., Bodoncz, L., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T. & Szmorad, F. 2005. A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. Az erdőgazdálkodás hatása a természetességre. *Erdészeti Lapok* 140 (9), 259-261.
- Kenderes, K., Tímár, G., Ódor, P., Bartha, D., Standovár, T., Bodoncz, L., Bölöni, J. & Aszalós, R. 2007. A természetvédelem hatása középhegységi erdeinkre. *Természetvédelmi Közlemények* 13 , 69-80.
- Kenderes, K., Aszalós, R., Ruff, J., Barton, Zs. & Standovár, T. 2007. Effects of topography and tree stand characteristics on susceptibility of forests to natural disturbances (ice and wind) in the Börzsöny Mountains (Hungary). *Community Ecology* 8 (2), 209-220.
- Keresztes, Gy. & Meggyesfalvi, I. (szerk.) 2006. Szálalás és természetközeli erdőgazdálkodás. *HM Budapesti Erdőgazdaság, Budapest.*
- Keresztesi, B. 1982. Erdészetpolitika. In: Keresztesi, B. (szerk.) *Magyar Erdészet. Akadémiai Kiadó, Budapest.*
- Kevey, B. 1987. A Villányi-hegység bükkösei. *Janus Pannonius Múz. Évk.* 30-31, 7-9.

- Kevey, B. 1995. Adatok a bükk (*Fagus sylvatica* L.) alföldi elterjedéséhez az atlanti kortól napjainkig. Botanikai Közlemények 82 (1-2), 9-25.
- Kielski, S. 1932. Szukody mrozowe w drzewostanach bukowo-grabowych lasów Dóbr Podlowskiego Ordynata Alfreda hr. Potockiego. Sylwan 50, 349-362.
- Kodrik, J. 1987. Influence of stand establishment characteristics on the intensity of snow damage in beech [*Fagus sylvatica*] stands. Acta Facultatis Forestalis Zvolene 29, 125-139.
- Kolossváry, Sz-né. 1975. A magyar erdőgazdaság történelmi fejlődése. In: Kolossváry, Sz-né. (szerk.) Az erdőgazdálkodás története Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 15-80.
- Koloszár, J. 2002. A szálalóvágás alkalmazásának lehetőségei a Soproni-hegységben. Erdészeti Lapok 137 (10), 273-274.
- Koloszár, J., Csepregi, I. & Horváth, T. 2006. A szálalóvágásos kísérlet (Asztalfő) újabb tapasztalatai a Soproni-hegységben (ERFARÉT kutatás). Erdészeti Lapok CXLI (9), 262-265.
- Konopka, B. 1977. Analysis of damage caused by wind, snow and ice in the forests of Slovakia. Lesnictví Forestry 43 (7), 296-304.
- Koop, H. 1989. Forest Dynamics. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- Korpel, S. 1978. Zaciatočné fázy prirodzenej obnovy bukových porastov. In: pestovanie a produkcia buka. Vedecke Prace Vyskumneho Ustavu Lesneho Hospodarstva vo Zvolene, 107-142.
- Korpel, S. 1987. Dynamics of the structure and development of natural beech [*Fagus sylvatica*] forests in Slovakia. Acta Facultatis Forestalis Zvolene 29, 59-85.
- Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York.
- Kosina, J. 1931. Rozmiar szkod zrzędzonych przez mrozy w zimie 1928/1929 w drzewostanach bukowych i jodlowych w górnem doreczu Sianu polozonych i nastepnie stad wynikajace. Sylwan 49, 94-101.
- Kosut, M. 1972. Changes in stand structure on permanent sample plots on the Komarnik research area over the period 1958-1968. Vedecke Prace Vyskumneho Ustavu Lesneho Hospodarstva vo Zvolene 15, 250-276.
- Kovács, M. 1968. Die Acerion pseudoplatani Wälder (*Mercuriali-Tiliatum und Phyllitidi-Aceretum*) des Mátra-Gebirges. Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae 14, 331-350.
- Kovács, M. 1975. Beziehung zwischen Vegetation und Boden. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kovácsik, D. 1933. Az Óserdőkről. Erdészeti Lapok LXXII (4), 433-437.
- Krzysik, F. 1931. Szukody sprowadowane przez mrozy w drzewostanach bukowych z biologicznego i technicznego punktu widzenia. Sylwan 69, 177-237.
- Kutnar, L., Ódor, P. & van Dort, K. W. 2003. Vascular plants on beech dead wood in two Slovenian forest reserves. Zbornik gozdarstva in lesarstva 69, 135-153.
- Lässig, R. & Močalo, S. A. 2000. Frequency and characteristics of severe storms in the Urals and their influence on the development, structure and management of the boreal forests. Forest Ecology and Management 135, 179-194.
- Lei, T. T. & Lechowicz, M. J. 1998. Diverse Responses of Maple Saplings to Forest Light Regimes. Annals of Botany 82, 9-19.
- Leibundgut, H. 1959. Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen 110, 111-124.

- Leibundgut, H. 1982. Number of crop trees in selective thinning. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 133 (2), 115-119.
- Leskő, K. 1995. Az ormánsági kocsányos tölgyesek és a mecseki bükkösök egészségi állapota. Az erdők egészségi állapotának változása. MTA Erdészeti Bizottság, Budapest, pp. 181-187.
- Lohmander, P. & Helles, F. 1987. Windthrow probability as a function of stand characteristics and shelter. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2, 227-238.
- Lorimer, C. G. 1989. Relative Effects of Small and Large Disturbances on Temperate Hardwood Forest Structure. *Ecology* 70 (3), 565-567.
- Madas, A. 1978. Erdészeti politika. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Madas, L. 1956. Ígéretes fákra alapított fatermesztési terv. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- Madas, L., Koloszár, J. & Csépanyi, P. 2005. A vágásos erdőből a szálalóerdőbe. *Erdészeti Lapok* 140 (9), 265-267.
- Majer, A. 1973. Lassan növő lombos állományok nevelése. In: Danszky, I. (szerk.) Erdőművelés II. - Erdőnevelés, erdővédelem. Mezőgazdasági Könyvkiadó Vállalat, Budapest, pp. 129-166.
- Markovics, T. 2004. Van-e realitása hazánkban a szálaló üzem módnak? *Erdészeti Lapok* 139 (5), 153-154.
- Mayer, H., Neumann, M. & Sommer, H. G. 1980. Stand composition and regeneration dynamics under the influence of natural game densities in the Corkova Uvala virgin forest reserve, in the Plitvic Lakes nature reserve, Croatia. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 131 (1), 45-70.
- Mayer, H. 1984. Wälder Europas. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Májér, A. 1968. Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Májér, A. 1982. A bükkösök makktermésének időszakossága. *Erdő* 31 (9), 388-392.
- Márkus, L. 1959. Bükkmakkt terítettségi megfigyelések a Magas-Bakonyban. *Erdészeti Kutatások* 1959 (3), 93-102.
- Márkus, L. & Mátyás, V. 1966. A bükkmakkt természetbiológiájának ismeretéhez. *Erdészeti Kutatások* 62 (1-3), 177-193.
- Mátrai, K. & Szemethy, L. 2000. A gímszarvas szezonális táplálékának jellegzetességei Magyarország különböző élőhelyein. *Vadbiológia*, 1-9.
- Mátrai, K., Szemethy, L., Tóth, P., Katona, K. & Székely, J. 2004. Resource use by red deer in lowland nonnative forests, Hungary. *Journal of Wildlife Management* 68 (4), 879-888.
- Mátyás, V. 1965. Ökológiai megjegyzések a tölgy és a bükk termésének időszakosságához. *Erdészeti Kutatások* 61 (1-3), 99-121.
- McCarthy, J. 2001. Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental Review* 9, 1-59.
- Melancon, S. & Lechowicz, M. J. 1987. Differences in the damage caused by glaze ice on codominant *Acer saccharum* and *Fagus grandifolia*. *Canadian Journal of Botany* 65 (6), 1157-1159.
- Mendlik, G. 1983. Bükk fatermesztési tábla. Sopron.
- Mendlik, G. 1989. A bükkösök természetes felújításának újabb irányai. *Erdészeti Kutatások* 80-81, 284-288.
- Messaoud, Y. & Houle, G. 2006. Spatial patterns of tree seedling establishment and their relationship to environmental variables in a cold-temperate deciduous forest of eastern North America. *Plant Ecology*, 1-13.

- Meusel, H., Jäger, E. & Weinert, E. 1984. Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora. Fischer, Jena.
- Meyer, P., Tabaku, V. & Lüpke, B. 2003. Die Struktur albanischer Rotbuchen-Urwälder – Ableitungen für eine naturnahe Buchenwirtschaft: Structural Characteristics of Albanian Beech (*Fagus sylvatica* L.) Virgin Forests – Deductions for Semi-Natural Forestry. Forstwissenschaftliches Centralblatt 122 (1), 47-58.
- MGSZH EI 2008. A faállomány területi és mennyiségi megoszlása fajafonként 2004. január 1-jei állapot. [http://www.aesz.hu/index.php?option=com\\_content&task=view&id=301&Itemid=520](http://www.aesz.hu/index.php?option=com_content&task=view&id=301&Itemid=520).
- Michalko, J., Magic, D., Berta, J., Rybnicek, K. & Rybnickova, E. 1987. Geobotanical Map of C.S.S.R. Publishing House of the Slovak Academy of Sciences, Bratislava.
- Mihók, B., Gálhidy, L., Kelemen, K. & Standovár, T. 2005. Study of Gap-phase Regeneration in a Managed Beech Forest: Relations between Tree Regeneration and Light, Substrate Features and Cover of Ground Vegetation. Acta Silv. Lign. Hung. 1, 25-38.
- Mihók, B., Gálhidy, L., Kenderes, K. & Standovár, T. 2007. Gap Regeneration Patterns in a Semi-natural Beech Forest Stand in Hungary. Acta Silv. Lign. Hung. 3, 31-45.
- Millward, A. A. & Kraft, C. E. 2004. Physical influences of landscape on a large-extent ecological disturbance: the northeastern North American ice storm of 1998. Landscape Ecology 19 (1), 99-111.
- Miscicki, S. & Zurek, Z. 1995. Inwentaryzacja odnowienia lasu i jego uszkodzen przez jeleniowate w Gorczanskim Parku Narodowym. Sylwan 139 (10), 53-69.
- Mlinsek, D. 1985. Naraven gozd v Sloveniji. Univerza v Ljubljani, BF, VTOZD za gozdarstvo, Ljubljana.
- Modry, M., Hubeny, D. & Rejsek, K. 2004. Differential response of naturally regenerated European shade tolerant tree species to soil type and light availability. Forest Ecology and Management 188 (1-3), 185-195.
- Morris, J. L. & Ostrofsky, W. D. 2005. Influence of Stand Thinning on Ice Storm Injury in Maine Hardwood Stands. Northern Journal of Applied Forestry 22 (4), 262-267.
- Mosandl, R. & Felbermeier, B. 1999. Auf dem Weg zum naturnahen Wald. AFZ/Der Wald 54 (17), 910-914.
- Mou, P. & Warrillow, M. P. 2000. Ice Storm Damage to a Mixed Hardwood Forest and Its Impacts on Forest Regeneration in the Ridge and Valley Region of Southwestern Virginia. Journal of the Torrey Botanical Society 127 (1), 66-82.
- Mountford, E. P. 2004. Long-term patterns of mortality and regeneration in near-natural woodland. PhD Thesis, Harper Adams University College, Open University.
- Mueller-Dombois, D. 1987. Natural dieback in forests. Bioscience 37, 575-583.
- Muzsnay, G. 1899. A romániai őserdőkről. Erdészeti Lapok XXXVIII (2), 127-138.
- Müller, J., Strätz, C. & Tothorn, T. 2005. Habitat factors for land snails in European beech forests with a special focus on coarse woody debris. European Journal of Forest Research 124 (3), 233-242.
- Müller, J., Tothorn, T. & Pretzsch, H. 2007. Long-term effects of logging intensity on structures, birds, saproxylic beetles and wood-inhabiting fungi in stands of European beech *Fagus sylvatica* L. Forest Ecology and Management 242 (2-3), 297-305.
- Nagel, T. A. & Diaci, J. 2006. Intermediate wind disturbance in an old-growth beech-fir forest in southeastern Slovenia. Canadian Journal of Forest Research 36 (3), 629-638.
- Nagy, J. 2007. A Börzsöny hegység edényes flórája. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest.

- Nagy, L. 1940. Hoverla őserdeje. Erdészeti Lapok LXXIX (8), 176-183.
- Nagyváthy, J. 1791. A' szorgalmatos mezei gazda. Trattner, Pest.
- Neuhäusl, R. 1969. Phytozoönitische Untersuchung der Tschechoslowakischen Buchenwälder. Vegetatio 19, 298-306.
- Neuhäuslová, Z. et al. 1998. Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha.
- Nykänen, M.-L., Peltola, H., Quine, C. P., Kellomäki, S. & Broadgate, M. 1997. Factors affecting snow damage of trees with particular reference to European conditions. *Silva Fennica* 31, 193-213.
- Oldeman, R. A. A. 1990. Forests: elements of silvology. Springer-Verlag, Berlin.
- Oliver, C. D. & Larson, B. C. 1996. Forest Stand Dynamics. John Wiley & Sons, Inc. New York.
- Ott, R. A. & Juday, G. P. 2002. Canopy gap characteristics and their implications for management in the temperate rainforests of southeast Alaska. *Forest Ecology and Management* 159 (3), 271-291.
- Ódor, P. & Standovár, T. 2001. Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-included differences in deadwood. *Ecological Bulletins* 49, 219-230.
- Ódor, P. & Bölöni, J. 2004 . A faállomány és a holtfa szerepe a természetesség alakulásában. MTA Erdészeti Bizottság A magyarországi erdők természetessége c. Vitaülés, Budapest.
- Ódor, P., Heilmann-Clausen, J., Christensen, M., Aude, E., van Dort, K. W., Piltaver, A., Siller, I., Veerkamp, M. T., Walley, R., Standovár, T., van Hees, A. F. M., Kosec, J., Matocce, N., Kraigher, H. & Grebenc, T. 2006. Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe. *Biological Conservation* 131, 58-71.
- Papava, A. 1979. Cercetari privind fundamentarea telurilor de gospodarie pentru padurile de fag din Banat. PhD disszertáció, Univ. Brasov.
- Parpan, V. I., Zelez, P. A. & Yatsyk, R. M. 1987. Variability of the seeds in European beech. *Lesovodstvo i Agrosomelioratsiya* 74, 52-56.
- Pauca-Comanescu, M. 1989. Fagetele din Romania: Cercetari ecologice. Editura Academiei Republicii Socialiste Romania
- Pászty, G. 1998. A Kékes Észak Erdőrezervátum vegetációtérképe. Diplomadolgozat, ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, Budapest.
- Peterken, G. F. 1996. Natural Woodland. Ecology and conservation in Northern Temperate Regions. Cambridge University Press, Cambridge.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. 1985. The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Orlando, Florida.
- Pinchot, G. 1905. A Primer of Forestry . US Government Printing Office, Washington .
- Piovesan, G., Di Filippo, A., Alessandrini, A., Biondi, F. & Schirone, B. 2005. Structure, dynamics and dendroecology of an old-growth *Fagus* forest in the Apennines. *Journal of Vegetation Science* 16, 13-28.
- Pista, F. & Průša, E. 1974. Milesický prales. *Lesnictví* 20, 313-343.
- Podani, J. 1997. Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldtárás rejtelmeibe. Scientia Kiadó, Budapest.
- Podani, J. 2001. SYN-TAX 2000 Computer Programs for Data Analysis in Ecology and Systematics.
- Polunin, O. & Walters, M. 1985. A guide to the vegetation of Britain and Europe. Oxford University Press, New York.



- Popescu-Zeletin, I. & Petrescu, L. 1956. Contributii la cunoasterea arboretelor virgine. Buletinul stiintific al Academiei 8 (4)
- Popescu-Zeletin, I. & Dissescu, R. 1967. Classification d'apres la structure des peuplements pluriennes des Carpates roumaines. XIV. IUFRO kongressus, München.
- Pro Silva 2000. A természetközeli erdőgazdálkodás Pro Silva Europa által vallott alapelvei I-II. Erdészeti Lapok 135 (3-4), 76-79, 119-121.
- Prochazkova, Z. 1990. Mykoflora semen a plodu listnatych drevin. Zpravy Lesnickeho Vyzkumu 35 (1), 20-25.
- Prochazkova, Z. 1991. The occurrence of seed-borne fungi on forest tree seeds in the years 1986-1991. Communicationes Instituti Forestalis Cechoslovaca 17 (1991), 107-123.
- Průša, E. 1985. Die böhmischen und mährischen Urwälder - Ihre Struktur und Ökologie. Academia, Praha.
- Průša, E. publikálatlan. Tree layer development in the Zofin virgin forest for the period 1975-1987.
- Qinghong, L. & Hytteborn, H. 1991. Gap Structure, Disturbance and Regeneration in a Primeval Picea abies Forest. Journal of Vegetation Science 2 (3), 391-402.
- Randuska, D. 1982. Forest typology in Czechoslovakia. In: Jahn, G. (szerk.) Application of vegetation science to forestry. Dr W. Junk Publisher, The Hague, pp. 147-178.
- Remmert, H. 1991. The mosaic-cycle concept of ecosystems. Ecological Studies 85. Springer-Verlag, Berlin.
- Resmerita, I. 1982. Succesuni de flora si vegetatie in urma defrisarii si incendierii fagetelor. In: Preda, V. & Boscaiu, N. (szerk.) Fagetele Carpatine. Semnificatia lor bioistorica si ecoprotectiva. Academia Republicii Socialiste Romania, Filiala Cluj-Napoca, Cluj Napoca, pp. 133-147.
- Rhoads, A. G., Hamburg, S. P., Fahey, T. J., Siccama, T. G., Hane, E. N., Battles, J., Cogbill, C., Randall, J. & Wilson, G. 2002. Effects of an intense ice storm on the structure of a northern hardwood forest. Canadian Journal of Forest Research 32 (10), 1763-1775.
- Roth, Gy. 1935. Erdőműveléstan I-II. Röttig-Romwalter Nyomda Bérlői, Sopron.
- Roth, Gy. 1949. A szálaló erdőről. Erdészeti Lapok 85 (4), 91-92.
- Roth, Gy. 1957. A szálaló erdő helyzete Szlovákiában és Magyarországon. Erdőmérn. Főisk. Közl. 1, 3-17.
- Roth, Gy. 1958. A szálaló erdőről. Erdészettud. Közl. 1, 49-62.
- Runkle, J. R. 1982. Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North-America. Ecology 63 (5), 1533-1546.
- Runkle, J. R. 1985. Disturbance Regimes in Temperate Forests. In: Pickett, S. T. A. & White, P. S. (szerk.) The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. Academic Press, Orlando, Florida, pp. 17-33.
- Sanda, V., Popescu, A. & Doltu, M. I. 1980. Cenotaxonomia si corologia gruparilor vegetale din Romania. Muz. Brukenthal. Studii si Comunic. St. Nat. Sibiu 1980, 1-172.
- Saniga, M. 1994. Vplyv clony materskeho porastu na pociatočne fazy prirodzenej obnovy buka. Acta Facultatis Forestalis Zvolen 36, 117-125.
- Saniga, M. 1997. Struktura a regeneracia prirodneho lesa v zaverenom stadiu ontogenezickeho vyvoja. Acta Facultatis Forestalis Zvolen 39, 73-85.
- Saniga, M. 1999. Slovakia. In: Parviainen, J., Little, D., Doyle, M., O'Sullivan, A., Kettunen, M. & Korhonen, M. (szerk.) Research in Forest Reserves and Natural Forests in European Countries. Country Reports for the COST Action E4: Forest Reserves Research Network. European Forest Institute, Joensuu, pp. 211-223.

- Saniga, M. & Schütz, J. P. 2002. Relation of dead wood course within the development cycle of selected virgin forests in Slovakia. *Journal of Forest Science* 48 (12), 513-528.
- Saniga, M. 2002. Štruktúra, produkčné pomery a regeneračné procesy bukového pralesa Rožok. *Ochrana prírody, Banská Bystrica* 21, 207-218.
- Saniga, M. 2003. Štruktúra, produkčné pomery a regeneračné procesy bukového pralesa v NPR Havešová. *Ochrana prírody, Banská Bystrica* 22, 131-140.
- Saniga, M. 2004. Štruktúra, rastové a regeneračné procesy prírodného lesa v NPR Hrončecky Grúň. *Ochrana prírody, Banská Bystrica* 23, 112-124.
- Saniga, M. & Klimas, V. 2004. Štruktúra, produkčné procesy a regenerácia pralesa Stuzica v 4. lesnom vegetačnom stupni. *Acta Facultatis Forestalis Zvolene* 46, 93-104.
- Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J. & Schuck, A. 2003. Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20th centuries. *Global Change Biology* 9 (11), 1620-1633.
- Schiesser, H. H., Pfister, C. & Bader, J. 1997. Winter storms in Switzerland North of the Alps 1864/1865-1993/1994. *Theoretical and Applied Climatology* 58 (1-2), 1-19.
- Seischab, F. K., Bernard, J. M. & Eberle, M. D. 1993. Glaze Storm Damage to Western New York Forest Communities. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 120 (1), 64-72.
- Sevcenko, S. V. & Ciljurik, A. V. 1986. Lesnaja fitopatologija. GOLOVNOE IZDATEL'STVO "Visca Skola", Kiev.
- SFSO & FOEFL 1996. Forestry and Timber Industry in Switzerland, Yearbook. Swiss Federal Statistical Office, Bern.
- Siller, I., Turcsányi, G., Maglóczy, Zs. & Czajlik, P. 2002. Lignicolous macrofungi of the Kékes North Forest Reserve in the Mátra Mountains, Hungary. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 49 (2-3), 193-205.
- Skrzydłowski, T. 2003. Spatial and temporal variation in seed fall of beech in the Babia Góra and Ojców National Parks. *Sylwan* 147 (6), 79-86.
- Skrzydłowski, T. 2004. Temporal variation in rodent pressure on beech and fir seeds in Carpathian natural beech forests. *Sylwan* 148 (10), 38-47.
- Skrzypczyńska, M. 1996. Uszkodezenia nasion buka zwyczajnego *Fagus sylvatica* L. w Ojcowskim Parku Narodowym. *Sylwan* 140 (3), 123-125.
- Smelkova, L. 1971. The relation between the dimensions and weight of Beech seed and various characteristics of the parent stand. *Zbornik Vedeckych Prac Lesnickej Fakulty Vysokej Skoly Lesnickej a Drevárskej vo Zvolene* 13 (1), 93-109.
- Smelkova, L. 1988. Variation in beech (*Fagus sylvatica* L.) seed. In: Korpel, S. & Paule, L. (szerk.) 3. IUFRO Buchensymposium. *Vysoká škola lesnícka a drevárska, Zvolene*. 93-99.
- Smits, A., Klein Tank, A. M. G. & Können, G. P. 2005. Trends in storminess over The Netherlands, 1962-2002. *Int. J. Climatol.* 25, 1331-1344.
- Solymos, R. 2000. Erdőfelújítás és -nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban. *Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest*.
- Somogyi, Z. 1998. A bolygatás jelensége, szerepe az erdei ökoszisztémákban és erdőművelési jelentősége. *Erdészeti Kutatások* 88, 165-194.

- Somogyi, Z. 2000. A változatos faállomány-szerkezet szerepe. In: Frank, T. (szerk.) Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 63-76.
- Soó, R. 1960. Magyarország erdőtársulásainak és erdőtípusainak áttekintése. Az Erdő 95 (9), 321-340.
- Sousa, W. P. 1984. The role of disturbance in natural communities. Ann. Rev. Ecol. Syst. 15, 353-391.
- Sódor, M., Kovács, T. & Frank, T. 2000. Az időse facsoportok és fák fontossága. In: Frank, T. (szerk.) Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 116-118.
- Splechtna, B., Gratzler, G. & Black, B. 2005. Disturbance history of a European old-growth mixed-species forest – A spatial dendro-ecological analysis. Journal of Vegetation Science 16, 511-522.
- Splechtna, B. E. & Gratzler, G. 2005. Natural disturbances in Central European forests: approaches and preliminary results from Rothwald, Austria. Forest Snow and Landscape Research 79 (1/2), 57-67.
- Standovár, T. 1998. Diversity of Ground-layer Vegetation in Beech Forest – Comparison of Semi-natural and Managed Beech Stands in Northern Hungary. In: Bachmann, P., Köhl, M. & Päävinen, R. (szerk.) Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 381-388.
- Standovár, T., Ódor, P., Aszalós, R. & Gálhidy, L. 2006. Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. Community Ecology 7 (2), 199-209.
- Standovár, T. 2006. Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez. Magyar Tudomány (6), 656-662.
- StatSoft Inc. 2004. STATISTICA (data analysis software system), version 7. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Stojko, S. M. 1988. Die ökologische bestimmung der vitalität der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) an der Osteuropäischen grenze ihres Arealen in der Ukrainschen SSR. In: Korpel, S. & Paule, L. (szerk.) 3. IUFRO Buchensymposium. Vysoká škola lesnícka a drevárska, Zvolen. 111-126.
- Szafer, W. 1932. The beech and the beech forests in Poland. In: Rübel, E. (szerk.) Die Buchenwälder Europas. Verlag Hans Huber, Bern, Berlin, pp. 168-218.
- Szafer, W. 1966. The Vegetation of Poland. Oxford, London.
- Szemethy, L., Heltai, M. & Ritter, D. 1994. Előzetes eredmények a gímszarvas mozgáskörzetéről rádiótelemetriás nyomonkövetés alapján. Vadbiológia 4, 1-10.
- Szewczyk, J. & Szwagrzyk, J. 1996. Tree regeneration on rotten wood and on soil in an old-growth stand. Vegetatio 122 (1), 37-46.
- Székely 1964. A Mátra természeti földrajza. Földrajzi Közlemények 12 (88), 199-218.
- Szomorad, F. 2000. A cserjeszint szerepe. In: Frank, T. (szerk.) Természet – Erdő – Gazdálkodás. MME és Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 77-84.
- Szwagrzyk, J., Szewczyk, J. & Bodziarczyk, J. 1995. Structure of forest stand in the Zarnówka reserve of the Babia Góra National Park. Folia Forestalia Polonica 37, 111-123.
- Szwagrzyk, J., Szewczyk, J. & Bodziarczyk, J. 1997. Spatial variability of a natural stand in the Babia Góra National Park. Folia Forestalia Polonica 39, 61-78.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. & Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. Journal of Biogeography 31, 79-92.

- Tímár, G., Ódor, P. & Bodonczai, L. 2002. Az Őrségi Tájvédelmi Körzet erdeinek jellemzése. *Kanitzia* 10, 109-135.
- Tomasovszky, I. 1936. Magyarország erdészete a statisztika tükrében. Pátria Rt., Budapest.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. & Zach, P. 2006. Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry* 38 (1), 43-50.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. & Zach, P. 2006. Litter-dwelling beetles in primeval forests of Central Europe: Does deadwood matter? *Journal of Insect Conservation* 10 (3), 229-239.
- Tóth, J., Pagony, H. & Szontagh, P. 1995. A magyarországi bükkösök egészségi állapota. Az erdők egészségi állapotának változása. MTA Erdészeti Bizottság, Budapest, pp. 77-81.
- Tóth, J. 2000. Bükköseink egészségi állapota 1999. évi jelentés. ERTI Erdővédelmi Osztály, Budapest.
- Tóth, J. 2001. Bükköseink egészségi állapota 2000. évi jelentés. ERTI Erdővédelmi Osztály, Budapest.
- Tóth, S. L. 1999. A fafeldolgozás 1945 előtt. Fejezetek a fa-, bútoripar és asztalosság történetéből Magyarországon. Agroinform Kiadóház, Budapest.
- Török, A. 2000. Égtájorientált, erdőtípus-érzékeny természetes felújítási rendszer. *Erdészeti Lapok* 135 (6), 170-171.
- Török, A. 2006. Bükkösök erdőfelújítása az égtájorientált felújítási rendszer tükrében. *Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Veszprém.*
- Tretjak, U. D. 1954. Bukovije lesa Zakarpattja i puti ih bosztanovenija. *Sbornik pobisenija productivnosti lugov, lesov, gornih pastbis zapadnih oblastej USSR*, Kiev.
- Tretjak, U. D. 1958. Bozovnovlenije buka i ego sputnikov estestvennim putem i kulturami. *Lvovskij lesotehnicoskij inst., Lvov.*
- Tsurik, E. I. 1980. Structure and regeneration of virgin beech stands in the Carpathians. *Lesovedenie* No. 5, 75-84.
- Turcek, F. J. 1966. Über des Wiederauffinden von im Boden versteckten Samen durch Tannen-und Eichelhiher. *Waldhygiene* 6, 215-217.
- Ujházy, K., Krizová, E., Vanco, M., Frenáková, E. & Ondrus, M. 2005. Herb layer dynamics of primeval fir-beech forests in central Slovakia. In: Commarmot, B. & Hamor, F. D. (szerk.) *Natural Forests in the Temperate Zone of Europe. Values and Utilisation*. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf. 193-202.
- Ulanova, N. G. 2000. The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135, 155-167.
- Van Dyke, O. 1999. A literature review of ice storm impacts on forests in Eastern North America. *SCSS Technical Report* 112.
- Varga, D. 1970. Erdőkerülőben. Szépirodalmi Könyvkiadó, Budapest.
- Veres, L. 1995. A Bükk hegység üveghutái. Miskolc.
- Vrška, T. 1996. (Pra)les Diana. *Lesnictvi Forestry* 42 (9), 393-413.
- Vrška, T. 1998. Prales Salajka po 20 letech (1974-1994). *Lesnictvi Forestry* 44 (4), 153-181.
- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P. & Adam, D. 1999. Prales Žákova Hora po 21 letech (1974-1995). *Journal of Forest Science* 45 (9), 392-418.

- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P. & Adam, D. 2000. Prales Polom po 22 letech (1973-1995). *Journal of Forest Science* 46 (4), 151-178.
- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P., Adam, D. & Horal, D. 2000. Prales Mionší - Historický vývoj a současný stav. *Journal of Forest Science* 46 (9), 411-424.
- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P., Adam, D. & Horal, D. 2001. The Milesice virgin forest after 24 years (1972-1996). *Journal of Forest Science* 47 (6), 255-276.
- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P., Adam, D. & Horal, D. 2001. The Razula virgin forest after 23 years (1972-1995). *Journal of Forest Science* 47 (1), 15-37.
- Vrška, T., Hort, L., Odehnalová, P., Horal, D. & Adam, D. publikálatlan. The Boubin virgin forest after 24 years (1972-1996) - Development of tree layer.
- Warrillow, M. P. & Mou, P. 1999. Ice Storm Damage to Forest Tree Species in the Ridge and Valley Region of Southwestern Virginia. *Journal of the Torrey Botanical Society* 126 (2), 147-158.
- Watt, A. S. 1923. On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration. *Journal of Ecology* XI, 1-47.
- Watt, A. S. 1924. On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration II. The development and structure of beech communities on the Sussex downs. *Journal of Ecology* XII, 145-203.
- Watt, A. S. 1925. On the ecology of British beechwoods with special reference to their regeneration III. The development and structure of beech communities on the Sussex downs (continued). *Journal of Ecology* XIII, 27-73.
- Watt, A. S. 1947. Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* 35, 1-22.
- Wijveden, S. M. J. 2003. Stand dynamics in Fontainebleau. *NatMan Research Report*.
- Wilson, J. S. & Oliver, C. D. 2000. Stability and density management in Douglas-fir plantations. *Canadian Journal of Forest Research* 30 (6), 910-920.
- Worrall, J. J., Lee, T. D. & Harrington, T. C. 2005. Forest dynamics and agents that initiate and expand canopy gaps in Picea-Abies forests of Crawford Notch, New Hampshire, USA. *Journal of Ecology* 93 (1), 178-190.
- Zar, J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, NJ.
- Zeibig, A., Diaci, J. & Wagner, S. 2005. Gap disturbance patterns of a *Fagus sylvatica* virgin forest remnant in the mountain vegetation belt of Slovenia. *Forest Snow and Landscape Research* 79 (1/2), 69-80.
- Zielony, R. 1999. Natural Forests and Forests Protected by Law in Poland. In: Diaci, J. (szerk.) *Virgin Forests and Forest Reserves in Central and East European Countries: History, Present Status and Future Development*. Department of Forestry and Renewable Forest Resources - Biotechnical Faculty, University of Ljubljana, Ljubljana, pp. 45-66.
- Zimmermann, H. 1985. Zur Begründung von Mischbeständen mit Fichte und Buche auf Sturmwurfflächen im öffentlichen Wald Hessens. *Allgemeine Forstzeitung München* 49, 1326-1330.
- Zlatník, A. 1926. Les associations de la végétation des Krknose et le pH. *Mém. de la Soc. Roy. des Sc. Bohème* 1925
- Zlatník, A. 1934. Studie o státních lesích na Podkarpatské Rusi Sborník vědeckých ústavů zemědělských ČSR 126, 1-109.

- Zlatník, A. 1935. Studie o státních lesích na Podkarpatské Rusi II–III. Sborník výzkumných ústavů zemědělských ČSR 127, 1-206.
- Zlatník, A., Korsuň, F., Kočetov, F. & Kseneman, M. (szerk.) 1938. Prozkum přirozených lesu na Podkarpatské Rusi. Sborník výzkumných ústavů zemědělských ČSR 152, 6-242.
- Zlatník, A. 1959. Přehled slovenských lesů podle skupin lesních typů. Spisy Vedecké laboratoré biogeocenologie a typologie lesa LF VŠZ v Brně, Brno, 195 pp.
- Zukrigl, K., Eckhardt, G. & Nather, J. 1963. Standortkundliche und waldbauliche Untersuchungen in Urwaldresten der niederösterreichischen Kalkalpen. Mitteilungen Forst Bundesversuchsanstalt Wien 62, 1-244.