



MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

**KÜLÖNBÖZŐ KORÚ KOCSÁNYTALAN TÖLGYES ÁLLOMÁNYOK  
TÖBBSZEMPONTÚ ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA**

DOI: 10.54598/003610

**Doktori (PhD) értekezés**

**TRENYIK PETRA**

**Gödöllő  
2023**

**A doktori iskola:**

**megnevezése:** Környezettudományi Doktori Iskola

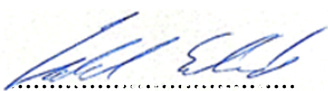
**tudományága:** Környezettudományok


**vezetője:** Csákiné Prof. Dr. Michéli Erika  
egyetemi tanár  
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem  
Környezettudományi Intézet,  
Talajtani Tanszék

**témavezető:** Prof. Dr. Czóbel Szilárd  
egyetemi tanár  
Szegedi Tudományegyetem  
Mezőgazdasági Kar,  
Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet

**társtémavezető:** Dr. Szirmai Orsolya  
tudományos munkatárs  
Szegedi Tudományegyetem  
Mezőgazdasági Kar,  
Állattudományi és Vadgazdálkodási Intézet

.....  
Prof. Dr. Michéli Erika  
Az iskolavezető jóváhagyása

  
.....  
Prof. Dr. Czóbel Szilárd  
A témavezető jóváhagyása

  
.....  
Dr. Szirmai Orsolya  
A társtémavezető jóváhagyása

## TARTALOMJEGYZÉK

|          |  |    |
|----------|--|----|
| <b>1</b> | <b>Bevezetés</b> .....                             | 5  |
| 1.1      | A témaválasztás indoklása .....                    | 5  |
| <b>2</b> | <b>Célkitűzések</b> .....                          | 8  |
| <b>3</b> | <b>Irodalmi áttekintés</b> .....                   | 9  |
| 3.1      | A klímaváltozás tölgyesekre gyakorolt hatása ..... | 9  |
| 3.2      | Kapcsolódó hazai szakirodalom .....                | 11 |
| 3.2.1    | Tölgyesek egészségi állapotának vizsgálata .....   | 11 |
| 3.3      | Nemzetközi szakirodalom .....                      | 16 |
| 3.3.1    | Tölgyesek egészségi állapotának vizsgálata .....   | 16 |
| 3.4      | Tölgyesek korhadtságának vizsgálata .....          | 19 |
| 3.5      | A <i>Quercus petraea</i> jellemzése .....          | 21 |
| 3.5.1    | A <i>Quercus petraea</i> termőhelyi igényei .....  | 21 |
| 3.5.2    | A <i>Quercus petraea</i> elterjedése .....         | 21 |
| <b>4</b> | <b>Anyag és módszer</b> .....                      | 23 |
| 4.1      | Vizsgált területek bemutatása .....                | 23 |
| 4.1.1    | Kőszegi-hegység .....                              | 23 |
| 4.1.2    | Börzsöny .....                                     | 26 |
| 4.1.3    | Zempléni-hegység .....                             | 30 |
| 4.2      | Vizsgálati módszerek .....                         | 33 |
| 4.2.1    | ArborSonic 3D Akusztikus tomográf (FAKOPP) .....   | 33 |
| 4.2.2    | Fakoppos adatok statisztikai kiértékelése .....    | 46 |
| 4.2.3    | Cönológiai felvételezés .....                      | 47 |
| 4.2.4    | Szimilitás vizsgálatok .....                       | 47 |
| 4.2.5    | Diverzitás vizsgálatok .....                       | 48 |
| 4.2.6    | Állományok ökológiai jellemzése .....              | 49 |
| 4.2.7    | Talajtani vizsgálatok .....                        | 49 |
| 4.2.8    | Meteorológia adatgyűjtés .....                     | 50 |
| <b>5</b> | <b>Eredmények és értékelésük</b> .....             | 51 |
| 5.1      | Fakopp 3D Akusztikus tomográf mérések .....        | 51 |
| 5.1.1    | Kőszegi-hegység .....                              | 51 |
| 5.1.2    | Börzsöny .....                                     | 52 |
| 5.1.3    | Zempléni-hegység .....                             | 54 |

|           |   |            |
|-----------|---|------------|
| 5.1.4     | A három vizsgált hegység 5 korcsoportjában, 5 rétegben mért eredmények összehasonlítása ..... | 55         |
| 5.1.5     | Romlottsági értékek a 20 éves korcsoport esetén.....  | 58         |
| 5.1.6     | Romlottsági értékek a 40 éves korcsoportban.....  | 59         |
| 5.1.7     | Romlottsági értékek a 60 éves korcsoport esetén.....  | 60         |
| 5.1.8     | Romlottsági értékek a 80 éves korcsoportban.....  | 61         |
| 5.1.9     | Romlottsági értékek a 100 éves korcsoport esetén.....   | 61         |
| 5.1.10    | A romlottság ismétlőméréseinek az összehasonlítása .....                                      | 65         |
| 5.2       | Cönológiai vizsgálatok .....  | 69         |
| 5.3       | Szimilitás vizsgálatok.....   | 72         |
| 5.4       | Diverzitás vizsgálatok.....   | 75         |
| 5.4.1     | Lombkoronaszint.....  | 75         |
| 5.4.2     | Cserjeszint .....   | 78         |
| 5.4.3     | Gyepszint.....  | 81         |
| 5.5       | Szociálismagatartás-típusok és relatív ökológiai mutatók.....                                 | 85         |
| 5.5.1     | Szociálismagatartás-típusok .....   | 85         |
| 5.5.2     | Relatív hőigény .....   | 89         |
| 5.5.3     | Relatív talajvíz, talajnedvesség igény .....  | 93         |
| 5.5.4     | Talajreakció .....  | 96         |
| 5.5.5     | Nitrogénigény.....  | 99         |
| 5.5.6     | Fényigény .....   | 103        |
| 5.6       | Talajtani adatok .....  | 107        |
| 5.7       | Csapadékadatok .....  | 113        |
| <b>6</b>  | <b>Következtetések, javaslatok .....</b>  | <b>119</b> |
| <b>7</b>  | <b>Új tudományos eredmények.....</b>  | <b>122</b> |
| <b>8</b>  | <b>Összefoglalás.....</b>   | <b>123</b> |
| <b>9</b>  | <b>Summary.....</b>   | <b>127</b> |
| <b>10</b> | <b>Mellékletek.....</b>   | <b>131</b> |
| M1        | Felhasznált irodalmak .....   | 131        |
| <b>11</b> | <b>Köszönetnyilvánítás .....</b>  | <b>147</b> |

# 1 Bevezetés

## 1.1 A témaválasztás indoklása

Földünk éghajlata folyamatosan változik, ám a múltbéli adatok elemzéséből kiderül, hogy a glaciálisok és interglaciálisok váltakozása jóval lassabban játszódott le, mint a mostani felmelegedés esetében. Az IPCC 2018-ban kiadott Tematikus jelentésében 1,5-2 °C-os globális hőmérséklet-emelkedéssel járó hatásokat, kockázatokat, valamint a mérsékléséhez szükséges üvegházhatású-gázok kibocsájtásának lehetőségét összegzi (MASSON-DELMOTTE, 2018). Az Országos Meteorológia Szolgálat éghajlati monitoringjából kitűnik, hogy a múlt század eleje óta a Magyarországon mért átlagos hőmérséklet emelkedés magasabb volt, mint az IPCC ötödik jelentésében előrejelzett ([http1](http://)). Így tehát ez a régió az átlagosnál jobban melegedő régiókhoz tartozik.

A meteorológiai adatok elemzése mellett a globális és regionális klímamodellek elemzésével kaphatunk teljesebb képet az éghajlat változásáról. A klímamodellek is a hőmérséklet emelkedését, az extrém időjárási események egyre gyakoribbá és intenzívebbé válását (aszályok, hirtelen lehulló nagy csapadékok, szélviharok, hőhullámok) jósolják. (BARTHOLY & PONGRÁCZ, 2005, 2007; SZALAI & MIKA, 2007; BARTHOLY et al., 2009; GÁLOS et al., 2012).

Az éghajlati átlagok változásánál sokkal nehezebben alkalmazkodnak az élőlények a szélsőséges klimatikus eseményekre (MÁTYÁS et al., 2010; RASZTOVITS et al., 2014). A hőmérséklet emelkedés és az egyre szárazabbá váló klíma valószínűleg a fajokat és azok elterjedési határait is érinteni fogja. Az alsó elterjedési határt a csapadék mennyisége szabályozza (HAMP & PETIT, 2005). A Kárpát-medencében ez azért is nagyon fontos, mert több fafaj alsó szárazsági határa itt húzódik (BERKI et al., 2007; MÁTYÁS et al., 2009b; MÁTYÁS & GÁLOS, 2010; CZÚCZ et al., 2011).

Az élőlények klímaváltozásra adott válaszainak a kutatásában a legnagyobb nehézséget az adja, hogy az élővilág válasza teljesen eltérőek különböző régiók vagy fajok esetében. Így a pontos térbeli és időbeli előrejelzések megállapításához rendkívül nagyszámú kutatásra van szükségünk (WALTHER et al., 2002; PARMESAN & YOHE, 2003; ROOT et al. 2003; PARMESAN 2006).

RISSER (1995) szerint a legérzékenyebben a klimatikusan meghatározott zónák fognak reagálni. A Kárpát-medence ökoszisztémáit a hőmérséklet emelkedés mellett a jelenleg észlelt és előrejelzett csapadékviszonyok megváltozása veszélyezteti leginkább (CZÓBEL et al., 2010).

Azonban az ökoszisztémák válasza ezekre a változásokra még kevésbé feltártak (CZÓBEL et al., 2008)

Arra figyelmeztetnek a kutatók, hogy nem csupán a hőmérséklet emelkedésével jár a globális klímaváltozás, hanem az aszályos periódusok gyakoribbá válásával is. Ezek az időszakok komoly veszélyt jelentenek az erdőállományok egészségi állapotára, hiszen kutatásokkal bizonyították, hogy ezekben az időszakokban az állományok egészségi állapota leromlik, ami miatt gyérülés vagy akár a fiatalabb állományok teljes pusztulása is bekövetkezhet (CSÓKA et al., 2007; CSÓKA et al., 2009).

CZÚCZ és munkatársai (2013) szerint hazánkban a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* (*Mattuschka*) *Lieblein.*) számára az optimális klímater jelentősen beszűkülhet, kutatásaik szerint 2050-re a hazai kocsánytalan tölgyes állományok 80-100%-a is a számukra optimális klímateren kívülre eshet.

A fő állományalkotó fajok pusztulását is megfigyelték párhuzamosan az aszályos időszakokkal, köztük talán legsúlyosabb mértékben a *Q. petraea* volt érintett. A pusztulás okára számos kutató kereste a választ, többek között IGMÁNDY és munkatársai (1985), JAKUCS és mtsai (1988), BERKI (1991, 1995). Végül a tölgypusztulás fő okaként a hosszú aszályos periódusú éveket nevezték meg, amikor a vízhiány hatására a legyengült fákon tömegesen jelennek meg lombfogyasztó rovarok és parazita gombák (VAJNA 1989,1990).

A faállományok közvetlen hatást gyakorolnak a mikroklíma, talaj- és fényviszonyokra, melyek így közvetett módon szinte valamennyi élőlénycsoportra kihatnak, nem csak a fásszárú újulatra, hanem a cserjeszintre és az erdei lágyszárúak mennyiségi és minőségi viszonyaira (WHIGHAM 2004, HART & CHEN, 2006). Az egyes állományokra jellemző klímát (SZÁSZ & TŐKEI, 1997) számos faállomány szerkezeti, termőhelyi, illetve táji változó kölcsönhatásai alakítják ki (AUSSENAC 2000). Hierarchikus rendszerbe is illeszthetőek a mikroklímát befolyásoló tényezők (AUSSENAC 2000, WENG et al. 2007); fő változóként a területre jellemző klíma és domborzati viszonyok vehetőek figyelembe, melyek meghatározzák a talajtípust és vegetációt (OKE 2002, GEIGER et al. 1995).

Egy erdőtársulás fajgazdagságában nagy szerepet játszik az adott élőhelyen uralkodó létfeltételek és az ezekért folytatott versengés, valamint a növény- és állatvilág kapcsolata. A fentiekben leírt rendszer határozza meg, hogy egy faj elterjedésére alkalmasak a feltételek vagy pedig nem, vagyis fő szerepet játszik a biodiverzitás kialakulásában. Ezekre a természetes folyamatokra próbál hatást gyakorolni az erdőgazdálkodás. Azért, hogy az erdők funkciójukat minél inkább betölthessék, a természetközeli erdőgazdálkodásban az ökoszisztéma megőrzése, a

talaj és klíma védelme kiemelkedő fontosságú, ami hosszútávon a biodiverzitás megőrzését is szolgálja (SOMOGYI et al., 2001).

Szintén fontos szempont, hogy a biodiverzitás megőrzése az ökológiai és az ökonómiai kockázatok csökkenését is eredményezheti egyben, hiszen a bonyolultabb trofikus kapcsolatok révén a társulás ellenállóbbá válik (BESZE et al., 1999).

Számos adattal rendelkezünk a hazai erdőállományokat ért károsodásokról, többek között az EVH (Erdővédelmi Hálózat) monitoring rendszerének és az erdővédelmi kárbejelentő lapok rendszerének köszönhetően (HIRKA et al., 2015), ám ezek a felmérések nem egzakt mérésekkel, hanem becslésen alapuló módszerekkel határozzák meg a károsodások mértékét. Így kutatómunkám ebből a szempontból is hiánypótlónak tekinthető, hiszen műszeres mérést alkalmaztam az állományok egészségi állapotának a kiértékelésére.

## 2 Célkitűzések

Vizsgálataink fő célkitűzései az alábbiak voltak:

- meghatározni és összehasonlítani a *Q. petraea* korhadtságát a Kárpát-medence három hegységében, amelyek egy Ny-K-i transzszekt mentén helyezkednek el,
- meghatározni és összehasonlítani a *Q. petraea* korhadtságát 5 különböző korcsoportban, mind a 3 kiválasztott hegységben,
- a *Q. petraea* egészségi állapotának kiértékelése az egyes korcsoportokban, valamint hegységekben,
- cönológiai felvételezés készítése a 3 hegység 5-5 különböző korcsoportjában,
- a cönológia felvételezés eredményeinek a kiértékelése szimilaritás, diverzitás, szociálismagatartás-típusok és relatív ökológiai mutatók alapján,
- a csapadékadatok összegyűjtése és kiértékelése a vizsgált területeken,
- a legfontosabb talajtani paraméterek kiértékelése a vizsgált területeken.

Hipotézisek:

- azt feltételezem, hogy a mag eredetű állományok egészségi állapota kedvezőbben alakul a sarj eredetű állományokéval szemben,
- a kevésbé csapadékos hegységekben található állományok egészségi állapota rosszabb, mint a csapadékosabb hegységekben találhatóké,
- az idősebb állományok egészségi állapota rosszabb, mint a fiatalabb állományoké,
- az erdőműveléssel járó rendszeres antropogén zavarás miatt alacsony diverzitás jellemzi a korcsoportok gyepszintjét.



### 3 Irodalmi áttekintés

#### 3.1 A klímaváltozás tölgyesekre gyakorolt hatása

A globális klímaváltozás gyökeresen megváltoztatja az erdei növénytakaságok életfolyamatait, hiszen a hő-, víz- és tápanyagellátás is jelentősen változik. A növekvő CO<sub>2</sub> szint hatására a fotoszintézis intenzitása is növekszik (KRAMER, 1981; CURE & ACOCK, 1986; MEDLYN et al., 2000), ez egy bizonyos szintig növeli a biomassza termelést, azonban, ha a CO<sub>2</sub> átlép egy küszöböt, akkor a sztomák bezáródnak, és a fotoszintézis intenzitása is csökken (KIMBALL & IDSO., 1983; ÁCS et al., 1991). Így klímaváltozással együtt járó CO<sub>2</sub>-szint emelkedés jelentős hatással van az állományok növekedésére. Viszont a következményeit tekintve már megoszlanak a kutatási eredmények, míg Európa észak-nyugati részén azt tapasztalták, hogy a CO<sub>2</sub> szint emelkedésével a fa növekedés is gyorsuló ütemben fejlődött (SPIECKER et al., 1996; SPIECKER, 1999; THEURILLAT & GUIGAN, 2001; PRETZSCH et al., 2014), addig Közép- és Dél-Európában viszont a növekvő CO<sub>2</sub> szinthez még aszály is társult, aminek hatására a növekedés lelassul, sőt esetenként meg is állt (HORVÁTH & MÁTYÁS, 2014; ILLÉS et al., 2014, FÜHRER et al., 2015).

Mivel a globális klímaváltozás hatására az elmúlt évtizedekben a hosszantartó aszályos periódusok is gyakoribbá váltak (SPINONI et al., 2015), így számos kutatás számol be az állományok növekedésének a lassulásáról (MÁTYÁS et al., 2018, PELTIER et al., 2016, SCHULDT et al., 2020). Az aszályos időszakok sok esetben az erdők nagymértékű vitalitás veszteségeért közvetlenül vagy közvetetten (például a másodlagos biotikus károk révén) felelősek (RASZTOVITS et al., 2012; BUSOTTI et al., 2017).

Érdekes aspektusa a klímaváltozás okozta növekvő famortalitásnak, hogy a kiritkult állományokban a megmaradt egyedek intenzívebben növekednek, melyet több kutatás is bizonyít. A növekedés ezekben az esetekben nem vertikális, hanem horizontális, vagyis az átmérő növekedése tapasztalható (HORVÁTH, 2012; BERKI et al., 2016).

A klímaváltozás hatásainak kutatása során egyre nagyobb jelentősége lett a fajok elterjedését érintő vizsgálatoknak. HICKLER és munkatársai (2012) Európa 14 faját érintő átfogó tanulmányukban próbálják előrejelezni a kijelölt fajok elterjedésében bekövetkező változásokat. A kiválasztott fajokot vegetáció típusokba sorolták be, így a *Q. petraea* a mérsékeltövi lombos erdők típusába tartozik (SYKES et al., 1996). A modellezés eredményei alapján a 2071-2100 közötti időszakban Észak-Európában 4 °C-os, míg Dél-Európában 3,5 °C-os léghőmérséklet-emelkedés várható. Így várhatóan a boreális és alpin régiók fajai esetén az élettér

beszűkülése várható, míg a melegkedvelő mediterrán fafajok (pl. molyhos tölgy (*Quercus pubescens*), Aleppói-fenyő (*Pinus halepensis*) és a szárazságtűrő cserjefajok elterjedésének növekedése fog várhatóan bekövetkezni.

A fenti eredmények is azt mutatják, hogy külön kell kezelni az északi és a déli elterjedési határt (HAMPE & PETIT, 2005; MÁTYÁS et al., 2009a; CZÚCZ et al., 2013). A termikus, azaz a hőmérséklet által meghatározott az északi határ, így az előrejelzett melegedés hatására a melegkedvelő fajok északi vagy felső elterjedési határa várhatóan terjedni fog. Az alsó vagy déli határt viszont a csapadék határozza meg, vagyis a megfelelő csapadékelátottság (MÁTYÁS & CZIMBER, 2004; MÁTYÁS et al., 2009a; HLÁSNY & MAREK, 2008; HOGG et al., 2008). Amennyiben nem áll rendelkezésre elegendő víz, akkor a betegségek és különböző kártételek könnyebben terjedhetnek, ami a mortalitás megemelkedése után az elterjedési határ visszahúzódásához vezethet (JUMP et al., 2009; MÁTYÁS, 2010). Magyarország területén több faj alsó szárazsági határa is húzódik, így kiemelt jelentőségű ennek a kutatása (MÁTYÁS et al., 2009a).

CZÚCZ és munkatársai (2013), valamint CZÚCZ (2010) a közönséges bükk (*Fagus sylvatica*) és a *Q. petraea* esetében modellezték azok jövőbeni lehetséges elterjedési határait. Eredményeik alapján mindkét fafajnál az éves csapadékösszeg, valamint a tavaszi és nyári átlaghőmérséklet az elterjedést limitáló fő tényező. Az éghajlati tényezőket is figyelembe vevő becslési térképeken a 21. század végére a *F. sylvatica* teljes eltűnését vetíti előre, míg a *Q. petraea* esetében is jelentős (~85%) terület csökkenést jeleznek.

A *F. sylvatica* esetében számos publikáció született arról, hogy mivel a szárazságra érzékeny fafajok közé tartozik, ezért jelenlegi területeinek a csökkenése várható (pl. RASZTOVITS, 2011; KRAMER et al., 2010; LINDER et al., 2010). RASZTOVITS és munkatársai (2012) által alkalmazott modell némiképp kevésbé pesszimista eredményt adott, a 21. század közepére 8% körüli, míg a század végére 56,8%-os területvesztést jósolt ennek a fafajnak, de még ezek a számok is aggasztóak.

MÓRICZ és munkatársai (2013) is hasonló kutatást végeztek, mely három fafajunkat érintette (*F. sylvatica*, *Q. petraea*, csertölgy (*Quercus cerris*)). A munka során a jelenlegi és várható jövőbeni klímában próbálták meghatározni a három fafaj elterjedését. Eredményeik alapján a *F. sylvatica* számára alig marad optimális terület, csak néhány foltban lesz fellelhető hazánkban, ugyanez mondható el a *Q. petraea*-ról is, aminek a területi kiterjedése szintén drasztikusan lecsökken majd, helyét az aszályt jobban toleráló *Q. cerris* foglalhatja el.

## 3.2 Kapcsolódó hazai szakirodalom

### 3.2.1 Tölgyesek egészségi állapotának vizsgálata

A klimatikus szélsőségek közül az aszály és a vízhiány okozza a legnagyobb problémát az erdők számára. Az általuk kiváltott stressz az állomány vitalitásának a gyengülését is eredményezheti (levélvesztés, levélelészíneződés, növekedés lelassulása, csúcscsáradás), vagy akár egyes faegyedek pusztulását is (MÁTYÁS et al., 2010). A stresszre adott válaszreakció mértékét két tényező befolyásolja, az egyik, hogy mennyi ideig áll fenn az aszály, míg a másik, hogy mennyire képes az adott faj tolerálni azt, vagyis mekkora a tűrőképessége (MÁTYÁS & GÁLOS, 2010b; MÁTYÁS et al., 2010). Míg egy rövidebb, egy-két éves aszály többnyire csak a növedék csökkenését eredményezi, egy ennél hosszabb ideig fennálló, erősen aszályos periódus már a mortalitás növekedését is okozhatja (CSÓKA et al., 2009). Fontos megjegyezni, hogy ezek a száraz, aszályos időszakok nem csak az adott állomány vitalitását, hanem magának a termőhelynek is több elemét negatívan befolyásolják (BIDLÓ et al., 2014)

A súlyosabb aszályos időszakokkal szemben nagyobb toleranciája van a virágos kőrisnek (*Fraxinus ornus*), a *Q. pubescens*-nek, a *Q. cerris*-nek, és a fekete fenyőnek (*Pinus nigra*). Viszont érzékenyen reagál az aszályos periódusokra a *Q. petraea*, a *F. sylvatica* és a lucfenyő (*Picea abies*) (HORVÁTH et al., 2001).

#### 3.2.1.1 Síkfőkút projekt bemutatása és eredményei a tölgypusztulás tekintetében

Magyarország leghíresebb tartamkísérlete az 1972-ben indult, így napjainkban már több mint 50 éve tartó Síkfőkút projekt. A MAB program keretében megkezdett kutatás fő célja volt a cseres-tölgyesek szerkezetének, működési és szabályozási folyamatainak a megismerése, ami a kutatás első éveiben számos hasznos információval szolgált. A projekt kezdetekor összesen 209 edényes növényfajt jegyeztek fel a vizsgált területen, ami a hazai flóra nagyjából 10%-ának felel meg, az összes *Q. petraea*-át és *Q. cerris*-t megjelölték, előbbiből 689 db míg az utóbbiból 127 db ált 1973-ban (MARKÓ, 2001).

1979-től az állomány jelentős mértékű pusztulása volt megfigyelhető, amely nem csak itt, hanem az ország más területein is jelentkezett. Innentől kezdve a kutatások középpontjában a tölgypusztulás okainak feltárása, illetve az egészségi állapot leromlásának vizsgálata állt. A hazai tölgypusztulás gazdasági veszteségét akkoriban 20 millió dollárra becsülték, ami jól jelzi a probléma súlyosságát. A síkfőkút projekt remek lehetőséget adott a kutatásra, hiszen addigra már

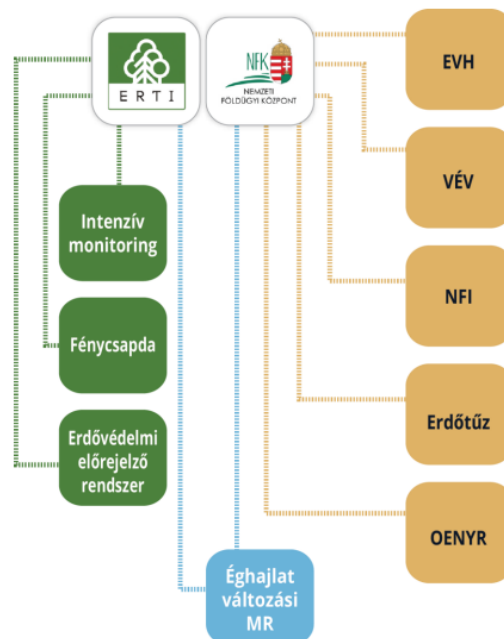
több éves adatsorok álltak a kutatók rendelkezésére, és az egyesével jelölt fák egészségi állapotában bekövetkező változásokat egyedileg is meg lehetett figyelni (TÓTHMÉRÉSZ, 2001). A kiindulási állapothoz képest 2004-ig a *Q. petraea*-k 68,4 %-a, míg a *Q. cerris*-ek 15,8 %-a pusztult el (KOTROCZÓ et al., 2007).

Végül a tölgypusztulás okául nem egy, hanem több tényezőt határoztak meg a kutatók, a savas ülepedést, ami felelős a talaj elsavanyodásáért, a tápelemek kimosódását, a csapadékhiányt, így a talaj kiszáradását, és a felmelegedést. Ezeknek a tényezőknek a hatására jelentősen leromlott az egyedek egészségi állapota, a mikorhizza kapcsolatok is legyengültek, így a másodlagos kórokozókkal szemben már védtelenek voltak a fák. (JAKUCS, 1983, 1984, 1985, 1988, 1990).

A *Q. petraea*-t azért érinti nagyobb arányban a tölgypusztulás, mert a cserhez képest kevesebb vizet képes elraktározni a törzsében, ami pedig segíthetné a száraz periódusok átvészelésében (BÉRES et al., 1998).

### 3.2.1.2 Hazai mérő- és megfigyelő hálózatok

Hazánkban több mérő- és megfigyelő rendszert is használnak az állományok egészségi állapotának és növekedésének a monitorozására. 1988 óta működik hazánkban az Erdővédelmi Mérő-és Megfigyelő Rendszer (EMMRE), mely számos alrendszert is magában foglal (1. ábra) (KOLOZS et al., 2009). Emellett a rendszer mellett az Országos Erdőállomány Adattár adhat képet a hazai erdőállományok pontos állapotáról.



1. ábra: Az EMMRE és alrendszerei (Forrás: FÜHRER & KOLOZS, 2019)

➤ Országos Erdőállomány Adattár

1971 óta működik hazánkban az országos lefedettséggel rendelkező Országos Erdőállomány Adattár, mely tartalmazza valamennyi hazai erdőrészlet azonosítót, a termőhelyi adatokat, fafaj összetételt, növedéket, fakészletet, egészségi állapotot, valamint a 10 éves erdőtervi időszakokra vonatkozó erdőgazdálkodási feladatokat (SZMORAD et al., 2013). A nagy mennyiségű adat lehetővé teszi az országos statisztikák készítését.

➤ EVH I. rendszer – nagyterületi egészségi állapot felmérés

AZ EVH I. rendszert azzal a céllal hozták létre, hogy évenkénti adatszolgáltatás révén nyújtson információt a hazai erdők egészségi állapotáról (KOLTAY et al., 2011). A nemzetközi rendszerhez hasonlóan az ország teljes területét lefedték egy képzeletbeli 4\*4 km-es rácshálóval, amelynek a metszéspontjai adják a mintavételi pontokat. A kijelölt pontoktól aztán 25 m-es sugarú körön belül a legközelebb álló 6 fa kerül be mintafának. A kijelölt fáknak aztán évente ellenőrzik az egészségi állapotát vizuális megfigyelések alapján (KOLTAY et al., 2011).

A felvételezés során leírt eredményeket, összehangban az ICP forests útmutatójával, 5%-os pontossággal veszik fel, az EVH I-es rendszer bemutatása KOLTAY és munkatársai (2011) munkája nyomán készült (1. táblázat):

| ICP kárfokozatok             | Kategóriák              |
|------------------------------|-------------------------|
| 0-10%: tünetmentes           | egészséges              |
| 11-25%: veszélyeztetett      | gyengén károsodott      |
| 26-60%: közepesen károsított | számottevően károsodott |
| 61-99%: erősen károsított    |                         |
| 100%: elpusztult             |                         |

1. táblázat: ICP kárfokozatok és a kapcsolódó kategóriák bemutatása (KOLTAY et al., 2011)

Az egészségi állapotromlás okai 3 csoportba sorolhatóak:

- Abiotikus károk: melyeket időjárási- és klimatikus tényezők okoznak. Hirtelen megjelenésük nagy területeken problémát okozhat (aszály, tűz, szélvihar, hó, jég, belvíz, áradás).
- Biotikus károk: természetszerű állományokban állandó a jelenlétük, ám az erdő könnyen kiheveri a károsításukat, ilyenek az egyes rovar- vagy gomba károsítók).

A mesterséges nagy kiterjedésű monokultúrákban is megfigyelhetőek biotikus károk, amelyek egy bizonyos mértékig természetesnek tekinthetőek. Ám itt kockázati tényezőt jelent, hogy az egyidős, alacsony diverzitású erőkben a károkozók könnyen és gyorsan képesek terjedni (mint pl. a gyapjaslepke /*Lymantria dispar* L./ hernyó gradációja).

Természetes állományokban is előfordulhat károkozók tömeges elszaporodása (gyapjas lepke gradáció), de ehhez több negatívan befolyásoló tényező egyidejű jelenléte szükséges.

- Emberi beavatkozások következtében kialakuló károk: melyet okozhatja a mesterségesen magasan tartott vadlétszám (vadkárok), vagy a nem elég körültekintően elvégzett erdei munkák, aminek következtében pl: kéregsebzés, csemetetaposás, talaj tömörödés, koronatörés következhet be.

A károk mértékét fokozhatja a fafajok számára kiválasztott nem megfelelő termőhely. Ezekben az esetekben nagyobb valószínűséggel indulhat meg spontán pusztulás.

A fent jellemzett három károsodási kategória a károsodás helye szerint bontható tovább, így a faegyed állapotfelmérése szisztematikusan kerül elvégzésre (korona, törzs, gyökfő). A továbbiakban jellemző károk kerülnek felsorolásra:

- Koronakárok: hajtástorzulás, fagyöngy, csúcsszáradás, gubacsok, tetűszívás, hernyók, lombrágó rovarok, lombkárosító gombák, lerágás, imissziók, koronatörés, egyéb károsodások;
- Törzskárok: bekorhadt ággöcs, golyvák és rákos sebek, törzstaplók, deformációk, fekélyek, gyantafolyás, farontó rovarok, kéregtetvek és pajzstetvek, fagyrepedés, fagyléc, villámkár, fattyúhajtás, egyéb törzskár;
- Kéregkárok: egyéb kéregsebzések, emberi eredetű sebzések;
- Gyökfőkárok: pajor, pocok károsítás, bekorhadt tő, azonosítható gombakár a gyökfőben, egyéb gyökfő vagy gyökérekárosodás;
- Talajkárok: pangóvíz, magas talajvíz, erózió, talajtömörödés, talajvízsüllyedés, talajszennyeződés, egyéb talajkárok;
- Egyéb károsodások: kidőlés, törzsdöntés, tűzkár, széldöntés, hervadásos pusztulás, aszály, hőség, tavaszi hernyórágás, gyapjaslepke petecsomók, egyéb károsodás
- Vad által okozott károk: makkvetéses erdősítések károsítása, természetes felújítás akadályozása, rügyek, hajtások és lomb rágáskára, kéreghántás, rágás, dörzsölés, töréskár, egyéb vadkár;

➤ EVH II. rendszer – intenzív monitoring hálózat

Az EVH II monitoring hálózata 1993 óta működik azzal a céllal, hogy a légszennyezést és egyéb károsító tényezőket vizsgálja. A rendszer része az ICP Forests (International co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests) nemzetközi hálózatának, így a vizsgálatok is az ICP által elfogadott módszertan szerint történnek. A mintavételi helyeket az országot lefedő elméleti 16×16 km-es rácsháló metszéspontjai adják. Azonban 2007-ben a felvételezés metodikája jelentősen megváltozott. Így az egyes mintafákról pontosabb információkkal szolgál a felvételezés, mind a károsodás helyét, mértékét, mind az okát illetően. Viszont az új módszertannal felmért adatok csak nehezen összevethetőek a korábbi adatokkal (KOLTAY et al., 2015).

Az egészségi állapot felmérést évente egyszer, mintaterületenként átlagosan 100 mintafával végzik el. Valamennyi mintafán növénytesttájanként határozzák meg az esetleges károsodásokat (levélvesztés, ágelhalás, lombszíneződés, lombvesztés jellege, törzskárok, gyökfőben előforduló károsodások jellege, mértéke, okai), amiről fénykép is készül. A terepi vizsgálatokon felül időszakonként végeznek lombminta analízist is, amelynek segítségével a begyűjtött lomb- és hajtásminták laboratóriumi kiértékelése után pontosan meghatározhatók a mintaterületen előforduló kórokozók, károsítók (KOLTAY, 2011).

Az EVH II.-es szintű intenzív monitoring az egészségi állapotfelmérés mellett meteorológiai adatokat is rögzít, melyek közül a fák egészségi állapota szempontjából nagy jelentőséggel bír a vegetációs időben hulló csapadék és az átlaghőmérséklet alakulása (KOLTAY, 2011).

➤ Országos Erdőkár Nyilvántartási Rendszer

Az Erdővédelmi Jelzőlapok rendszerét 2012-ben váltotta fel az Erdővédelmi Kárbejelentő lap, amely így az új Országos Erdőkár Nyilvántartási rendszer alapeleme lett. Az új rendszert a NÉBIH Erdészeti Igazgatósága és az ERTI közösen működteti, és az adatgyűjtés módszertanában a korábbi rendszerhez hasonló, ám jóval részletesebb. Ebből kifolyólag a 2012 előtti adatokat nem lehet teljes egészében összevetni a 2012 utáni adatokkal (HIRKA et al., 2015).

Az OENyR célja az állományok egészségi állapotának a regisztrálása, valamint az egyes károsítók és károsodások megjelenésének, elhelyezkedésének, a terjedésük térbeli és időbeli változásának a nyomkövetése, ily módon megelőző és védekező intézkedések meghozatalára nyílik lehetőség, valamint a szakmai körök számára szolgál információval.

Nagy előnye, hogy országos használatából adódóan, a megegyező módszerekkel gyűjtött adatok alkalmassá teszi országos az országos trendek követésére (http2).

### 3.3 Nemzetközi szakirodalom

#### 3.3.1 Tölgyesek egészségi állapotának vizsgálata

ALLEN és munkatársai (2010) szerint az 1970 és 2010 közötti időszakban 88 jól dokumentált fapusztulás történt világszerte. Az 1990-2000-es évek közötti időszakban kiugróan magas volt az aszályos időszakok száma Európa szerte, aminek következtében a famortalitás megugrott, jellemzően az erdei fenyő (*Pinus sylvestris*), *Fagus sylvatica* és *Quercus* fajok körében, ezt dolgozza fel a(z) 2. táblázat. Magyarországi káresemények is szerepelnek a táblázatban, valamint félkövérrel szedtem a tölgyeseket érintő eseményeket.



|     | Helyszín                | Év(ek)                | Domináns fafaj  | Mortalitás térbeli koncentrációja a földrajzi vagy magassági tartományon belül | Mortalitáshoz kapcsolódó klíma anomália | Állomány mortalitás szintje        | Hatás mértéke /érintett terület | Kapcsolódó biotikus tényezők                                      | Referencia   |
|-----|-------------------------|-----------------------|---|--|---|------------------------------------|---------------------------------|---|--|
| 1.  | Magyarország            | 1987-1980             | <i>Quercus spp.</i> ,<br><i>Quercus robur</i>                         | egyenetlen, foltonként   | időjárási extrémek                      | >35%<br>~2,5 Mm3 faanyag veszteség | Főként az Északi-középheg.      | <i>Tortix viridiana</i> ,<br><i>Geometridae</i>                   | JAKUCS (1984); SZONTÁGH (1985); IGMÁNDY (1987); BERKI (1995)                                     |
| 2.  | Franciaország           | 1980-1985             | <i>Quercus spp.</i> ,<br><i>Quercus robur</i>                         | egyenetlen, foltonként   | szezonális aszály                       | 10-50 %                            | ~500000 ha                      | <i>Ips typographus</i> ;<br><i>Argiles</i> , <i>Scolytus</i>      | NAGELEISEN (1994); NAGELEISEN et al. (1991); DELATOUR (1983)                                     |
| 3.  | Németország             | 1982-1983             | <i>Quercus robur</i> ,<br><i>Quercus petraea</i>                      | nincs jelentve   | szélsőséges aszályok                    | ~ 10 %                             | kistérségi                      | <i>Phytophthora spp.</i> ,<br><i>Armillaria spp.</i>              | THOMAS & HARTMANN (1996); HARTMANN (1996)  |
| 4.  | Lengyelország           | 1979-1987             | <i>Quercus robur</i> ,<br><i>Quercus spp.</i>                         | nincs jelentve   | szezonális aszály                       | 111000 m3 faanyag veszteség        | táji                            | <i>Tortix viridiana</i> ,<br>patogének,<br><i>Ophiostoma spp.</i> | SIWECKI & UFNALKSI (1998)  |
| 5.  | Görögország             | 1987-1989             | <i>Abies alba</i> Mill. x <i>A. cephalonica</i> Loud.                 | közepes magassági szinten  | több éves aszály                        | 1,8% / év                          | kistérségi                      | betűző szú és más rovarok   | MARKALAS (1992); KAILIDIS & MARKALAS (1990)  |
| 6.  | Nagy-Britannia          | 1985-1989             | <i>Quercus robur</i> ,<br><i>Quercus petraea</i>                      | déli régiók  | több éves aszály                        | ~ 18 %                             | kistérségi                      | <i>Agrilus pannonicus</i> ,<br><i>Scolytus intricatus</i>         | GREIG (1992); GIBBS & GREIG (1997)   |
| 7.  | Olaszország (Dél-Tirol) | 1992                  | <i>Pinus sylvestris</i>   | alacsonyabb déli régiók  | több éves aszály                        | nincs jelentve                     | kistérségi                      | különböző rovar fajok   | MINERBI (1993)   |
| 8.  | Dél-Ausztria            | 1990-1996             | <i>Pinus sylvestris</i> ;<br><i>Pinus nigra</i>                       | alacsonyabb déli régiók  | szezonális aszály                       | 27,6-49,2                          | táji                            | különböző rovar fajok   | CHECH et al. (1996)  |
| 9.  | Olaszország (Aosta)     | 1985-1998             | <i>Pinus sylvestris</i>   | déli régiók  | több éves aszály                        | nincs jelentve                     | kistérségi                      | <i>Armillaria spp.</i>  | VERTUI & TAGLIAFERRO (1998)  |
| 10. | Spanyolország           | 1994,<br>19MARTINEZ98 | <i>Quercus spp.</i> ,<br><i>Pinus spp.</i> ,<br><i>Juniperus spp.</i> | foltonként, déli részen  | több éves aszály, nyári aszályok        | 0-19,4 fafaj függvénye             | kistérségi                      | nincs jelentve  | PEÑULEAS et al. (2001); LLORET & SISCART (1995); LLORET et al. (2004); MARTINEZ-V & PIÑOL (2002) |
| 11. | Norvégia                | 1992-2000             | <i>Picea abies</i>  | foltonként   | több éves nyári aszály                  | 2-6,6                              | kistérségi                      | <i>Polygraphus poligraphus</i>                                    | SOLBERG (2004)   |
| 12. | Magyarország            | 2000-2003             | <i>Fagus sylvatica</i>  | déli régiók  | többéves aszály                         | 140000 m3 faanyag veszteség        | Bakony, Zala megye ~114 ha      | <i>Agrilus viridis</i> ,<br><i>Taphrorychus bicolor</i>           | LAKATOS & MOLNÁR (2009); RASZTOVITS (2011)   |

|     | Helyszín                         | Év(ek)   | Domináns fafaj  | Mortalitás térbeli koncentrációja a földrajzi vagy magassági tartományon belül | Mortalitáshoz kapcsolódó klíma anomália   | Állomány mortalitás szintje | Hatás mértéke /érintett terület | Kapcsolódó biotikus tényezők                                    | Referencia  |
|-----|----------------------------------|--|---|--|---|-----------------------------|---------------------------------|---|---|
| 13. | Ausztria (Tyrol)                 | 2001   | <i>Pinus sylvestris</i>   | alacsonyabb régiók   | szezonális aszály                         | nincs jelentve              | kistérségi                      | nincs jelentve  | OBERHUBER (2001)  |
| 14. | Görögország (dél és közép régió) | 2000-2002  | <i>Abies cephalonica</i>  | nincs jelentve   | több éves aszály                          | 5-10%/év                    | kistérségi                      | <i>Phaenops knoteki</i> ,<br><i>Pityokteines spinidens</i>      | TSOPELAS et al. (2004);<br>RAFTOYANNIS et al. (2008)  |
| 15. | Svájc (Valais)                   | 1973-1976<br>1987-1993<br>1996-2000<br>2000-2004 | <i>Pinus sylvestris</i>   | alacsonyabb déli régiók  | több éves nyári aszály, magas hőmérséklet | 7-59                        | kistérségi                      | <i>Phaenops cyanea</i> ;<br><i>Ips acuminatu</i>                | WERMELINGER et al. (2008);<br>DOBBERTIN et al. (2007);<br>BIGLER et al. (2006);<br>DOBBERTIN & RIGLING (2006) |
| 16. | Németország                      | 2003-2006  | <i>Fagus sylvatica</i>  | nincs jelentve   | aszály, magas hőmérséklet                 | ~98000 m3 faanyag veszteség | kistérségi                      | <i>Taphrorychus bicolor</i> ,<br><i>Trypodendron domesticum</i> | PPETERCORD (2008)   |
| 17. | Spanyolország                    | 2004-2006  | <i>Pinus sylvestris</i> ,<br><i>Pinus nigra</i>   | nincs jelentve   | több éves aszály                          | nincs jelentve              | foltonként,<br>13404 ha         | nincs jelentve  | NAVARRO-CERRILLO et al. (2007)  |
| 18. | Oroszország                      | 2004-2006  | <i>Picea obovata</i>  | foltonként   | aszály, magas hőmérséklet                 | 208 M m3 faanyag veszteség  | ~1,9 M ha                       | <i>Ips typographus</i> és<br><i>gombák</i>                      | KROTOY (2007); TSVETKOV &<br>TSVETKOV (2007); CHUPROV<br>(2007); SHTAKHOV (2008);<br>KAUHANEN et al., (2008)  |
| 19. | Franciaország (Provance)         | 2003-2008  | <i>Pinus sylvestris</i>   | alacsonyabb déli régiók  | több éves nyári aszály                    | 20-80                       | foltonként<br>~100000 ha        | <i>Tomicus</i> , <i>Ips</i> , <i>Pissodes</i>                   | VENNETIER et al. (2007);<br>THABEET et al. (2009)   |
| 20. | Franciaország                    | 2003-2008  | <b><i>Quercus</i> spp.</b> ,<br><i>Fagus sylvatica</i> ,<br><i>Abies</i> spp.,<br><i>Picea abies</i> ,<br><i>Pinus</i> spp. | alacsonyabb és közepes régiók  | nyári aszály, hőhullám                    | 1-3%/év                     | regionális                      | betűző szú és más gombák  | BREDA et al. (2006)<br>LANDMANN & DREYER (2006)<br>ROUAULT et al. (2006)                                      |
| 21. | Franciaország                    | 2006-2008  | <b><i>Quercus</i> spp.</b>  | északi és közepes régiók   | több éves aszály                          | 10-70                       | foltonként ~<br>120000 ha       | <i>Platypus</i> spp.,<br><i>Coroebus</i> spp.                   | VENNETIER et al. (2008)   |

2. táblázat: 1970-2010 közötti időszakban előforduló főbb fapusztulások (ALLEN et al., 2010)

Az észak-európai területek esetében több kutatás is az állományok vitalitásának gyengüléséről számol be, jellemzően a *P. abies* és a közönséges jegenyefenyő (*Abies alba*) esetében (BRADSHOW et al., 2000; SELÅS et al., 2002; SCHLYTER et al., 2006). Ez az elterjedési területek csökkenését jelzi előre, mivel valószínűleg az extrém időjárási események száma növekedni fog.

#### 3.4 Tölgyesek korhadtságának vizsgálata

Ebben a fejezetben a FAKOPP 3D Akusztikus Tomográfia végzett kutatások eredményeire fókuszálunk, mivel jelen munka központjában is az áll.

A nemzetközi szakirodalomban számos kutatáshoz használják a FAKOPP-ot. A publikációk egy része a műszer pontosságát vizsgálta. LIANG (2007) több fatörzs esetében kutatta a műszer által mért romlottság és a fa kivágása után látható gesztesedés mértékét. Azt az eredményt kapta, hogy azoknál a fáknál, ahol a fa törzsében belső repedés is található, a romlottság mértékét a műszer kis mértékben, de jellemzően túlbecsüli. Ugyanerre a következtetésre jutottak WANG és munkatársai (2007, 2008) is, akik kései meggy (*Prunus serotina*) fák egészségi állapotát vizsgálták.

Hasonló vizsgálatokat végeztek WANG és munkatársai (2007, 2008) 200 éves vörös tölgyeken (*Quercus rubra*), de ők a FAKOPP mellett vizuálisan is felmérték a fák egészségi állapotát. A vizsgált egyedek kivágása után, a rétegek vizsgálatakor azt tapasztalták, hogy mindkét módszerrel általánosságban képesek voltak azonosítani a problémát, de a műszer képes volt meghatározni a romlottság nagyságát és helyét is.

Számos kutatás foglalkozik a FAKOPP faipari alkalmazhatóságával is (AMATEIS & BURKHART, 2015; BALMORI et al., 2016, LLANA et al., 2020). AMATEIS és BURKHART (2015) vizsgálataik során arra keresték a választ, hogy a különböző sűrűséggel telepített keleti sárgafenyő (*Pinus taeda* (L.)) Fakoppal mért TOF (time of flight) értéke korrelál-e a már feldolgozott fűrészáru MOR (modulus of rupture) és MOE (modulus of elasticity). Azt tapasztalták, hogy a különböző ültetési sűrűségű állományokban a TOF érték önmagában nem elég a MOR és MOE értékek előrejelzésére.

BALMORI és munkatársai (2016) tülevelű fűrészáru roncsolásmentes vizsgálatának az optimalizálására használták a FAKOPP 2D-t *P. sylvestris* és radiáta fenyő (*Pinus radiata*) esetében.

LLANA és munkatársai (2020) a Spanyolországban elterjedt roncsolásmentes vizsgálatokat mutatják be egy publikációban, melyben részletesen kitérnek FAKOPP-ra is.

A hegyvidéki területek két erdőalkotó fajának a *P. abies* (L.) és a havasi törpefenyő (*Pinus mugo* (Turra)) klímatoleranciájával több tanulmány is foglalkozik, melyekben arra keresik a választ, hogy az éghajlati-modellek által jósolt hőmérséklet emelkedés milyen hatással lesz a fajok elterjedésére. A két faj egészségi állapotát a FAKOPP 3D Ausztikus Tomográf segítségével mérték (FALVAI et al., 2019; FALVAI et al., 2020; FALVAI et al., 2021).

A Stuhleck-hegységben 850 és 1750 méteres magassági grádiens mentén végeztek méréseket 5 méteres tengerszint feletti magasságonként 1705 és 1750 méter között, 10 méterenként 850 és 1000 méter között, valamint 50 méterenként a középső 1000 és 1700 méter közötti régióban. A hegyvidék övben (850-1700 m) a *P. abies*, míg a keskenyebb szubalpin övben (1700-1750 m) a *P. mugo* egészségi állapotát vizsgálták. Annak érdekében, hogy a fák korhadtságáról pontosabb képet kapjanak több rétegben végeztek méréseket (0,4, 0,8, és 1,2 méteres magasságban a *P. abies*, míg 0,2 és 0,4 méteres magasságban *P. mugo* esetében). A mérések alapján elmondható, hogy az állományok a felső és alsó határa felé voltak a legrosszabb egészségi állapotban (FALVAI et al., 2019).

A Kelet-Alpokhoz tartozó Wechsel-hegységben szintén a *P. abies* és *P. mugo*. egészségi állapotát vizsgálták a FAKOPP 3D Akusztikus Tomográf segítségével. A *P. abies* esetében az alsó elterjedési határhoz közel szignifikánsan magasabb romlottsági értékeket mértek, mely alapján elképzelhető a faj alsó határának a felfelé tolódása. Ugyanez nem mondható el a felső elterjedési határról, mely esetében szintén magasabb volt a korhadt fák aránya, feltételezhetően a megnövekedett stressz miatt. Így a jövőben akár egy area-szűkülés is elképzelhető a *P. abies* esetében. Ehhez azonban a lucosokhoz köthető fajok egyrésze valószínűleg nem tudna alkalmazkodni, ami a diverzitás csökkenését is eredményezné. A *P. mugo* esetében azonban az alsó elterjedési határhoz közel alacsonyabb romlottsági értékeket tapasztaltak, mint a felső elterjedési határ közelében, ami alapján a faj vertikális areájának a felfelé történő elmozdulása egyelőre nem valószínűsíthető a vizsgált területeken (FALVAI et al., 2020).

A fakoppós méréseket követően Falvai és munkatársai (2021) a *P. abies* esetében hasonló következtetésre jutottak a Wechsel-, Hochkar- és Stuhleck-hegységben. Ezzel szemben a *P. mugo*-nál eltérő trendet tapasztaltak a fák romlottsága és a magasság között az öv kiterjedésének függvényében a három hegységben végzett mérések alapján. Utóbbi alapján a kutatók arra következtetésre jutottak, hogy fafajok esetén, a felső elterjedési határon az area elmozgásának mértéke és sebessége térségenként eltérő lehet, jórészt a környezeti paraméterektől függően (FALVAI et al., 2021).

### 3.5 A *Quercus petraea* jellemzése

#### 3.5.1 A *Quercus petraea* termőhelyi igényei

Magyarországon a *Q. petraea* az egyik fő állományalkotó fafajnak tekinthető, ami fontos szerepet tölt be a szukcessziós folyamatokban nagy fényigényének, hosszú életének, mély gyökérzetének és gazdag makktermésének köszönhetően (NARDINI et al., 1999; HÄRDTLE et al., 2013; ZIMMERMANN et al., 2015). Éghajlati igényei alapján a mérsékelt melegigényes fafajokhoz tartozik. A megfelelő növekedéséhez a 9 °C feletti átlaghőmérsékletet igényel, amennyiben ennél alacsonyabb, akkor az állományok csak gyengén vagy közepesen növekednek majd (BONDOR, 1987). Bizonyos körülmények között az alacsonyabb átlaghőmérséklet esetére sem marad el az állomány minősége, erre példa a Magas-Bakony területe, ahol a kedvező csapadékviszonyok képesek ellensúlyozni azt (SZODFRIDT, 1967).

A fafaj a domb- és hegyvidéki, jó- illetve közepes vízellátottságú talajokat kedveli, az évi 650-800 mm-es csapadékösszeg az optimális számára (NARDINI et al., 1999; HÄRDTLE et al., 2013; ZIMMERMANN et al., 2015). Gyakran fordul elő sziklás talajokon, innen ered a latin neve is (*petraea* = sziklás helyek) és a savanyúbb talajokat kedveli (AAS et al., 2002). A legjobb kocsánytalan tölgyes állományok 700 mm felett fordulnak elő, ám 800 mm-es éves csapadékösszeg felett már jellemzően elfoglalja helyüket a *F. sylvatica* (SZODFRIDT, 1967). Alacsonyabb (550-600 mm) csapadék mennyiség esetében csak a jó termőtalajokon képes állományt alkotni (SZAPPANOS, 1989). A déli elterjedési határánál – Törökországban – még 2000 méteres magasságban is előfordul (AAS et al., 2002).

#### 3.5.2 A *Quercus petraea* elterjedése

A *Q. petraea* Európa szerte széles körben elterjedt fafaj. Észak felé eléri Norvégia és Svédország déli részét, dél felé egészen Dél-Olaszország, Törökország vonaláig lehúzódik (DUCOUSSO et al., 2004). Habár alapvetően európai elterjedésű fafaj, de megjelenik Kis-Ázsiában, valamint a Kaukázusban és a Kaszpi-tó partján (http3; DUCOUSSO & BORDÁCS, 2004). A *Q. petraea* elterjedési területét az Alpok kettéosztja, mivel a magasan fekvő területeken nem jellemző, így a két fő optimuma Magyarország és Franciaország területére esik (SZAPPANOS, 1989). Mivel több évszázada kedvelt fafaj, ezért természetes elterjedésüket befolyásolta az erdőgazdálkodási tevékenység, emiatt a bolygatatlan állományok fajösszetétele sem biztos, hogy tükrözi az egykori természetesét (BUNCE, 1982).

A klimatikus viszonyok és termőhelyi adottságok kedveznek hazánkban a *Q. petraea* elterjedésének, ennek megfelelően mintegy 160.000 ha-on terül el *Q. petraea* dominálta erdő. A kontinentális xero- és mezofil tölgyeseink többnyire az alföldjeinket körülölelve helyezkednek el, követve a középhegységek vonalát. A középhegységek sekély termőrétegű, és szélsőségesen száraz termőhelyei már nem kedveznek a záródott állományoknak, hiszen ezeknek a társulásoknak a minimum faktora a víz (MÁTYÁS, 1996).

## 4 Anyag és módszer

### 4.1 Vizsgált területek bemutatása

#### 4.1.1 Kőszegi-hegység

##### 4.1.1.1 Földtan, domborzat és talajtan

A Keleti-(Nóri)-Alpok a Wechsel-hegységen és a Borostyánkő-hegységen keresztül ereszkedik le annak legkeletibb nyúlványáig a Kőszegi-hegységig. A Kőszegi-hegység a Keleti-Alpoknak egy mindössze 60 km<sup>2</sup>-es része. Geológiai szempontból a kristályos pala szerkezete a Gráci-medencéhez köti (BARTHA, 1994).

A Kőszegi-hegység kőzetei a jurában szétnyíló Pennini-óceánágban alakultak ki. A hegység gyűrődéssel jött létre, melyet jura és kréta kori metamorfittöszlet, kristályos pala, agyag pala, homokkő és gneisz alkot. A hegység erősen szabdalt, hegygerincek és mállási folyamatok eredményeképpen létrejött tönksziklák tagolják, és periglaciális kőtengerek és kőfolyások teszik változatossá. Több szurdokszerű patakvölgy is tagolja a hegységet, úgymint a Bozsoki-völgy, Velemei-völgy, Szerdahelyi-völgy (ÁDÁM & MAROSI, 1975; ZENTAI et al., 1999)

Magyarország legnagyobb relatív reliefű hegységei közé tartozik, a hegység 72%-nál 100m/km<sup>2</sup> nagyobb szintkülönbség van. A főgerince Kendig-Irányhegy-Óház-Pintér tető vonalán keresztül halad, erről ágaznak le az oldalgerincek, északnyugat felé a Tábor-hegy, míg délkelet felé Kalaposkő, Szent Vid, Szabóhegy és a Kálvária. Fő vonulatához 600-700 méter magas csúcsok tartoznak, melyek közül Írottkő (883 m) jelenti a hegység legmagasabb csúcsát (DÖVÉNYI et al., 2010).

A hegység mintegy 66%-át borítják podzolos barna erdőtalajok, amelyek a mállott savanyú alapkőzetre (gneisz, agyagpala) települtek. Habár szerves anyagban gazdag a talajok felső rétege, a savanyú kémhatásuk és rossz vízgazdálkodásuk miatt csak erdészeti hasznosításra alkalmasak. Cák, Velem, Kőszeg térségében agyagbemosódásos barna erdőtalajok a jellemzőek, mely az összterület mintegy 33%-át teszik ki. Ezek a talajok is erősen savanyúak és rossz vízgazdálkodásúak, ennek ellenére mégis szántóföldi művelés folyik rajtuk (JÁRÓ, 1963; DÖVÉNYI et al., 2010).

#### 4.1.1.2 Vizrajz

A hegység teljes területe a Rába vízgyűjtőjéhez tartozik, melyet a hegység főgerince oszt két vízgyűjtőre. Az északi oldalon a Gyöngyös-patak és vízrendszere, míg a délin a Pinka-patak és vízrendszere található. A patakok vízjárása meglehetősen ingadozó, köszönhetően a nagyeesű medreknek, így az árhullámok gyorsan és intenzíven vonulnak le (BARTHA, 1994).

A metamorf alapkőzetek gyakorlatilag vízzáróként funkcionálnak, így rés- és repedésvíz is csak néhány méteres zónában, a talajfelszínhez közel alakul ki. A terület forrásokban gazdag, a legmagasabban felszínre törő forrás a Hörmann-forrás (tszf. 720 m). A legbővizűbb a híres Hétvezér-forrás (450 l/min). További jelentős forrásai a Borha-, Jávor-, Szénégető- és Szikla-forrás (ZENTAI et al., 1999).

#### 4.1.1.3 Éghajlat

Az Alpokalja többi kistájához hasonlóan, ez a térség is mérsékelten hűvös és mérsékelten nedves. Az évi középhőmérséklet az alacsonyabban fekvő területeken 8,5-9,2 °C, míg a magasabbakon, Írott-kő térségében 7,5-8 °C körül alakul. Ezeken a részeken a fagymentes időszakok aránya kevesebb, mint fél év (175 nap). A januári átlaghőmérséklet -2 és -3 °C körül alakul, míg a júliusi átlag 19 °C alatt. Hazánkban a legkisebb hőingást itt tapasztalhatjuk, ami nem éri el a 21 °C-ot. Az enyhe télnek és a kis hőingásnak köszönhető, hogy szubmediterrán növények is megjelennek a területen. A hűvös nyár viszont az alpin elemek megjelenését teszi lehetővé (BACSÓ, 1959; HAJÓSY, 1952).

Az évi csapadékmennyiség az alacsonyabban fekvő területeken évi 750-800 mm, míg a magasabb térségben a 800 mm-t is meghaladja. Az éves csapadékmennyiség több mint 60%-a nyári félévben hullik. A július a legcsapadékosabb hónap. A terület magas csapadékösszege a domborzatnak köszönhető és a szokatlan csapadékeloszlásból ered. Ehhez érdemes megfigyelni a legnagyobb napi csapadékot, amelynek a maximuma Kőszegen 106 mm volt. A kevesebb csapadékmennyiséget hozó napok száma azonban az országos átlaghoz hasonló, így elmondható, hogy a magas éves csapadékmennyiség a kiugróan magas csapadékmennyiségek eredménye (ZENTAI et al., 1999).



#### 4.1.1.4 Növényvilág

A Kőszegi-hegységet változatos flóra jellemzi. Növényföldrajzi felosztás tekintetében a kelet-alpesi flóratartomány (*Noricum*) *Ceticum* flórajárásba tartozik. A hegylábi területek viszont már a *Praenoricum*-hoz tartoznak. A *Ceticum* és a *Castriferreicum* választóvonalának a Gyöngyös- Kálvária-hegy- Óház- Kendig- Szent Vid-. Kalaposkő által alkotott vonal tekinthető (BARTHA, 1994).

Az elmúlt néhány évszázad erdőgazdálkodása jelentősen megváltoztatta a vegetáció képét. A bükkös és gyertyános-tölgyes társulások jelentősen visszaszorultak köszönhetően a telepített fenyveseknek. A fenyves telepítések a cseres-tölgyes és kocsánytalan-tölgyes állományok területeinek a csökkenését is okozta. Az égerligetek visszaszorulásáért csak részben felelősek a fenyvesek, az optimális területeik egy részén irtásréteket alakítottak ki. A szikla- és szurdokerdők területi kiterjedés nem változott jelentősen. A fenyvesítés mellett az erdőgazdálkodás is jelentős hatást gyakorolt a területre, köszönhetően a tarvágásoknak, erdőnevelési és erdőtelepítési munkálatoknak. Főleg a bükkösökre jellemző, hogy hiányoznak az elegy fafajok (kislevelű hárs (*Tilia cordata*), hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), gyertyán (*Carpinus betulus*) stb.). A természetes erdőtársulások gyepszintjének érzékenyebb fajai megritkultak, míg a típusalkotó fajok elterjedtek (BARTHA, 1994).

A Kőszegi-hegység flórájában magas az európai, közép-európai elemek száma. Néhány magashegyvidéki faj csak itt jelenik meg hazánkban. Néhány alpesi növény a Gyöngyös-pataknak köszönhetően jelent meg (fehérvirágú sáfrány (*Crocus albiflorus*), hamvas éger (*Alnus incana*)) (BARTHA, 1994).

Néhány dealpin faj is megjelenik, ám ezek az Északi-középhegységben is előfordulnak (havasalji rózsza (*Rosa pendulina*), vörös áfonya (*Vaccinium vitis-idaea*), enyves aszat (*Cirsium eristhales*)), valamint eurázsiai fajok úgy, mint a széleslevelű harangvirág (*Campanula latifolia*), gyepes sás (*Carex cespitosa*). Csupán néhány atlanti elem fordul elő, ám azok néha tömegesen jelennek meg (közönséges csarab (*Calluna vulgaris*)). Jellemzőbb szubmediterrán fajok a szelídgesztenye (*Castanea sativa*), magyar varfű (*Knautia drymeia*), szárnyas rekettye (*Genista sagittalis*), erdei ciklámen (*Cyclamen purpurescens*), szártalan kankalin (*Primula vulgaris*). Kevés a kontinentális fajok aránya, ezek jellemzően a DK-i peremvidéken fordulnak elő (BARTHA, 1994).

Pannóniai endemizmusok hiányoznak a területről, ennek oka, hogy a Wechsel-hegység folyamatosan ökológiai folyosót biztosított a fajok mozgásához. Az alapkőzet nem kedvezett a reliktumfajok elterjedésének, meszes fragmentumokon előfordulhat a lila csenkesz (*Festuca*

*amethystina*), tarka nádtippán (*Calamagrostis varia*), tarka nyúlfarkfű (*Sesleria varia*). Adventív fajok is nagy mennyiségben fordulnak elő, mint az égerligetekben megjelenő bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*), ártéri japánkeserűfű (*Reynoutria japonica*) (BARTHA, 1994).

#### 4.1.2 Börzsöny

##### 4.1.2.1 Földtan, domborzat és talajtan

A Börzsöny a Kárpátok belső vulkáni tevékenységének eredményeképpen született mintegy 13-16 millió évvel ezelőtt. A miocén kori vulkánosság eredményeképpen létrejövő felszín évezredekken át erodálódott, így kialakítva a jelenlegi domborzati viszonyokat, melyben az eredeti formák már szinte teljesen eltűntek (KARÁTSON, 2007).

Mintegy 600 km<sup>2</sup>-es területen fekszik, melyet északról és nyugatról az Ipoly határol, míg délről a Duna, addig keletről a Nógrádi-medence és a Kosdi-dombság váltja fel. A hegység máig hazánk egyik legnehezebben megközelíthető hegysége, mivel a települések is csupán a peremén helyezkednek el, jól járható út nem is vezet a hegység belsejébe. Ennek köszönhető, hogy a hegységet kevésbé érintette az ember tájtalakító tevékenysége, sőt az erdőirtás mértéke is kisebb volt, mint hazánk más tájain, így az erdőtakaró sok helyen közel természetesnek mondható (BARTHA et al., 2014).

A Börzsöny az Északi-középhegyég legnyugatibb tagja, a kistájainak elhelyezkedése hazai viszonylatban speciálisnak mondható. A legnagyobb méretű Börzsönyi-peremhegység szinte teljes egészében erdővel borított területeinek a közepébe illeszkedik be a központi kalderából álló Magas-Börzsöny, illetve a Börzsönyi-peremhegység déli részeibe nyúlnak be az egymástól külön álló Börzsönyi-kismedencék (DÖVÉNYI, 2010).

A Börzsönyi-peremhegység a központi kalderától északra fekvő területeket, a keleti gerincet, a kismedencéket körülölelő részeket, valamint a Visegrádi-hegységhez tartozó Szent-Mihály-hegy – Hegyes-tető csoportját foglalja magába. A kistáj területe 382 km<sup>2</sup>, amely mérsékeltén hűvös, mérsékeltén nedves éghajlatú (DÖVÉNYI, 2010). A területet több mint 66%-ban fedi andezittufa és agglomerátum. Jellemzően az északnyugati és déli részen fordul elő lajtamésző, mely lösszel vagy pleisztocén kori anyaggal borított. Az északkeleti és déli peremeken slir található, mely sok ősmaradványt tartalmazó homokkő. Ezek az alapkőzeteken nagyjából 40%-ban képződtek ranker talajok, 30%-ban agyagbemosódásos barna erdőtalajok, de

előfordul podzolos barna erdőtalaj, pszeudoglejes barna erdőtalaj, és lejtőhordalék erdőtalaj is (STEFANOVITS et al., 2009).

A Magas-Börzsöny területe csupán 46 km<sup>2</sup>, mely hűvös-nedves éghajlatú. A területeinek a négyötöd része a magas gerinces középhegységi domborzattípusba sorolható, míg a fennmaradó egyötöd az alacsonyba. A kistáj a negyedidőszakban intenzíven emelkedett, ezért kimondottan meredek, 30-35°-os lejtők jöttek létre rajta. A területen ered a Börzsönyi-peremhegységen áthaladó vízfolyások többsége (DÖVÉNYI, 2010). A kistáj alapkőzetét nagyjából 80%-ban andezit, 5%-ban dácit és 15 %-ban andezittufa és vulkáni eredetű törmelékeny kőzet adja. A meredek hegyoldalakon a talaj folyamatos eróziós hatásnak van kitéve, jellemzően az andezit kőzeteken, de összességében a kistáj 63%-át borítják ranker talajok. A másik nagyobb területeken előforduló talajtípus az agyagbemosódásos barna erdőtalaj (24%). A maradék területeken Ramann-féle barna erdőtalaj, pszeudoglejes barna erdőtalaj, lejtőhordalék erdőtalaj és földes kopár váztalajok fordulnak elő (STEFANOVITS et al., 2009).

A Börzsönyi-kismedencék jól elhatárolható dombsági magasságban fekszenek az őket körülölelő hegyektől, melyek magassága 350-600 méter között változik. Összesen három kismedencét különböztetünk meg, melyek a Szokolyai-, a Kóspallagi- és a Márianosztrai-kismedence. Annak köszönhetően terülnek el alacsonyabb térszíneken, hogy a harmadidőszak végi, negyedidőszak eleji emelkedés során, csak a környezetük emelkedett. Geomorfológiai értelemben inkább félmedencének tekinthetők, hiszen déli, délkeleti irányból nyitottak. Éghajlatuk mérsékelt hűvös, mérsékelt nedves, összterületük csupán 21 km<sup>2</sup>. Térszínük eredetileg sík volt, ám az őket keresztülszelő patakok völgybevágással dombsággá alakították (DÖVÉNYI, 2010). Míg a Kóspallagi-medence alapkőzetét jellemzően andezit és andezit tufa alkotja, addig a Márianosztrai-medence 90%-ban andezit és 10%-ban lajtamészkö, a Szokolyai-medencében is dominál az andezit tufa (70%), a fennmaradó rész pedig lajtamészkö. A változatos alapkőzeteken változatos talajok alakultak ki. A kistájon 44%-ban találkozhatunk ranker talajokkal, 35%-át fedik Ramann-féle erdőtalajok, valamint agyagbemosódásos barna erdőtalajok, 5%-át fekete nyirok talajok adják. Néhány százalékban csupán, de megjelennek még humuszkarbonát talajok, podzolos barna erdőtalajok, pangóvízű pszeudoglejes barna erdőtalajok, lápos réti talajok (STEFANOVITS et al., 2009).

#### 4.1.2.2 Vízrajz

A Börzsönnyt csapadékvízben gazdag hegységnek tekinthetjük, hiszen évente 600-800 mm csapadék hullik. Az erdő évente nagyjából 400-500 milliméter csapadékot vesz fel, és párologtat

el, vagyis a lehullott csapadék 60%-át (KASZAP, 1967). A hegység vizeit a felszínen lefolyó, el nem párologtatott csapadék, a hóolvadék és a felszín alatti vizek közösen adják. A felszín alatti vizek természetes kilépési helyei a források, melyek először kisebb árkokban indulnak meg, majd több forrás találkozása után, már patakokként folynak a hegyről lefelé. Mivel a Börzsöny vulkanikus kőzetei nem rendelkeznek nagy víztározó képességgel, ezért a lehulló csapadék nagy része nem tud leszivárogni az anyakőzet mélyébe. A felszíni kőzetpedések hamar megtelnek, a fennmaradó mennyiség pedig rövid időn belül megjelenik a források vizében. Emiatt a hirtelen lehulló, nagy mennyiségű csapadék komoly árvizeket tud okozni a hegységben (KASZAP, 1976).

A Börzsönyt tehát rendkívül szélsőséges vízjárás jellemzi, szárazabb időszakokban a patakok hozama alig néhány liter másodpercenként, míg csapadék idején 5-40 m<sup>3</sup> vizet is szállíthatnak a patakok másodpercenként (KASZAP, 1976).

A Börzsöny a Duna és az Ipoly vízgyűjtőterületéhez tartozik. Azt, hogy melyik folyóba folynak a patakok, a domborzati viszonyok határozzák meg. A két folyó vízgyűjtőjének határát Szob és Nógrád közötti hegygerincek váltakozva adják, ettől a határtól délre, délkeletre lévő patakok a Dunába ömlenek, míg az észak, északnyugatra lévők az Ipolyba (KASZAP, 1976)

#### 4.1.2.3 Éghajlat

A Kárpát-medence tájainak klímájára időnként jellemző szélsőséges időjárási események azért fordulhatnak elő, mert négy különböző légköri hatáscentrum, ún. akciócentrum befolyásolja. Talán a legfontosabbak az izlandi minimumnak nevezett légköri képződmény, valamint az azori maximum. Kisebbséggel bír a szibériai maximum, és a legkisebb befolyást a pontuszi-iráni minimum gyakorolja (BARTHOLY & BOZÓ, 2001).

Ezeknek a klimatológiai jellemzőknek köszönhető, hogy habár hazánk északi és déli határa között alig három szélességi fok a különbség, mégsem homogén hazánk klímája (BARTHOLY & BOZÓ, 2001).

A Börzsöny területe a Köppen-féle klímabesorolás alapján a melegebb, mérsékelt (C típus) és a hűvösebb, szélsőséges (D típus) klímákhoz tartozik, a magasabb területek kivétel nélkül az utóbbihoz sorolhatók (BARTHA et al., 2014).

A Péczely-féle éghajlati körzetbeosztás alapján a Központi-Börzsöny a hűvös-mérsékelt nedves kategóriába sorolható, míg a hegység keleti fele mérsékelt hűvös, mérsékelt száraz típusúhoz tartozik. A nyugati oldal magasabban fekvő területei a hűvös-mérsékelt száraz, a nyugati oldal hegylábi területei pedig a mérsékelt hűvös-száraz típust képviselik (BARTHA et al., 2014).

A Börzsöny éghajlata fő vonásaiban megegyezik az Északi-középhegység többi hegységének – Mátra, Bükk, Zempléni-hegység – jellemzőivel, ám sajátos domborzati viszonyai miatt, jellegzetes mikroklímával rendelkezik. A nagy kiterjedésű erdőtakaróknak, és zártságának tudható be a viszonylag alacsony éves átlaghőmérséklet, mely 8-9 °C között változik, a Központi-Börzsönyben inkább hidegebb 8-8,5 °C a jellemző, míg a peremhegység és a medencék területén 8,5-9,5 °C. A napi hőingás alacsonyabb, köszönhetően az erdőtakaró kiegyenlítő hatásának, így nem jellemzőek a forró nyári napok, vagy a nagyon hideg téliek. Átlaghőmérséklete így is alacsonyabb, mint a Cserháté, ami annak köszönhető, hogy a napi hőmérséklete egész évben alacsonyabb, de a minimum hőmérséklet így sem esik nagyon le (BARTHA et al., 2014).

A Börzsöny csapadékviszonyai a hazai átlagtól eltérnek, a domborzatának köszönhetően csapadékosabb. A hegység főgerince nagyjából merőlegesen helyezkedik el a domináns északnyugati szélirányra, így az onnan érkező nedves légtömegeket emelkedésre kényszeríti, és az egyre magasabbra jutó légtömegekből a hideg hatására a csapadék hullik. A peremterületeken átlagosan évi 600-650 mm csapadék hullik, addig a központi területeken 800-850 mm, de csapadékosabb években ez az érték 900-950 mm is lehet (BARTHA et al., 2014).

#### 4.1.2.4 Növényvilág

Annak ellenére, hogy Budapesthez közel terül el, mégis hazánk kevésbé kutatott tájai közé sorolható. Ezt támasztja alá a '90-es években a területen felfedezett két új faj, a havasi varázslófű (*Circaea alpina*), vöröslő nádtippan (*Calamagrostis purpurea*) (BARTHA et al., 2014).

A Börzsöny a *Matricum* flóraidékhez tartozik, annak a nyugati részén helyezkedik el. A *Neogradense* flórajáráshoz tartozik a Cserháttal és a Gödöllői-dombvidékkel együtt. A Börzsöny déli része ellenben már a *Visegradense* flórajáráshoz tartozik (HORÁNSZKY, 1964).

A hegység nagyobb része tartozik a *Neogradense* flórajáráshoz, ezeken a területeken a hegylábi részeken, nagyjából 300 méterig cserések jellemzőek, míg ennél magasabban a cserestölgyesek melegkedvelő állományai terülnek el. A magasabb térszíneken, akár 700 méteres magasságig gyertyános tölgyesek borítják a hegység ezen oldalát, jellemzően 600 méter felett pedig már zárt bükkösöket találunk. A hegység szárazabb csúcsain magas kőris (*Fraxinus excelsior*) jelenik meg, míg a patakok nedves környezetében az *Alnus spp.*, de jellemző még a *Fraxinus spp.*, *Ulmus spp.* és *Acer spp.* is mint elegyfaj (http4).

A Dél-Börzsöny szubmediterrán elemekben gazdagabb aljnövényzet borítja, montán elemekben viszont szegényebb (HORÁNSZKY, 1964). Jellemző erdőtakarója a melegkedvelő

tölgyesek, de a Duna-menti meredek oldalakon molyhos tölgyes, valamint virágoskóris karsztbokor erdő is előfordul (<http4>).

Egyes becslések szerint a Börzsönyben mintegy 1250 féle növény fordul elő, beleértve a fajokat, alfajokat és hibrideket is. Ebbe a számba nem csak a természetes flóra elemei, hanem a településeken és művelt területeken meghonosodott gyomfajok is beletartoznak. Nagyjából 30 olyan taxon lehet, melyeknek az előfordulását az utóbbi időben nem sikerült igazolni, ezek közül több olyan is előfordulhat, amely már kipusztult a hegységből. Több mint 60 olyan kultúrnövény fordul elő, amelyet eredetileg mezőgazdasági vagy erdészeti célból telepítettek, majd meghonosodtak a hegység területén, például a nemes alma (*Malus domestica*), a napraforgó (*Helianthus annuus*) vagy *Pinus nigra* (BARTHA et al., 2014).

A hegység flórája változatos, de nem rendelkezik annyi reliktum fajjal, mint a Mátra vagy a Bükk, ezek a fajok csupán kis területen csekély egyedszámmal jelennek meg. A Börzsöny védett edényes fajainak száma több mint 150. Fokozottan védett pannon endemizmusai a magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana*), a hegyi szirtipáfrány (*Woodsia ilvensis*), a hosszúfüzérű harangvirág (*Campanula macrostachya*) és a kárpáti-pannon bennszülött faj a halványsárga repcsény (*Erysimum wittmannii subsp. pallidiflorum*) (BARTHA et al., 2014).

Hazánk területén csak a Börzsönyben fordul elő a pirosló nádtippán (*Calamagrostis phragmitoides*) és a bodzalevelű macskagyökér (*Valeriana officinalis subsp. sambucifolia*) (BARTHA et al., 2014).

### 4.1.3 Zempléni-hegység

#### 4.1.3.1 Földtan, domborzat és talajtan

A Zempléni-hegység az Északi-középhegység legészakibb tagja. Bár a köznyelvben Zempléni-hegységként hivatkoznak rá, több szakirodalom is Tokaji-hegységként említi. Cholnoky Jenő Eperjes-Tokaji-hegységnek nevezte, de Trianon után már az Eperjes-hegység nem tartozott hazánkhoz (DRUZSIN, 2020).

A hegység az Eperjestől Tokajig mintegy 120 km hosszan nyúlik el, és nagyjából 50 km széles. A Zempléni-hegységet északról az államhatár, illetve a Szalánci-hegység határolja, északkeletről a Zempléni-dombság, keletről a Hernád-folyó, délkeletről a Bodrog-folyó, délről pedig az Alföld. A hegység északi csúcsai a Milic-csoport nevet kapta, a háromhutai hegycsoport alkotja a Központi-Zemplént, míg a két hegycsoportot elválasztó medence a Hegyköz nevet kapta.

A Dél-Zemplént a Molyvás-hegycsoport alkotja, míg a hegylábi részek alkotják a Hegyalját, a keleti részét pedig Abaúji-Hegyaljának nevezik. A táj önálló részét képezi a Szerencsi-dombság, és a Tokaj-hegy (Nagy-Kopasz). A Vitányi-rög, ami éppen átnyúlik a határon, geológiai szempontból önállóan tekinthető (DRUZSIN, 2020).

A Zempléni-hegység a harmadidőszakban játszódó vulkáni tevékenység eredményeképpen jött létre. Az Alföld süllyedésének köszönhető hasadékendszerek kedveztek a vulkáni tevékenységnek. Több kitörési pont is volt, ennek köszönhető a felszínre került változatos kőzetanyag, riolitláva és tufa, valamint andezit és dácit (BENKŐ, 1993).

#### 4.1.3.2 Vízrajz

A Zemplén a Tisza vízgyűjtőjéhez tartozik, két fő folyója a Hernád és a Bodrog. Míg a Hernád nyugatról, addig a Bodrog keletről szegélyezi. A hegység kisebb vízfolyásai északnyugatról, egészen a Borsó-hegy aljáig a Hernádba folynak, míg Hejcéától délre a Szerencs-patakba torkollanak az ottani vizek. A Nagy-Milic környékének és a hegyköznek a vizeit a Bózsva-patak gyűjti össze, ami aztán a Ronyvába, majd a Bodrogra ömlik. A hegység délkeleti oldalán futó patakok, mind a Bodrogra tartanak. Mind a Bodrog, mind a Hernád vízmélysége 1-3 m körül alakul, de zátonyok felett, illetve a kanyarulatok belső oldalán gyakran csak 5-10 cm, a vízsebességük 1-2 km/h körül alakul. A Bodrog magyarországi szakasza 51 km, míg a Hernádé 118 km. A Bodrog Európa egyik legkevésbé szabályozott folyóvize, csak kajakkal vagy kenuval járható (DRUZSIN, 2020).

#### 4.1.3.3 Éghajlat

Hazánkban a domborzat befolyásolja leginkább a klimatikus viszonyokat. A Duna tekinthető a közép-dunai flóraválasztónak, melytől keletre a hideg-mérsékelt klímaöv fekszik, beleértve az Északi-Középhegységet is (DRUZSIN, 2020).

Az évi középhőmérséklet hazánkban átlagosan 10 °C, 8 °C-ra vagy ennél alacsonyabb értékre csak a magasabb térszíneken, mint az Északi-Középhegység egyes részein csökken (Nagy-Milicen (896 m) csupán 5,6 °C). A Zempléni-hegység többi részén az évi középhőmérséklet jellemzően 6-7 °C, azonban a déli oldalakon akár 10 °C is lehet (DRUZSIN, 2020).

A napfénytartam Hegyalján évi 1950 óra, míg a Nagy-Milicen 1850 óra. A Zempléni-hegység legnaposabb hónapjai az augusztus és a szeptember, míg a legborultabb a december és a

január. A fagyos napok száma évi 120-130 körül van, ebből olvadás nélküli 50-60 nap (DRUZSIN, 2020).

A Zempléni-hegységben télen az északi, észak-keleti időjárás uralkodik. A Kárpátokon áthaladó hideg légtömeg először a Zempléni-hegységet éri el, így először itt szokott hazánkban havazni, és a hideg is itt tart a legtovább. Emiatt az északkeleti hideg áramlatnak köszönhetően tartozik a Zemplén hazánk leghidegebb tájai közé. Nyáron a nyugati szelek az uralkodóak, melyek az óceán felől érkeznek, az így érkező nedves légtömegeknek köszönhetően, a hegység nyugati oldalai csapadékosabbak. A legcsapadékosabb hónap a május és a június, míg a legszárazabb a december és a január. A hegység belső területein az éves átlagos csapadék 500-800 mm körül mozog (DRUZSIN, 2020).

Klímáját tekintve jelentősen eltér a hazánkban uralkodó Pannon klímától, attól hűvösebb és csapadékosabb, a Kárpátokéra emlékeztet (DRUZSIN, 2020).

#### 4.1.3.4 Növényvilág

A Zempléni-hegység növényföldrajzi szempontból a Pannóniai Flóratartomány Északi-középhegység flóraidékének, a Zempléni-hegység és Hegyalja flórajárásához tartozik, a *Subcarpaticum* név is jelzi, hogy a terület átmenetet képez a Kárpátok és a Pannon flóra növényvilága között. Míg a déli oldalakon melegkedvelő, helyenként szárazságtűrű növényzettel találkozunk, mely a Pannon flórára jellemző, addig a hegyek északi oldalán, nedvesebb völgyekben a kárpáti flóra fajai tűnnek elő (DRUZSIN, 2020).

A hegység egyik jellegzetessége, hogy nem egy homogén terület, hanem erősen feldarabolódott, növényzetileg is eltérő típusok jellemezik meg rajta. A hegység 85%-a erdőszől, melyek az északi oldalakon és 600 m felett jellemzően bükkösök. Ezekben az erdőkben a magashegységi fajok dominanciája figyelhető meg, megjelenik a védett farkasboroszlán (*Daphne mezereum*) is. A bükkösök mellett a gyertyános-tölgyesek, és a bükk elegyes tölgyesek fordulnak elő túlnyomórészt a hegységben. Az erdők között évszázadok óta legeltetéssel és kasszálással fenntartott hegyi kaszálók és üde rétek húzódnak (DRUZSIN, 2020).

A hegység patakjai mentén jellemzőek a ligeterdők, melyeknek domináns faja az *Alnus spp.*. A tavaszi geofiton aspektus során számos faj megfigyelhető itt, mint a berki szellőrózsa (*Anemone nemorosa*), bogláros szellőrózsa (*Anemone ranunculoides*), erdélyi csillagvirág (*Scilla kladnii*). A ligeterdők mellett találkozhatunk zombékos láprétekkel, tőzegmohalápokkal (DRUZSIN, 2020).



A sekélyebb termőrétegű talajokon hárs-kőris-berkenye sziklaerdők élnek, míg azokon a meredek oldalakon, melyek már alkalmatlanok fás társulások számára sziklagyeppek terülnek el. A hegységben még gyakoriak a telepített fenyvesek (DRUZSIN, 2020).

A hűvösebb lucosok jellemző kárpáti fajai a *Vaccinium vitis-idaea* és a fekete áfonya (*Vaccinium myrtillus*), míg az irtásréteken több mint tíz kosbor fajunk is előfordul, mellette a szintén védett réti kardvirág (*Gladiolus imbricatus*) és szibériai nőszirm (*Iris sibirica*) is megjelenik (DRUZSIN, 2020).

## 4.2 Vizsgálati módszerek

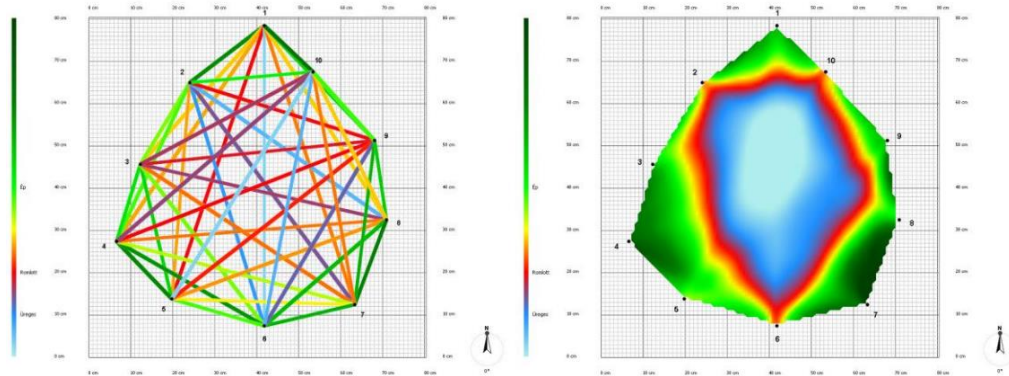
### 4.2.1 ArborSonic 3D Akusztikus tomográf (FAKOPP)

#### 4.2.1.1 A tomográfias módszerek bemutatása

A tomográfia görög eredetű szóösszetétel, amely „tomos” (jelentése, sík, réteg) és a „graphein” (jelentése: írni) szavakból áll össze. A mindennapi életben széleskörben elterjedtek a tomográfias műszerek, leggyakrabban az MR-re vagy a CT-re asszociálunk. A különböző területeken használt tomográfias eljárások megegyeznek abban, hogy egy test belső rétegeiről képesek felvételt készíteni. Viszont a módszerek elkülöníthetőek abból a szempontból, hogy milyen fizikai jelenség (hang, ultrahang, Röntgen-sugárzás, elektromos ellenállás) segíti a felvétel elkészültét (DAMJANIVICS et al., 2007; MARÓTI et al., 1998).

A tomográfias módszerek megkülönböztethetőek továbbá aszerint is, hogy direkt vagy számított tomográfiról beszélünk. A direkt tomográfia esetében pontosabb képet kaphatunk, mivel ebben az esetben az egyes rétegek közvetlenül felmérhetőek, ezeket használják az orvosi műszerek esetében is. Ellenben a számított tomográfia esetében több réteg eredményeiből kalkuláltan kapjuk az információt (2. ábra) (BUZA & DIVOS, 2016).

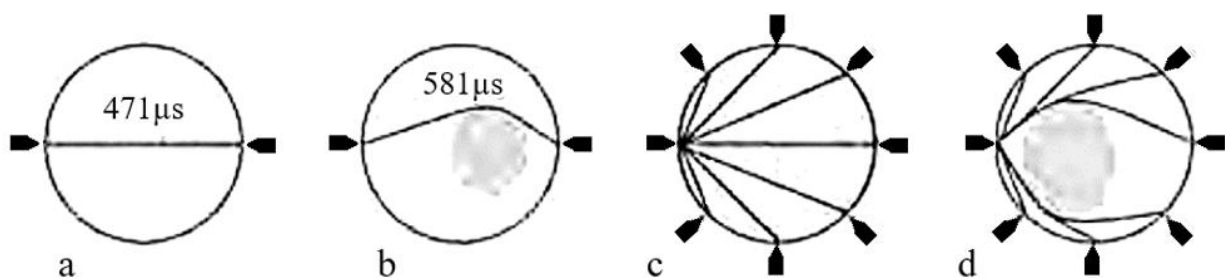
Az akusztikus tomográfia is az utóbbihoz tartozik, hiszen a sík egy kis részén szeretnénk felmérni az adott rétegre vonatkozó információt, ami a két érzékelő közötti vonalra vonatkozik. Habár ez egy egyenesnek tűnik, valójában nem az, hiszen a Fermat-elv szerint a hang terjedés a két érzékelő közötti leggyorsabb úton halad, ami különösen beteg fák esetében az érintett terület kihagyásával történik. A megfelelő algoritmussal rendelkező szoftverrel jeleníthető meg a 2D-s kép (BUZA & DIVOS, 2016).



2. ábra: A Fakopp 3D Akusztikus tomográf „mérési vonalai” (balra), és az azokból számított réteg kép (jobbra) (BUZA, 2016)

#### 4.2.1.2 Az Akusztikus tomográf működési elve

Az akusztikus tomográfiát évtizedek óta használják az élő fák törzsében, ágaiban előforduló korhadások vizsgálatára (WANG, 2013). Számos vizsgálat igazolja az akusztikus tomográfal végzett mérések és a fa valós állapota közötti korrelációt (DIVOS & SZALAI, 2002; DIVOS et al., 2005a; DIVOS et al., 2007; DIVOS et al., 2008; WANG et al., 2009; FENG et al., 2014; LI et al., 2014). A mérést a hang terjedési sebességének idejében történő változások teszik lehetővé. A 3. ábrán látható, hogy egészséges fában, illetve korhadt fatörzsön, hogyan változik az akusztikus jel útja.



3. ábra: Akusztikus jel útja egészséges, illetve korhadt törzs; egy vagy több érzékelő esetén  
 a) Az akusztikus TOF (time-of-flight) mérés egészséges törzs esetében  
 b) TOF mérés korhadt törzsön  
 c) 8 érzékelős tomográfia sematikus képe mérési útvonalakkal  
 d) 8 érzékelős tomográfia sematikus képe korhadt törzsön (BUZA et al., 2016)

Amikor az akusztikus jel eléri a korhadt részt, vagyis a folytonos anyag végét, a levegős részben lelassul. Ezért a jel kikerüli a korhadt részt és ily módon éri el az érzékelőt. Ennek az a

hátránya, hogy akusztikus tomográfiával nem kaphatunk információt a korhadt részről (NICOLOTTI et al., 2003). A korhadt rész helyzete és pontos helye becslésen alapszik, például, ha évgyűrűnél fordul elő repedés vagy sérülés, azt a tomográfia jóval nagyobb hibának jelzi (BUZA, 2016).

A korhadás mértéke a másik korlátozó tényező ennél a technikánál, DEFJORIO és munkatársai (2008) kutatása szerint, amikor mesterségesen indukáltak gombásodást, két hónappal a fertőzés után még nem tudták azt kimutatni tomográfias mérésel.

A fákban haladó hanghullámok sebességét nem csupán az üregek és korhadt részek befolyásolják. A pontos mérési eredményekhez figyelembe kell venni a fa anatómiai irányát, hiszen a rostirány döntő fontosságú. A rostirányban haladó hullámok gyorsabbak, így a hullámfront ellipszoid alakot vesz fel. A Fakopp használata közben a longitudinális irányú hullámok által szolgáltatott adatokat használjuk fel, amelyek rostirányban az 5000 m/s-ot is elérhetik, míg radiális és tangenciális irányban ez az érték már csupán 2000 m/s. A hangsebességet ezenkívül meghatározza a fafaj és a nedvességtartalom is. Utóbbinál különösen nagy eltérés tapasztalható a rosttelítettségi pont alatt (BUCUR, 1995).

A tűlevelű fákban a rostirányú hangsebesség jellemzően nagyobb, mint a lombhullató fák esetében (3. táblázat). A nedvességtartalom 0-30% közötti tartományban befolyásolja a sebesség adatokat, e fölött már a cellulózrostok állapota nem változik, így a mérési eredményeket sem befolyásolja. Élőfák esetében ez az érték mindig 30% feletti, így ez nincs hatással az eredményekre (DIVOS & DIVOS, 2005b).

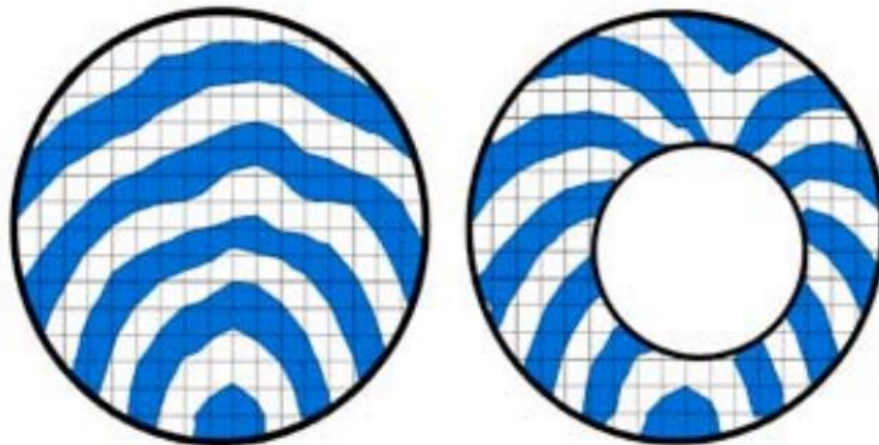
| Fafaj                       | Radiális hangsebesség (m/s) | Rostirányú hangsebesség (m/s) |
|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| <i>Populus sp.</i>          | 1240                        | 4200                          |
| <i>Picea abies</i>          | 1470                        | 5200                          |
| <i>Pinus nigra</i>          | 1480                        | 5100                          |
| <i>Larix decidua</i>        | 1490                        | 5100                          |
| <i>Quercus sp.</i>          | 1620                        | 4600                          |
| <i>Fagus sylvatica</i>      | 1670                        | 4900                          |
| <i>Tilia sp.</i>            | 1690                        | 4400                          |
| <i>Acer sp.</i>             | 1690                        | 4800                          |
| <i>Robinia pseudoacacia</i> | 1850                        | 4700                          |

3. táblázat: Néhány fafaj rostirányú és radiális hangsebesség adata (DIVOS & DIVOS, 2005b)

A fatestet lebontó gombák munkája három tipikus korhadási típust eredményez, mely a fehér-, a barna- és a lágykorhadás. A leggyakoribbnak a fehér és a barnakorhadást tekinthetjük (ÓDOR, 2018).

A barna korhasztó gomba a fában található fehér cellulózt bontja, ami a hang továbbításában játszik szerepet, így az általa korhasztott faanyag megközelítőleg üregesnek tekinthető (DIVOS & DIVOS, 2005b). Ez a fajta korhadás főleg tűlevelű fákra jellemző, de lombos fák esetében is előfordul (ÓDOR, 2018). A fehér korhasztógomba viszont a lignint bontja le a fában, ami már csak kevésbé befolyásolja a hang terjedését, így az ilyen hibák pontos detektálása nehézkes (DIVOS & DIVOS, 2005b).

Korhadt fák esetében a megnövekedett mérési időt az út növekedésével magyarázzuk, mint ahogy az a 3. ábrán is látszik. Azonban a hang nem csak egy vonalon keresztül terjed, hanem hullámfront formájában (4. ábra) is (DIVOS & DIVOS, 2005b).



4. ábra: Longitudinális hullámfront sematikus ábrája egy egészséges (balra) és egy korhadt (jobbra) fatörzs keresztmetszetén (DIVOS & DIVOS, 2005b)

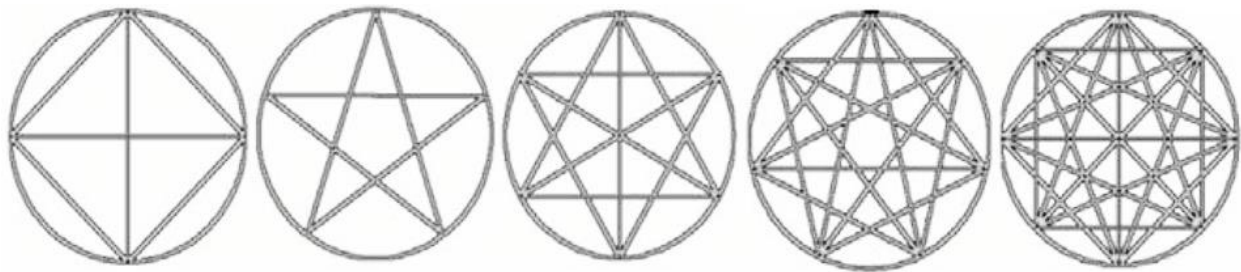
#### 4.2.1.3 A hangsebesség mérése

A hangsebesség méréséhez legalább két érzékelőt kell, hogy a fa törzsére helyezzünk, de ha a korhadás helyét is meg szeretnénk határozni, akkor több mint két érzékelőre van szükség (DIVOS & MÉSZÁROS, 1994).

Először két érzékelő esetében nézzük meg a mérés menetét. A méréshez először a gyorsulás-érzékelőket kell a fába szúrni. A gyorsulás-érzékelők végén tűske van egyrészt a rögzítés miatt, másrészt, hogy a kérgen átjusson a jel. A gyorsulás-érzékelőre a kalapáccsal ráütve jön létre a méréshez szükséges hang. Az ütés pillanatában elindul egy számláló, amely az 1 Mhz-es oszcillátor által kibocsátott jeleket számolja. Amikor a megkopogtatott érzékelőből elér a hang a

másik érzékelőbe, akkor a számláló megáll, így  $\mu$ s-os pontossággal megkapjuk a terjedési időt. Mivel a leggyorsabban haladó jel állítja meg az érzékelőt, így a longitudinális hullámot mérjük. A kiértékelés a mért hangsebesség adatok alapján működik, amihez még szükséges a két érzékelő közötti távolság, amit átlalóval tudunk megmérni. Az értékeléshez figyelembe kell venni a relatív hangsebesség csökkenést az egészséges fához képest. Amennyiben a csökkenés 10%-nál nagyobb, akkor erősen valószínűsíthető, hogy az érzékelők közötti vonalban valahol üreg vagy korhadt rész található (DIVÓS & MÉSZÁROS, 1994).

Minél több érzékelőt használunk, annál nagyobb pontossággal határozhatjuk meg az esetleges sérült rész helyét és méretét. Az 5. ábrán 4, 5, 6, 7, valamint 8 érzékelő által mért vonalak láthatóak. Egyedül 4 érzékelő esetén van szükség a szomszédos érzékelők közötti út mérésére (DIVÓS & DIVÓS, 2005b).



5. ábra: Több érzékelő által mért útvonalak (DIVÓS & DIVÓS, 2005b)

Amennyiben az érzékelők száma  $N$ , akkor  $N(N-1)/2$  az az egyenlet, amivel a mért útvonalak számát meghatározhatjuk. Az 5. ábrán az útvonalak a fa más és más anatómiai irányába mutatnak.  $N$  számú érzékelő esetén  $N/2$  egészrésze számú eltérő irányból kapunk hangsebesség adatot a rostokra merőleges irányból. Ennek a jelentősége, ahogy már korábban is írtam, hogy a hang sebességét az anatómiai irány is meghatározza, radiális irányban 10-30%-kal több, mint tangenciálisban. Gyakorlatban ezt úgy vesszük figyelembe, hogy radiális irány kivételével a többi egy korrekciós tényezővel szorozzák meg, így a többi irányból is a radiális iránnyal egyenértékű eredmény fog születni (4. táblázat) (DIVÓS & DIVÓS, 2005b).

| Fafaj | Radiális iránnyal bezárt szög | 0        | 30   | 60                 |
|-------|-------------------------------|----------|------|--------------------|
|       | Anatómiai irány               | radiális | -    | közel tangenciális |
|       | <i>Quercus sp.</i>            | 1        | 1,09 | 1,21               |
|       | <i>Fagus sylvatica</i>        | 1        | 1,05 | 1,1                |
|       | <i>Tilia sp.</i>              | 1        | 1,19 | 1,31               |
|       | <i>Aesculus hippocastanum</i> | 1        | 1,18 | 1,33               |
|       | <i>Picea abies</i>            | 1        | 1,17 | 1,30               |

4. táblázat: Korrekciós tényezők az anatómiai irányokban néhány fafaj esetében  
(DIVOS & DIVOS, 2005b)

Amennyiben az érzékelők számát növeljük, a felbontás is növekszik, de egy idő után már nem jutunk több információhoz. A Fakopp maximálisan 32 érzékelővel használható, az érzékelőket párosítva tartozik hozzájuk egy-egy erősítő. Akárcsak 2 érzékelő esetében, itt is hasonló elven működik a mérés, az egyik érzékelőt megkoppintva a többi érzékelő méri a beérkezési időt. A 6. ábrán egy kocsánytalan tölgyet mérése látható 8 érzékelővel (DIVOS & DIVOS, 2005b).



6. ábra: A *Q. petraea* Fakopp-os mérése (Fotó: Trenyik Petra, 2015)

#### 4.2.1.4 A Fakopp 3D Akusztikus Tomográf használata

Vizsgálatainkhoz a FAKOPP 3D Akusztikus Tomográf 5.2-t használtuk. A következő eszközöket használjuk a mérés során:

- Piezo szenzorok
- erősítő dobozok
- elemtartó doboz, amely a Bluetooth jeladót is tartalmazza
- vezetékek
- tolómérő
- érzékelő eltávolító
- mérőszalag
- fém és gumikalapács
- táska

A műszer összeszerelését úgy kezdjük, hogy az érzékelőket a fa törzséhez rögzítjük az óramutató járásával ellentétes sorrendben. Fontos, hogy az érzékelők egymástól egyenlő távolságra helyezkedjenek el, majd a gumikalapács segítségével óvatosan beütjük őket a törzsbe úgy, hogy a kérgen áthaladjanak. Ha nem jutnak át a kérgen, akkor torz mérési eredményeket fogunk kapni, ugyanezért fontos az is, hogy az érzékelők egészséges részekbe legyenek rögzítve. Amikor a szoftverbe a mérési adatokat tápláljuk be, akkor majd meg kell adni, hogy az érzékelők milyen mélyen hatoltak be a törzsbe, ez lesz a PD (penetration depth) paraméter. A tűskék behelyezésénél figyelni kell arra, hogy azokat központosan helyezzük el, ezzel is optimalizálva az érzékelők közötti útvonalakat, továbbá fontos, hogy az érzékelők egy síkot alkossanak, hiszen a szoftver is síkra vetíti majd ki az idő adatokat. A mérés elvégeztével az érzékelőket a külön erre kifejlesztett eszközzel tudjuk eltávolítani, amennyiben nem áll rendelkezésünkre, akkor kézzel is ki lehet őket venni oly módon, hogy először megforgatjuk, hogy kicsit meglazuljanak, majd a tűske irányával megegyezően kihúzzuk őket, ügyelve arra, hogy a tűske ne görbüljön meg ([http5](#)).

Az érzékelőket a felhelyezés után párosával csatlakoztatjuk az erősítő dobozokhoz, amiket aztán a megfelelő sorrendben összekötünk a kábelekkel. Minden erősítőn van egy bemenet, illetve egy kimenet, az utolsó erősítőből a kábelt az elemtartó dobozba kötjük. Ezen a ponton kétféle lehetőségünk van kapcsolatot létrehozni a számítógéppel, vagy USB kábelen vagy Bluetooth-os kapcsolaton keresztül ([http5](#)). A méréseim során USB kábelt használtam.

A mérés megkezdése előtt, meg kell adnunk a szoftver számára a főbb geometriai adatokat. Amennyiben több réteget is szeretnénk mérni, akkor először létre kell hozni a megfelelő számú réteget, majd méréseknél külön-külön meg kell adni a réteg talajszinttől mért magasságát ([http5](#)).

Az érzékelők pozícióját élő fák esetében három lehetőség közül választhatjuk ki (a „téglalap” -ot nem használjuk):

- Irregurális: szabálytalan alakú törzs esetén használandó, ahol minden egyes érzékelő közötti távolságot külön meg kell adni, valamint szükséges még a PD érték, és a BD vagyis kéreg vastagság megadása.
- Ellipszis: ellipszis alakú fatörzs esetén meg kell mérnünk a legkisebb és a legnagyobb átmérőt (D1&D2), ezenkívül törzs kerületét (C), valamint a PD és BD értékeket.
- Kör: amennyiben a törzs átmérője kör alakú, akkor csupán a C, PB és BD értékek megadása szükséges (http5)

Az érzékelők rögzítése és a geometriai adatok bevitele után tudjuk elkezdni a mérést. A mérés úgy történik, hogy egy fém kalapáccsal az érzékelőkre koppintunk, lehetőleg azok közepére. Annak érdekében, hogy az esetlegesen eltérő ütések ne torzítsák el a méréseket, minden egyes érzékelőre legalább háromszor kell rákoppintani. A szofver „Idő adatok” fülén tudjuk nyomon követni a koppantások keltette hanghullámoknak az idejét, míg a többi érzékelőig elért (7. ábra).

|   | 1   | 3   | 2   | 3   | 3   | 4   | 3   | 5   | 3 | 6 | 3 | 7 | 3 | 8 | 3 |
|---|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|---|---|---|---|---|---|---|
| • | 174 | 234 | 259 | 285 | 250 | 209 | 137 | 0   |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 175 | 236 | 262 | 288 | 253 | 210 | 138 | 0   |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 174 | 234 | 260 | 286 | 251 | 209 | 137 | 0   |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 228 | 272 | 272 | 262 | 218 | 147 | 0   | 138 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 228 | 272 | 274 | 262 | 218 | 149 | 0   | 139 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 230 | 274 | 274 | 263 | 219 | 150 | 0   | 140 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 266 | 267 | 246 | 223 | 150 | 0   | 146 | 208 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 262 | 263 | 243 | 220 | 149 | 0   | 144 | 206 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 262 | 263 | 242 | 220 | 147 | 0   | 142 | 205 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 273 | 261 | 230 | 178 | 0   | 158 | 226 | 281 |   |   |   |   |   |   |   |
| • | 269 | 258 | 228 | 181 | 0   | 160 | 226 | 269 |   |   |   |   |   |   |   |

7. ábra: A mért időadatok 8 érzékelő használata esetén (Saját szerkesztés)

A táblázat fejlécében az érzékelők sorszáma látható, mellette pedig a koppantások ismétlésszáma, ami zöld, ha nagyobb vagy egyenlő, mint 3. Valamennyi sor, egy koppantás időadatait mutatja, annál az érzékelőnél szerepel 0, amelyiket éppen kopogtatjuk (http5).

A szoftver a „Feldolgozott mérések” résznél aztán átlagolja az adatokat, valamint a szórás mértékét is figyeli, és amennyiben az túl nagy (3%-nál nagyobb), ami hibás ütésre utal, akkor azt jelzi, így ki tudjuk törölni a rossz mérést és meg tudjuk ismételni a kopogtatást. A 8. ábrán egy 8 érzékelős mérés esetében látszódik, ahogy a 2. szenzor kopogtatása közben a 8. érzékelő felé a szórás 3%-nál nagyobb, így korrigálás szükséges.

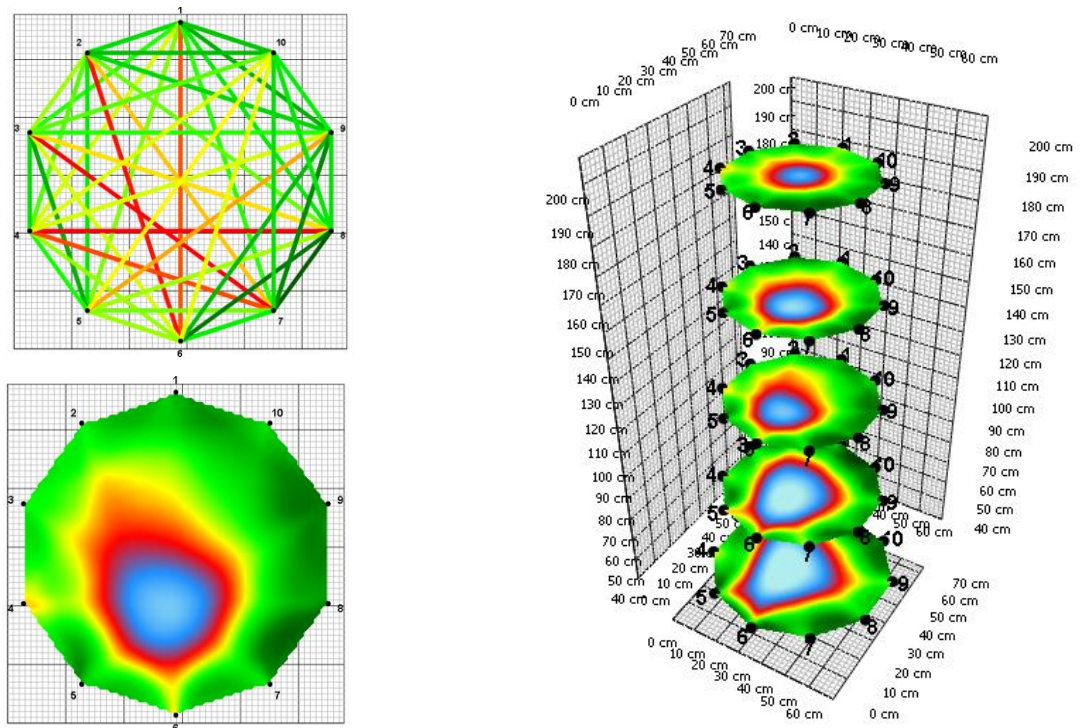


|   | 1      | 2      | 3      | 4      | 5      | 6      | 7      | 8      |
|---|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 1 |        | 132±0% | 188±1% | 234±0% | 256±1% | 257±0% | 220±0% | 170±0% |
| 2 | 134±3% |        | 126±3% | 213±2% | 249±3% | 263±3% | 269±3% | 242±5% |

8. ábra: 8 érzékelős vizsgálat, mely során a pontatlan ütések miatt hibás mérés készült (Saját szerkesztés)

A kopogtatások elvégzése után valamennyi útvonalról dupla mennyiségű adat áll rendelkezésre, hiszen az egyik esetben ez egyik érzékelő volt az adó, a másik a vevő, aztán pedig fordítva. Itt szolgál hasznos információkkal a „symm. diff.” táblázat, amely megmutatja, hogy egy útvonalon mekkora különbség volt a két irány között. Amennyiben ez az érték kiugró a többihez képest, az az érzékelő meghibásodására utalhat (http5).

Miután az időadatok a rendelkezésünkre állnak a „Sebesség adatok” fülön tudjuk megnézni a méréseink grafikus ábrázolását. Itt többféleképpen is megjeleníthetjük a tomogramokat. Mátrix módban az érzékelők között mért átlagos időket láthatjuk táblázatos formában. Amennyiben a „Gráf”-ot választjuk, akkor az útvonalak jelennek különböző színekben, ami a sebesség adatokra utal. Lehetőségünk van még 2D-s, illetve 3D-s képként is megjeleníteni az adatokat (9. ábra) (http5).



9. ábra: A sebesség adatok grafikus ábrázolása gráf módban (bal oldalt felül), 2D-s képként (bal oldalt alul), valamint „Multilayer” módban (jobb oldalt) (Saját szerkesztés)

#### 4.2.1.5 Terepi mérések ismertetése

Az állományok egészségi állapotának az értékeléséhez a Fakopp 3D Akusztikus Tomográf 5.2-t használtam. A méréseket először 2015-ben végeztem el a kijelölt állományokban, majd 2016-ban ismétlődő méréseket hajtottam végre, hogy az egészségi állapotban bekövetkező változásokat nyomon követhessem.

A méréseket a Kőszegi-hegységben, a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben végeztem el, valamennyi területen 5 korcsoportban, 20, 40, 60, 80 és 100 éves állományokban. A korcsoportok kijelölése során a fő szempont az volt, hogy az adatok később egymással összevethetőek legyenek, ezért standard paraméterek figyelembevétele mellett választottam ki az állományokat. Ebben a helyileg illetékes erdőgazdaságok erdészetei nyújtottak segítséget azzal, hogy az üzemtervekbe bepillantást nyerhettem. Standard paraméternek tekintettem a tengerszint feletti magasságot, a kitettséget, a lejtőszöveget, valamint, hogy a fő állományalkotó fafaj a kocsánytalan tölgy legyen. Minden korcsoportot 1-1 erdőrészlet képviselt, amelyek 400 m-es tengerszint feletti magasságban fekszenek, déli kitettségű hegyoldalon, melynek meredeksége 2-17° között változik, illetve a kocsánytalan tölgy dominál bennük.

A kiválasztott erdőrészleteken belül a mintafák kijelölése úgy történt, hogy először a cönológiai vizsgálatokhoz szükséges 20\*20 méteres kvadrátokat jelöltem ki, majd a kijelölt kvadrát sarokpontjaihoz, illetve a közepéhez legközelebb eső *Quercus petraea*-t – kvadrátonként 5-5 darabot – választottam ki. A mérésre kijelölt fákat több rétegben is megmértem, hogy az esetleges korhadások méretét és pozícióját vertikálisan is a lehető legjobban láthassam. Így összesen 5 rétegben, a talajszinttől számítva 40, 80, 120, 160 és 200 cm-es magasságban végeztem méréseket.

2015-ben és 2016-ban is erdőrészletenként 10-10 mintafával dolgoztam, ám a 2015-ben mért 10 mintafából 5 darabon ismétlődő méréseket végeztem 2016-ban. Irodalmi adatok alapján úgy gondoltam (DEFJORIO, 2008), hogy egy év távlatában már képes leszek következtetéseket levonni a korhadás terjedésének az üteméről.

Azért, hogy a FAKOPP-os mérések pontosságát, ismételhetőségét értékelni tudjam MSA (mérőrendszer elemzés) illetve Gage R&R (mérőműszer megismételhetőségi és reprodukálhatósági vizsgálata) vizsgálatokat tartalmazó irodalmakat kerestem. Az MSA a mérőrendszer statisztikai tulajdonságainak kísérleti és matematikai vizsgálata, a mérési adatok közötti eltérés mértékének meghatározása stabil körülmények között. Az MSA fő statisztikai tulajdonságai a torzítás és a variancia, a torzítás egy adatpont elhelyezkedését jelenti egy referencia értéktől, míg a variancia az adatok terjedését (AL-QUDAH, 2017). A mérőrendszer jellemzőinek

ingadozásának az okát Gage R&R vizsgálattal számszerűsíthetjük, a mérőműszer megismételhetőségi és reprodukálhatósági vizsgálatával megállapíthatjuk, hogy a teljes variabilitás mekkora része származik a mérőrendszer pontatlanságából (SOARES et al., 2022). Mivel a FAKOPP-ot érintő ilyen irányú publikációt nem találtam, ezért a mért adatainkat a kapott formában el is fogadtam, mivel a mérőrendszer elemzése nem tárgya jelen munkának.

#### 4.2.1.6 Kőszegi-hegység

A Kőszegi-hegységben az alapterületeket 2015. május 12. és 17. között, majd június 19. és 27. között végeztem el. Következő évben az ismétlő méréseket július 16-17-én készítettem el, és augusztus 13-án fejeztem be. A 5. táblázat foglalja össze a kiválasztott erdőrészteteket, valamint az általuk képviselt korcsoportot. A 10. ábrán az erdőrésztetek elhelyezkedése látható.

| Korcsoport | Erdőrészlet azonosító |
|------------|-----------------------|
| <b>20</b>  | Kőszeg 22/C           |
| <b>40</b>  | Bozsok 10/A           |
| <b>60</b>  | Bozsok 16/C           |
| <b>80</b>  | Bozsok 17/E           |
| <b>100</b> | Bozsok 15/C           |

5. táblázat: A Kőszegi-hegységben kiválasztott erdőrésztetek és az általuk képviselt korcsoport



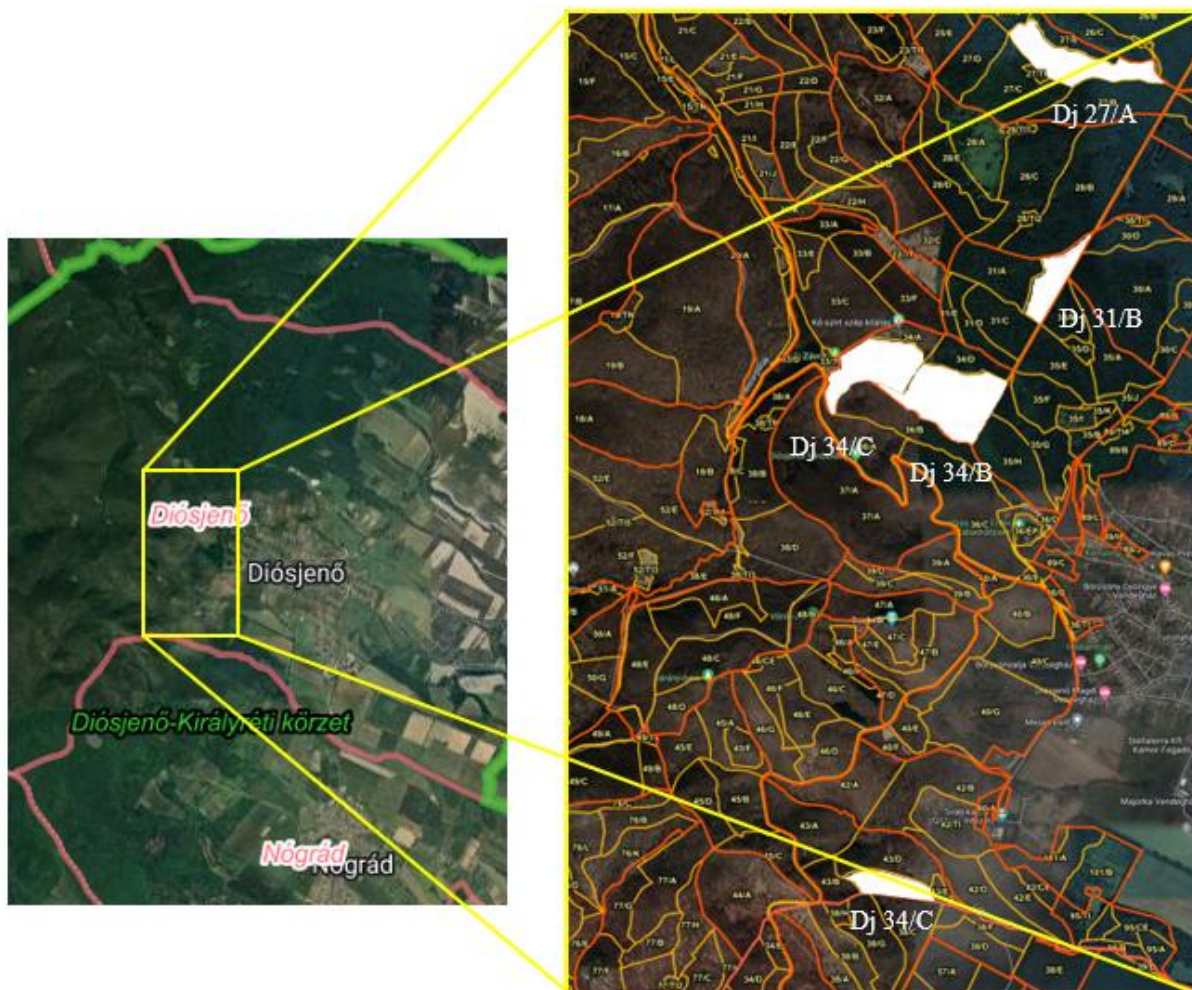
10. ábra: Kőszegi hegység erdőrészeinek elhelyezkedése (http6 alapján)

#### 4.2.1.7 Börzsöny

A Börzsönyben a Fakoppos méréseket 2015. július 27. és augusztus 2. között végeztem el, majd az ismétlő mérésekre 2016. június 28-án, július 10-én, szeptember 4-én és 5-én került sor. A hegységben kiválasztott erdőrészek a 6. táblázatban láthatóak, elhelyezkedésüket pedig a 11. ábrán jelöltem.

| Korcsoport | Erdőrészlet azonosító |
|------------|-----------------------|
| <b>20</b>  | Diósjenő 27/A         |
| <b>40</b>  | Diósjenő 34/C         |
| <b>60</b>  | Diósjenő 31/B         |
| <b>80</b>  | Diósjenő 34/B         |
| <b>100</b> | Diósjenő 43/C         |

6. táblázat: A Börzsönyben kiválasztott erdőrészek és az általuk képviselt korcsoport



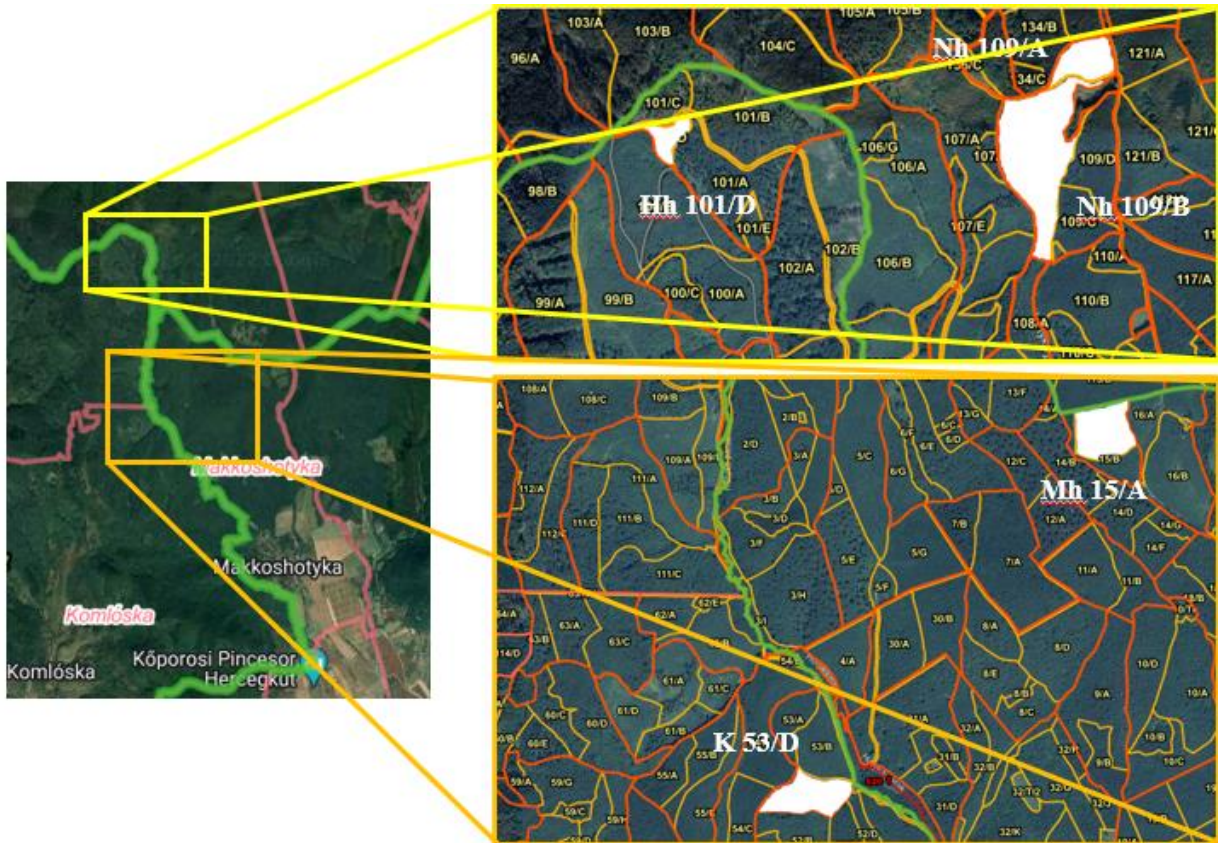
11. ábra: A Börzsöny erdőrészeinek elhelyezkedése (http6 alapján)

#### 4.2.1.8 Zempléni-hegység

A Zempléni-hegységben az alpméréseket 2015. április 26. és 29. között kezdtem el, majd augusztus 8.-án fejeztem be. Az ismétlő mérésekre 2016. június 25-26.-án és július 23-án került sor. A 7. táblázat tartalmazza a kiválasztott erdőrészteket, illetve a 12. ábrán mutatom be azok elhelyezkedését.

| Korcsoport | Erdőrészlet azonosító |
|------------|-----------------------|
| <b>20</b>  | Nagyhuta 109/A        |
| <b>40</b>  | Nagyhuta 109/B        |
| <b>60</b>  | Komlóska 53/D         |
| <b>80</b>  | Makkoshotyka 15/A     |
| <b>100</b> | Háromhuta 101/D       |

7. táblázat: A Zempléni-hegységben kiválasztott erdőrésztelek és az általuk képviselt korcsoport



12. ábra: A Zempléni-hegység erdőrészeinek elhelyezkedése (http6 alapján)

#### 4.2.2 Fakoppos adatok statisztikai kiértékelése

A Fakoppos adatok elemzése során a korhadtság és a hegység, korcsoport, valamint réteg közötti kapcsolat vizsgálatához kétmintás varianciaanalízist (two-way analysis of variance – ANOVA) alkalmaztam 5%-os szignifikancia szinten, amely során a szekvenciális négyzetösszeg típus szerinti felbontás elvét követtük (ZAR, 1984). Ún „treatment contrast”-ot használtam fel (95%-os konfidencia intervallum mellett) a faktorszinteken belüli különbség megállapítására, valamint az egyes faktorszintek átlagának becsléséhez. A post hoc középérték-összehasonlító tesztek közül a Fisher-LSD, azaz legkisebb szignifikáns differencia tesztet alkalmaztam Bonferroni korrekcióval (MENDIBURU, 2019) és a Fisher tesztet (LAU, 2013) 0,05 szignifikancia szinten. Az ismétlőmérések összehasonlítását páros T-próba segítségével végeztem el.

A statisztikai számításokhoz és az eredmények ábrázolásához a R 3.6.1-es verzióját használtam (R CORE TEAM, 2020).

A diagramokat a Microsoft Office Excel 365 segítségével készítettem el.

### 4.2.3 Cönológiai felvételezés

Botanikai vizsgálatokat minden hegységben 5 különböző korcsoportban végeztem (20, 40, 60, 80, 100 éves). Valamennyi korcsoportot egy-egy erdőrészlet képviselt.

BRAUN-BLANQUET (1928, 1951, 1964) szerint a mintaterületnek legalább akkorának kell lennie, mint a minimiareál. Így annak mérete nagyon fontos, hiszen a felmérés csak a megfelelő kvadrátméret mellett lesz megbízható. Juhász (1975) szerint a minimiareál mérete erdők esetében 400-1600 m<sup>2</sup>. Az általam vizsgált állományok textúrája alapján kvadrátjaink mérete 20×20 méteres, azaz 400 m<sup>2</sup>-es lett. A kvadrátokban külön-külön felvételeztem a lombkorona-, a cserje- és a gyepszint edényes növényfajait.

A cönológiai felvételek készítésénél BRAUN-BLANQUET (1964) módszerét vettük alapul, annyi módosítással, hogy az egyes edényes növényfajok borítási értékeit százalékos becslés alapján adtam meg, ami a hazai terepbotanikusok cönológiai felvételezése során általánosan elterjedt gyakorlat. A fajlistákban és cönológiai felvételezésekben szereplő fajok nevezéktana SIMON (2000) művét követi.

A felvételezett növényfajok hegységek szerinti hasonlóságát főkomponens analízissel (PCA) vizsgáltam. A hegységek növényzetének borítását a PCA ordinációs mezőjében a hegység borítottságával arányos területű körök feltüntetésével ábrázoltuk. Az eredmények ábrázolásához a R 3.6.1-es verzióját használtuk (R CORE TEAM, 2020).

### 4.2.4 Szimilaritás vizsgálatok

Két állomány szimilaritása alapvetően a valós ökológiai viselkedésükre is utal. Számos olyan index létezik, melyek a közös fajok számán vagy arányán alapulva, az adatokat binárisan kezelve fejezi ki két társulás hasonlóságát (MÁTYÁS, 1996). A JACCARD (1912)- és SØRENSEN (1948)-index klasszikus példa erre.

Mivel a Sørensen-index alapvetően két társulás hasonlóságát fejezi ki, de a vizsgálataink során mi a három hegység egyes korcsoportjait szeretnénk volna egymással összehasonlítani, így az index átalakítására volt szükség. Ennek a magyarázata a következőkben olvasható:

A Sørensen-index egyenlete az alábbi (MÁTYÁS, 1996):

$$CC = 2e / (A + B)$$

ahol

e = a közös fajok száma

a és b = a két állományban egyedi fajok száma

$A+B = a$  két közösség teljes fajszáma ( $A= a+e$ ,  $B= b+e$ )

A három társulás vizsgálatához az indexet a következőképpen alakítottam át:

$$CC_3 = 3e / A+B+C$$

ahol

$e$  = a közös fajok száma a három közösségben

$a$ ,  $b$  és  $c$  = az adott közösség fajszáma, a mindhárom közösségben jelenlévő fajok kivételével

$A+B+C$  = a három közösség teljes fajszáma ( $A= a+e$ ,  $B= b+e$ ,  $C=c+e$ )

A Sørensen-indexszel végzett szimilaritás vizsgálatok eredményei 0 és 1 között változnak, ahol 0 azt mutatja, hogy a vizsgált társulásoknak nincs közös pontja, az 1 pedig, hogy 100 százalékban megegyeznek egymással (MÁTYÁS, 1996).

#### 4.2.5 Diverzitás vizsgálatok

Annak érdekében, hogy pontosan kifejezhessük a biodiverzitás mértékét, tudnunk kell számszerűsíteni azt. A biodiverzitás összetettségéből fakadóan nem kifejezhető egyetlen mérőszámmal, egyes elemeire különböző mérőszámokat dolgoztak ki a kutatók, melyek többnyire a változatok számával, arányával, hasonlóságával vagy éppen különbözőségével számolnak (VIDA, 1996).

A vizsgálatok során a taxon diverzitással foglalkoztam, amely a legegyszerűbben a fajszámmal fejezhető ki, de fontos megjegyezni, hogy ez a mutató nem veszi figyelembe azt, hogy az egyes fajok mekkora tömegességben fordulnak elő. Ezért két eltérő – a kutatók által leggyakrabban alkalmazott – diverzitás függvényt használtam, a Shannon-indexet és a Simpson-indexet. A két index különbözősége az érzékenységükben rejlik, vagyis, hogy az abundancia viszonyokat másképpen veszik figyelembe, így a Simpson-index inkább a tömegesen előforduló fajokra, míg a Shannon-index inkább a ritka fajokra érzékeny (STANDOVÁR & PRIMACK, 2001).

Amennyiben eltérő abundancia eloszlású közösségeket szeretnénk a diverzitásuk alapján sorba rendezni, egymásnak ellentmondó eredményeket kaphatunk (HURLBERT, 1971; TÓTHMÉRÉSZ, 1995). Ezt a problémát úgy lehet kiküszöbölni, hogy az egyszerű diverzitás indexek (TÓTHMÉRÉSZ, 1995) helyett, paraméteres diverzitás indexeket használunk (RÉNYI, 1961; HILL, 1973; ACZÉL & DARÓCZY, 1975; PATIL & TAILLIE, 1979; KEYLOCK, 2005). Erre az egyik megoldás a Rényi-entrópia alkalmazása, mivel az index magában foglal egy



skálaparamétert is, aminek a változtatásával a tömegesség szerinti súlyozás is megvalósítható (RÉNYI, 1961; LEINSTER & COBBOLD, 2012). A Rényi-entrópia átalakításával kapjuk meg a Hill-számokat, amik az effektív fajszámot mutatják (HILL, 1973).

A Hill-számokat érdemes úgy használni, hogy kiszámoljuk  $q$  különböző értékeire (esetünkben  $q = 0,1,2,3,5,10$  végeztük el), és diagramon ábrázoljuk az eredményeket. Annak a függvénynek nagyobb a diverzitása, amelyiknek magasabban fut a görbéje, ha a két görbe metszi egymást, akkor a közösségeket nem lehet diverzitásuk szerint sorba rendezni (http7).

A diverzitás további elemzése során a hegységek és korcsoportok egyes szinteken belüli kapcsolatának a vizsgálatához kétmintás varianciaanalízist (two-way analysis of variance – ANOVA) végeztem 5%-os szignifikancia szinten (ZAR, 1984). Az elemzések során a MiniTab 19-es verzióját használtam (MINITAB, 2020).

#### 4.2.6 Állományok ökológiai jellemzése

Az állományok társulástani és vegetációdinamikai jellemzéséhez a felvételezett taxonokat szociálismagatartás-típusok (BORHIDI, 1993, 1995) és relatív ökológiai mutatók alapján értékeltem (BORHIDI, 1993, 1995). Az ökológiai mutatók közül a relatív hőigényt (TB), a relatív talajvíz, talajnedvesség igényt (WB), relatív talajreakció (RB), a relatív nitrogénigényt (NB) és relatív fényigényt (LB) vettem figyelembe a kiértékeléshez.

Az ökológiai mutatók és szociálismagatartás-típusok hegységek, korcsoportok és szintek között megmutatkozó trendjét euklideszi távolság alapján elvégzett hierarchikus klaszteranalízis segítségével értékeltem ki. A dendrogramokon a hegységek korcsoportjainak a megnevezésénél rövidítéseket használtam, melyek a hegység kezdőbetűjéből, valamint a korcsoport számából állnak, így például a Börzsöny 20 éves korcsoportja B20-ként szerepel a dendrogramon és a kiértékelés során is így hivatkozok rá.

A dendrogramokat a MiniTab 19-es verziójával készítettem el (MINITAB, 2020).

#### 4.2.7 Talajtani vizsgálatok

A talajmintákat 2015-ben gyűjtöttem be a vizsgált területekről, a Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység 5-5 korcsoportjában, a vizsgált 3-3 kvadrátból. Minden területen azonos módszerrel gyűjtöttem be a mintákat, a kvadrát közepéből a talajszint felső, avar alatti részéből. A talajminták kiértékelése 2017-ben, a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai

Tanszékének (jelenlegi nevén: Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem Talajtani Tanszék) talajtani laboratóriumában történt.

A vizsgált paraméterek a következők voltak:

- humusz tartalom (%)
- szerves széntartalom (%)
- pH (desztillált vizes)
- pH (KCl-os)
- kötöttség

Az eredmények értékelése során csak a humusztartalmat mutatom be részletesen, mivel a szerves széntartalmat a humusztartalom 1,724 konverziós tényezővel való elosztásának az eredménye (VAN BEMMELEN, 1890).

A talaj pH ismertetése során csupán a kálium-kloridos mérés eredményeire térek ki részletesen. A kálium-kloridos oldatban végzett pH mérés eredményei alacsonyabbak lesznek, mint vizes oldat esetében, de mindkét módszer érdemben jellemzi a talajoldat kémhatását. Az eltérő eredmények miatt a két módszer kiértékeléséhez különböző skála használata szükséges (http8).

#### 4.2.8 Meteorológia adatgyűjtés

Mivel a fák egészségi állapotára a csapadék jelentős hatást gyakorol, ezért az érintett hegységek csapadék adatsorait is összegyűjtöttem 1950-től.

A Kőszegi-hegység adatsoraihoz dr. Puskás János (ELTE SEK) segítségével jutottam hozzá. A Börzsöny és a Zempléni hegység esetében az adatokat az Eötvös Lóránt Tudomány Egyetem Fizika könyvtárából gyűjtöttük ki egészen 1970-ig (HAJÓSY, et al., 1975). 1970-től pedig az OMSZ által közzétett adatokat használtam egészen 2015-ig.

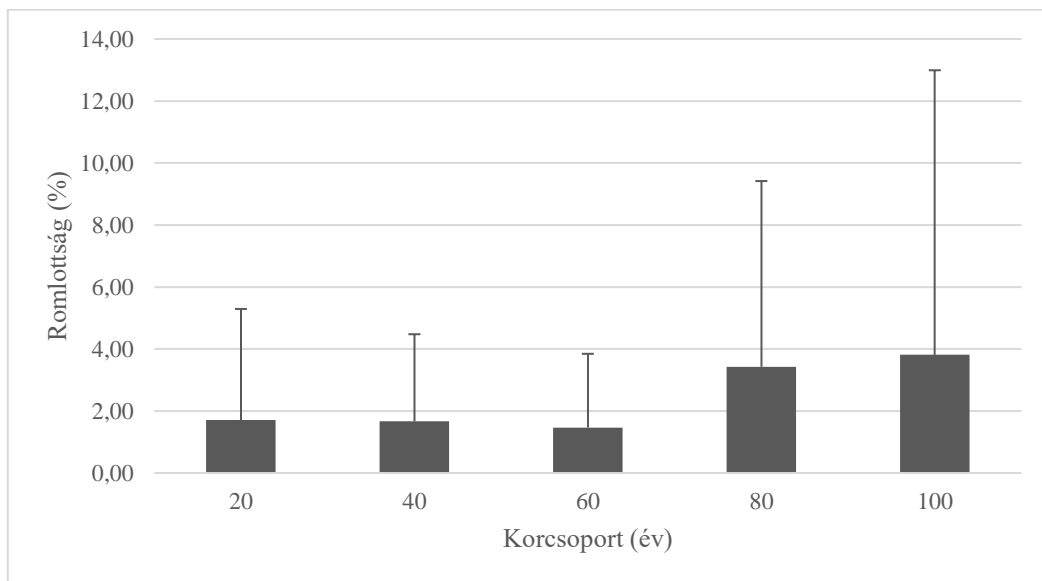
A Kőszegi-hegységben a kőszegi meteorológiai állomás adatait használtam fel, a Börzsönyben a diósjenői állomásét, míg a Zempléni-hegységben egészen 1970-ig a sárospataki meteorológiai állomás, majd onnantól a tolcsvai állomás adatait.

## 5 Eredmények és értékelésük

### 5.1 Fakopp 3D Akusztikus tomográf mérések

#### 5.1.1 Kőszegi-hegység

A 13. ábrán mutatom be a Kőszegi-hegységben kijelölt 5 korcsoportban 2015-ben és 2016 mért mintafák eredményeit, mely korcsoportonként tartalmazza az 5 rétegben mért átlagos romlottságot.



13. ábra: A Kőszegi-hegység öt korcsoportjában mért átlagos romlottság szórás értékekkel

Az egyes korcsoportok romlottsága 1,47 és 3,81% között változott, ami az állományok jó egészségi állapotára utal. Az öt rétegben mért romlottsági értékekből számított szórás viszont már magasabb volt, 2,38 és 9,18 között alakult.

Az első 3 korcsoportban végig alacsony romlottsági értékeket mértem (13. ábra), csupán néhány mintafa esetében tapasztaltam magasabb százalékot. A 20 éves korcsoport ötödik mintafája esetében talákoztam kiugró értékekkel, 15 és 20%-os romlottsággal, míg a 40 éves korcsoportban néhány mintafa egy-egy rétegében elszórtan tapasztaltam 10%-os, vagy azt meghaladó romlottsági értéket. A legalacsonyabb szórással rendelkező 60 éves korcsoportban csupán a 14-es számú mintafán tapasztaltam maximum 10%-os romlottsági értéket, bár ebben az esetben valamennyi mért rétegben megjelent a romlottság.

A rosszabb egészségi állapotot mutató 80 és 100 éves korcsoportokban már magasabb romlottsági értékeket mértem, illetve a 80 éves korcsoport esetében 2, míg a 100 éves állomány esetében 1 rossz egészségi állapotú fát vizsgáltam, ahol több rétegben is 40% feletti romlottsági százalékkal találkoztam. Összességében elmondható, hogy mind az 5 vizsgált állományban alacsony romlottsági értékeket mértem (TRENKÓ et al., 2019), melyek hasonlóak voltak a vizsgált kelet-alpesi hegyvidéki *Picea abies* állományok esetében is (FALVAI et al., 2019). BADER és munkatársai (1995) szerint az idősebb állományokban nagyobb a korhasztógombák jelenléte. Ez egyrészt köszönhető a nagyobb faanyag mennyiségnek, mely egyszerre több korhasztógomba fajnak is lehetőséget teremt a kolonizációra a kipusztulás veszélye nélkül, másrészt a nagy felületen a kompetíció hatása kevésbé érvényesül. A nagyobb faanyag mennyiség miatt elegendő forrás áll rendelkezésre a nagyobb micélium fejlesztéshez.

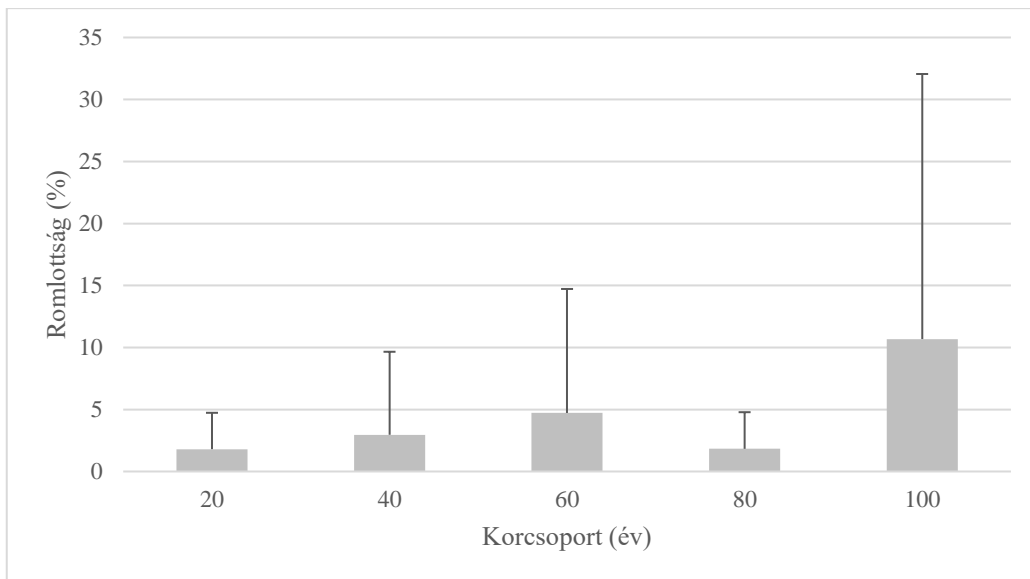
### 5.1.2 Börzsöny

A romlottságot többnyire százalékban kifejezve adom meg, mivel viszonyításként jól reprezentálható a korcsoportok összehasonlításánál. Azonban nem szabad figyelmen kívül hagyni, hogy abszolút értékben kifejezve, a korcsoportok összehasonlítása esetén egészen más trendet figyelhetünk meg, mivel így a mért réteg méretét is figyelembe vesszük. Az idősebb állományoknál a nagyobb terület miatt jelentősen nagyobb romlottsági értékeket kapunk négyzetcentiméterben kifejezve, ahogyan az a 8. táblázatban is látható.

|                                    | Korcsoport (év) |      |      |      |       |
|------------------------------------|-----------------|------|------|------|-------|
|                                    | 20              | 40   | 60   | 80   | 100   |
| <b>Romlottság (%)</b>              | 1,8             | 2,96 | 4,72 | 1,82 | 10,68 |
| <b>Romlottság (cm<sup>2</sup>)</b> | 3,3             | 8,8  | 54,7 | 24,9 | 227,5 |

8. táblázat: A Börzsöny korcsoportjainak romlottsága százalékban és cm<sup>2</sup>-ben kifejezve

A nagyobb törzskerület és nagyobb mértékű romlottság közötti összefüggés megegyezik számos kutató (pl. AVDEEV, 2015; LUKASHEVICH, 2016; AVDEEV, 2017; AVDEEV, 2018a; AVDEEV, 2018b; POROZOV, 2018) megfigyeléseivel, bár az általunk vizsgált 80 éves korcsoportban kisebb csökkenés tapasztalható.



14. ábra: A Börzsöny öt korcsoportjában mért átlagos romlottság szórás értékekkel

A Börzsönyben felvételezett korcsoportok közül a 20 és 80 éves korcsoportban mértem a legalacsonyabb romlottságot, csupán 1,8, illetve 1,83%-os volt a korhadtsági arány (14. ábra). A 100 éves állomány romlottsága volt a legmagasabb, de a 60 éves korcsoporté is kiugró volt. Habár előzetesen azt feltételeztem, hogy az egyes korcsoportok romlottsága annál nagyobb lesz, minél idősebb az állomány, a valóságban mindig előfordultak olyan korcsoportok, amelyek kilógtak ebből a trendből. Ennek egyik oka feltehetően az erdőművelésben keresendő, hiszen nevelővágásokat egészen a véghasználatig végeznek főleg azért, hogy elérjék a kívánt fafajösszetételt és állományszerkezetet. Emellett fontos, hogy a legértékesebb, legjobb minőségű fák növekedését meggyorsítsák. Ám ezeknek a céloknak az elérése mellett, az állomány egészségi állapotát is tudják javítani, illetve az erdő csapadéktároló, talajvédő funkcióinak a fokozása is lehetséges. A 60 éves állomány középkorú, érettséghez közelálló erdőnek számít, melyben a fák magassági növekedése már jelentősen lelassult, helyette a vastagsági növekedés fokozódik. Ebben az időszakban történő növedékfokozó gyéritésnek is az a célja, hogy elősegítse a fák vastagodását, ám ez csupán a fő célkitűzés, ha lehetőség van rá a többi célkitűzést is megvalósítják, így akár az egészségi állapotot is tudják javítani a beteg fák eltávolításával.

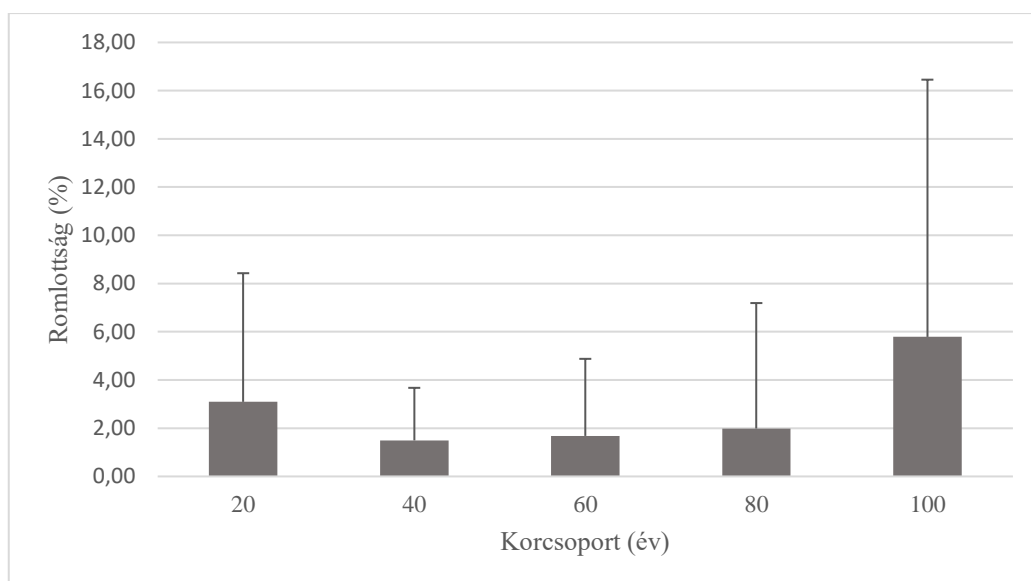
A BADER és munkatársai (1995) által végzett kutatás is megerősíti a fiatal állományok alacsonyabb korhadtságot, mert ugyan eredményei alapján a legtöbb korhasztógomba a törzs valamennyi átmérőkategóriájában megjelenik, ám a gyakoriságuk csökken a 20 cm-nél kisebb átmérővel rendelkező fák esetében. Ennek oka feltételezhetően a nagyobb kompetíció a többi gombafajjal szemben, illetve a gyorsabb lebontási ráta. Előbbiek mellett a kisebb törzsméret miatt

elégtelen táplálékmenyiség és bizonytalan nedvességtartalom is feltételezhetően fontos szerepet játszik az alacsonyabb korhadtságban.

A 100 éves állomány magas romlottságáért 2, a többinél erősebben korhadt mintafa a felelős, melyeknek mind az 5 rétegében nagyon magas 60-70% közötti korhadtságot mértünk, annak ellenére, hogy külső szemrevételezés során nem feltételeztük a fák ilyen fokú romlottságát. TRENVIK és munkatársai (2016b) is a műszeres mérések fontosságára hívja fel a figyelmet, a MATE Gödöllői Botanikus Kertjének idős kocsánytalan tölgyes állományának vizsgálata során, ahol szemrevételezéssel történő egészségállapot felmérés mellett műszeres méréseket is végeztek.

### 5.1.3 Zempléni-hegység

A Zempléni-hegység korcsoportjaira is az alacsonyabb fokú romlottság volt jellemző, a legalacsonyabb romlottságot a 40 éves korcsoportban mértem (1,49%), de a 60 és 80 éves korcsoport átlagos romlottsága is alacsony volt 1,68% és 1,99% között mozgott (15. ábra). Ehhez képest, valamennyivel magasabb a 20 és 100 éves állományokban mért romlottság.



15. ábra: A Zempléni-hegység öt korcsoportjában mért átlagos romlottság szórás értékekkel

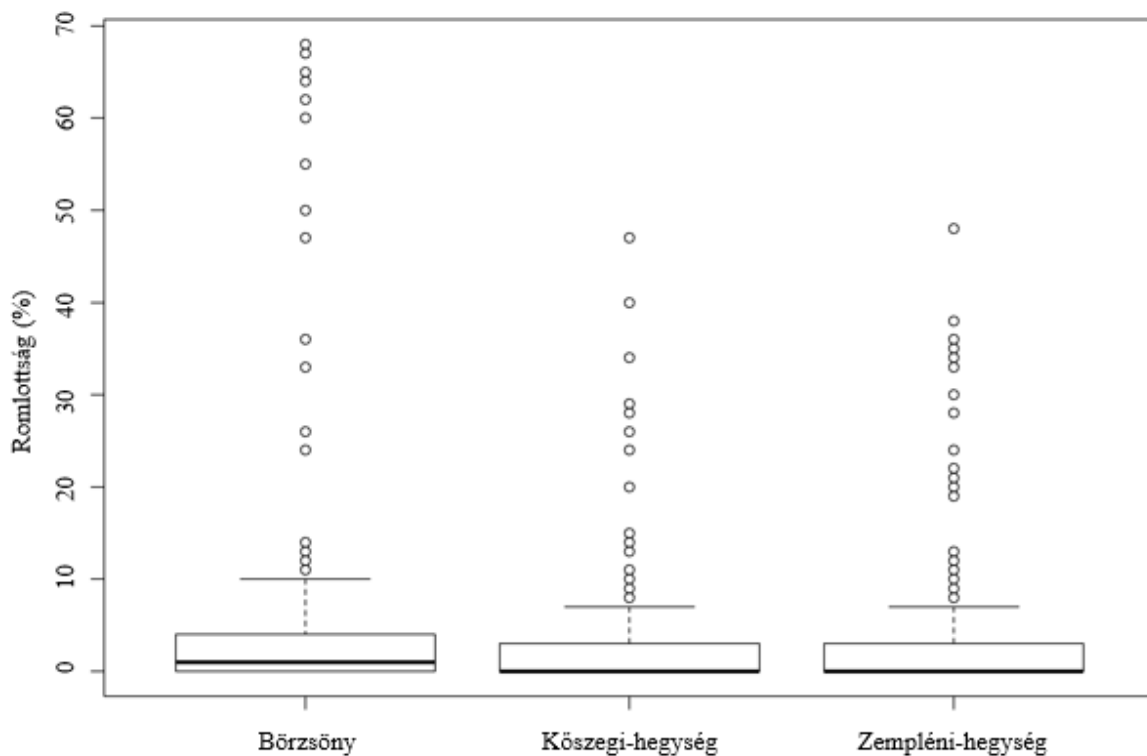
Ugyanakkor a *Fraxinus excelsior*-on kéregnekrózist okozó *Chalara fraxinea* gombafaj vizsgálata során azt találták, hogy a kórokozó nagyobb gyakoriságban található meg a fiatal erdősítésekben, mint az idősökben (DÁVID, 2019).

A 20 éves korcsoport esetében is előfordulhatott, hogy a fiatalabb, rosszabb egészségi állapotú állomány egészségi állapotát az előhasználatok során javították. Az ebben a korban

végzendő elegyarány-szabályozó tisztítás során elsődlegesen a megfelelő elegyarány kialakítása a cél, de nem csak a főfaj(ok) megőrzése törekednek, hanem figyelnek azok minőségére is. Így eltávolítják azokat a példányokat is, amelyek valamilyen oknál fogva – beteg, sérült, csúcsszáradt, gombás, korhadó, odvas, rákos, szúrágta, száraz – hátráltatnák az egészséges példányok fejlődését. Így a nagyobb sűrűségű, ám rosszabb egészségi állapotú állomány, a tisztítás után egészségesebb lehet.

#### 5.1.4 A három vizsgált hegység 5 korcsoportjában, 5 rétegben mért eredmények összehasonlítása

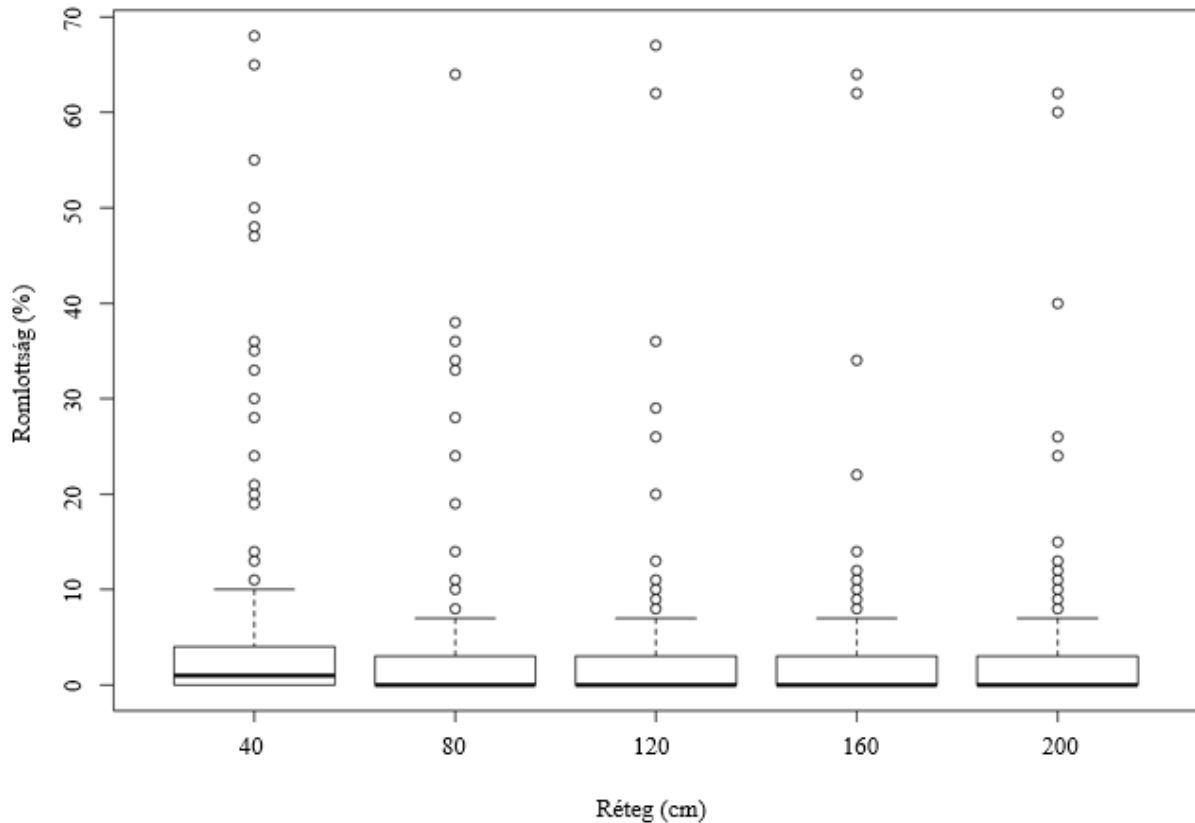
A három hegységben mért romlottsági értékeket összegzi a 16. ábra, az egymintás varianciaanalízis során szignifikáns eltérést tapasztaltam a hegységek között ( $F_{6,133}=0,0022$ ;  $p<0,01$ ).



16. ábra: A Börzsöny, a Kőszegi-hegység, valamint a Zempléni-hegység kocsánytalan tölgyes állományának átlagos romlottsága, szórása és szélső értékei hegységenként

A Zempléni-hegység és a Kőszegi-hegység között nem találtam szignifikáns különbséget, viszont a Börzsöny és a Kőszegi-hegység ( $p=0,002$ ;  $p<0,01$ ), valamint a Börzsöny és a Zempléni hegység között ( $p=0,024$ ;  $p<0,05$ ) már igen. A legnagyobb romlottságot a Börzsöny esetében

tapasztaltam, 4,4 % (95% CI: 3,56; 5,23; n=375), a kiugró értékek, valamint a szórás értékek is jóval nagyobbak voltak, mint a másik két hegység esetében. A Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység romlottsága hasonló volt, előbbié 2,41 % (95% CI: 1,58; 3,24; n=375), az utóbbié pedig 2,8% (95% CI: 1,97; 3,64; n=375).



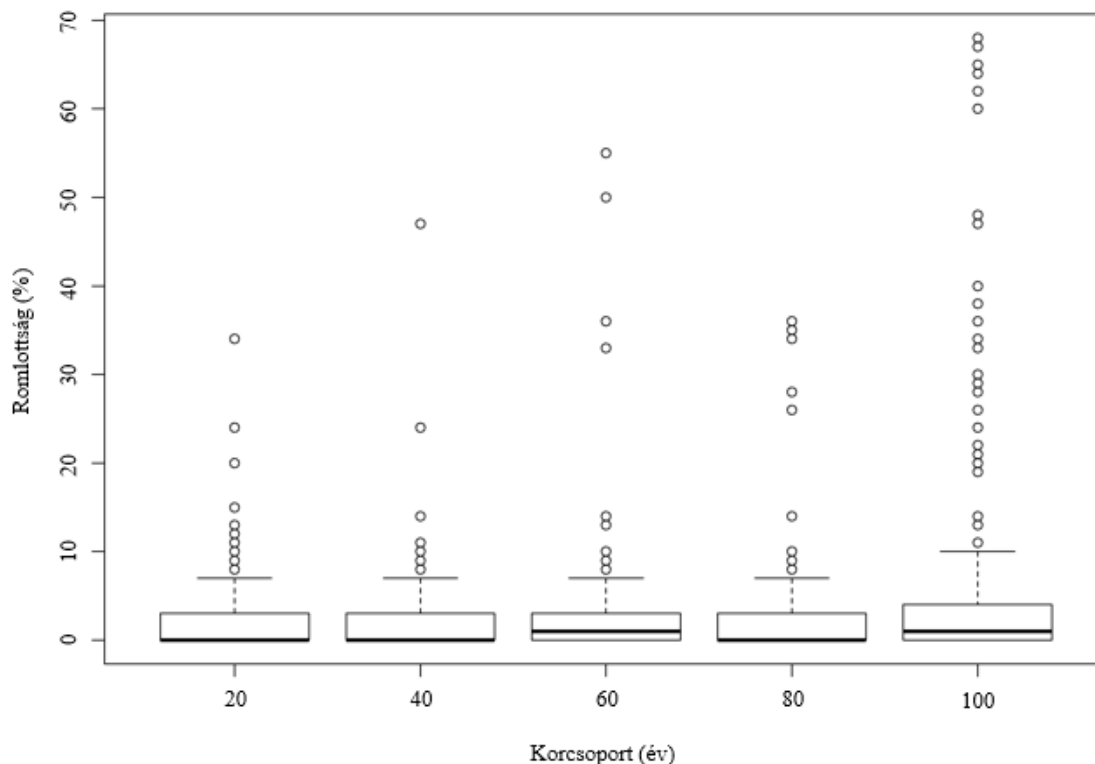
17. ábra: A vizsgált 5 rétegben mért átlagos romlottság a szórás és a szélső értékek figyelembevételével a három hegység értékei alapján

A három hegységben mért korhadtsági adatok szintenkénti megoszlását először egytényezős varianciaanalízissel vizsgáltam (17. ábra). Az ANOVA alapján az alternatív hipotézist kellett elfogadni, hiszen a rétegek és a romlottság között szignifikáns eltérést találtam ( $p=0,012$ ;  $p<0,05$ ), a Fisher-LSD teszt segítségével határoztam meg, hogy mely adatsorok egyeznek meg, és melyek különböznek. Szignifikáns eltérést tapasztaltam a 120 és 40 cm-es magasságokban elhelyezkedő rétegek között ( $p=0,039$ ;  $p<0,05$ ), valamint a 160 és 40 cm-es magasságban található rétegek között ( $p=0,030$ ;  $p<0,05$ ), továbbá a 200 cm-es magasságban és 40 cm-en elhelyezkedő rétegek között ( $p=0,036$ ;  $p<0,05$ ) is. Egyértelmű trend nem állapítható meg a rétegek és a korhadtság között, de az alsó, 40 cm-en elhelyezkedő réteg romlottsága volt a legmagasabb 4,92% (95% CI: 3,84; 5,99; n=225). Ebben a rétegben a mért értékek mediánja 1 volt, míg a többiben 0. A 80 cm-



es magasságban elhelyezkedő réteg esetében tapasztaltam még magasabb romlottsági értéket 3,17% (95% CI:2,09; 4,25; n=225), a három magasabban fekvő rétegben viszont nagyjából hasonló romlottságot tapasztaltam, és a kiugró értékek is átfedésben voltak egymással.

A Zempléni-hegységben előforduló kocsánytalan tölgyes állományokban végzett műszeres egészségi állapot felmérés alapján elmondható, hogy a több rétegben mért adatok esetében a 160 cm-en mért eredmények mutatták a legnagyobb romlottságot, és a szórás érték is itt volt kiugróan magas (TRENKÓ et al., 2017b).



18. ábra: A vizsgált 5 korcsoportban mért átlagos romlottság a szórás és a szélső értékek figyelembevételével a három hegység értékei alapján

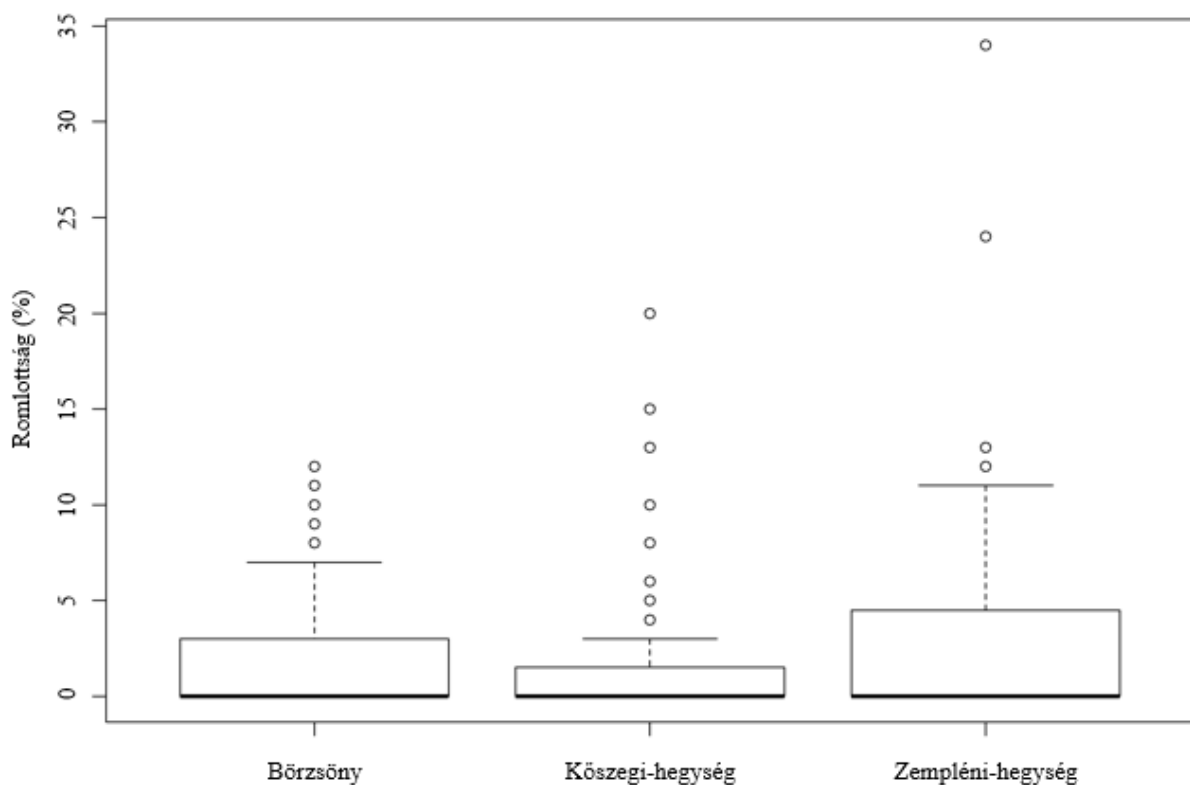
A korcsoportok egészségi állapotát bemutató diagramon jól látható, hogy a romlottság az idősebb állományok felé növekszik, ugyanezt a trendet követik a szórás értékek és a kiugró értékek is (18. ábra). A korhadtság és az állományok kora között szignifikáns eltérést találtam ( $p < 0,001$ ). A négy fiatalabb korcsoport korhadtsága hasonló, a 40 éves korcsoport romlottsága 2,04% (95% CI: 1,14; 3,25; n=225), míg a 60 évesé 2,62% (95% CI: 1,56; 3,67; n=225). A 100 éves korcsoport egészségi állapota volt a legrosszabb, 6,76% (95% CI: 5,71; 7,82; n=225). A szórás itt 14,93, míg a többi korcsoportnál ez az érték 4,24 és 6,28 között változik. A medián értéke a 60 és 100 éves korcsoportban volt 1, míg a többinél 0. Hasonló romlottsági értékek jellemzőek a Wechsel-

hegység 1200 és 1500 méteres tengerszint feletti magasságában *P. abies* esetében (FALVAI et al.; 2021).

A Fisher-LSD teszt is megerősítette a 100 éves korcsoport különbözőségét, mivel valamennyi korcsoporttól szignifikáns eltérést ( $p < 0,001$ ) tapasztaltunk.

### 5.1.5 Romlottsági értékek a 20 éves korcsoport esetén

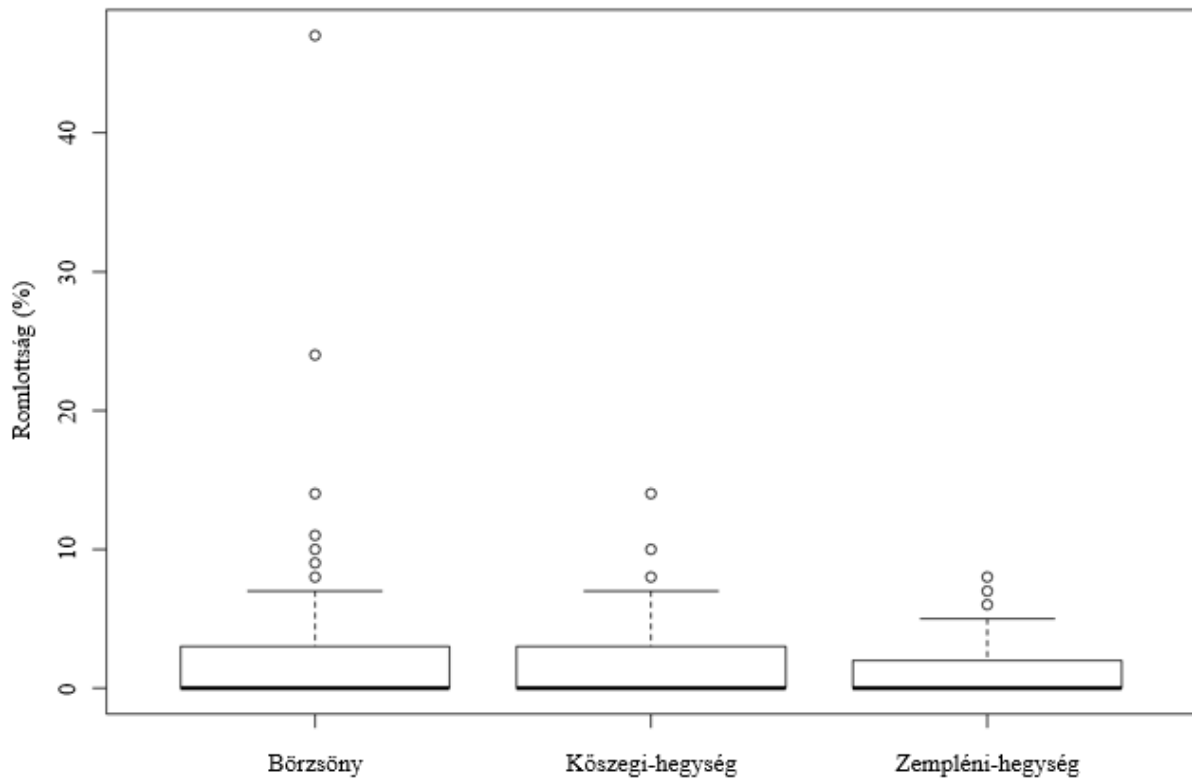
A 20 éves korcsoportban a kőszegi-hegységi állomány romlottsága volt a legalacsonyabb, az interkvartilis terjedelem közel a fele volt a Börzsönyi állományénak (19. ábra). Ezzel szemben a Kőszegi-hegységben több és jobban kiugró romlottsági érték fordult elő. Az interkvartilis terjedelem, valamint a minimum és maximum értékek figyelembevételével a zempléni állomány egészségi állapota volt a legrosszabb, továbbá a leginkább kiugró értékek is itt fordultak elő. A korcsoportban a korhadt mintafák alacsony arányát mutatja, hogy mindhárom hegység mediánja 0 volt.



19. ábra: A romlottsági értékek megoszlása hegységenként a 20 éves korcsoportban

### 5.1.6 Romlottsági értékek a 40 éves korcsoportban

A 40 éves korcsoportban is, hasonlóan a 20 éves korcsoporthoz, mindhárom hegység mediánja 0 volt (20. ábra). A legalacsonyabb romlottsággal a zempléni állomány jellemezhető, ahol csak három kiugró érték jelent meg, melyek elmaradtak a Börzsönyben és Kőszegi-hegységben mért kiugró értékektől.

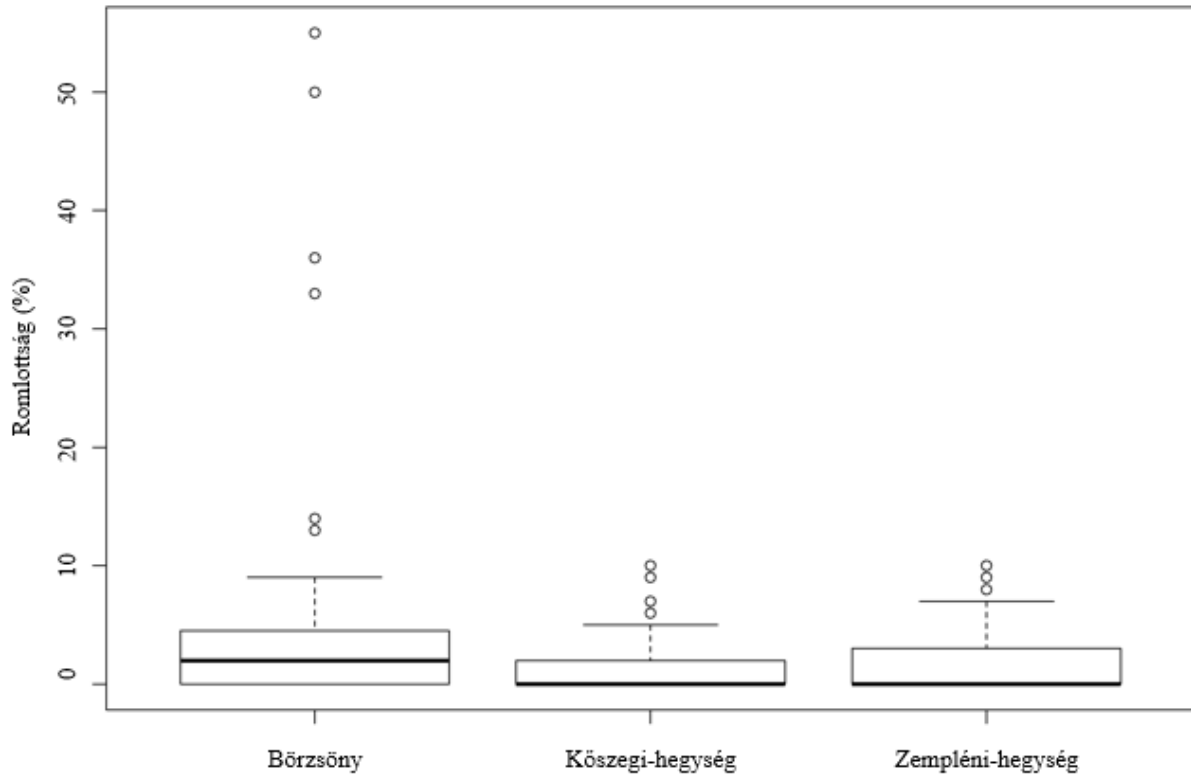


20. ábra: A romlottsági értékek megoszlása hegységenként a 40 éves korcsoportban

TRENYIK és munkatársai (2017b) a Zempléni-hegységben végzett kutatás során azt találták, hogy annak ellenére, hogy a 40 éves állomány romlottsága alacsony, de a több rétegben is elvégzett Fakopp-os mérések szerint a talajszinttől számított 120, 160, és 200 cm-en találták a legmagasabb korhadtsági értékeket (~3%). Bár a Kőszegi-hegység és a Börzsöny állományainak interkvartilis terjedelme és maximuma is hasonlóan alakult, valójában a börzsönyi állományban előforduló kiugró és extrém kiugró értékek miatt, annak az átlagos romlottsága volt nagyobb, 2,96%, míg a kőszegi állomány átlagos romlottsága csupán 1,67%-os volt ennél a korcsoportnál.

### 5.1.7 Romlottsági értékek a 60 éves korcsoport esetén

A statisztikai kiértékelés során a 60 éves korcsoport romlottsága szignifikáns eltérést mutatott ( $p=0,0092$ ;  $p<0,01$ ) a többi korcsoportéhoz képest, amit a börzsönyi korcsoport magasabb romlottsága okozott.



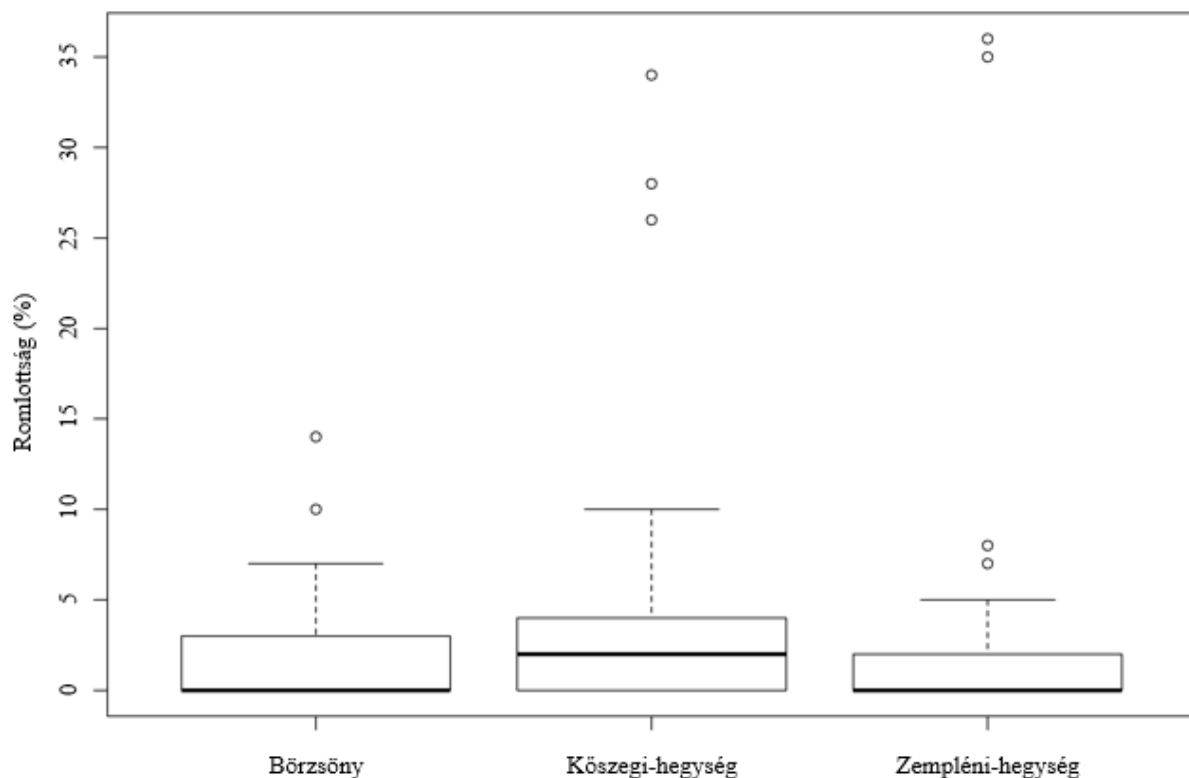
21. ábra: A romlottsági értékek megoszlása hegységenként a 60 éves korcsoportban

A 60 éves korcsoportok közül a börzsönyi állomány egészségi állapotát találtam a legrosszabbnak, az interkvartilis terjedem közel duplája a kőszegi állományénak (21. ábra). Emellett a medián értéke 2 körül helyezkedik el, szemben a másik két állománnyal, ahol ez az érték ismét 0 volt. Ahogy azt a kiugró értékek is mutatják, a börzsönyi állományban előfordult néhány rossz egészségi állapotú fa, amelyek romlottsága akár az 50%-ot is elérte. Ezzel szemben a kőszegi és zempléni állományokban nem csak az interkvartilis volt kisebb, de a kiugró értékek száma és mértéke is kisebb volt.

A Zempléni-hegység 60 éves korcsoportjában végzett FAKOPP-os mérések alapján alacsony romlottságot, illetve a törzs 5 magasságban mért romlottsága esetén alacsony szórás értékeket tapasztaltam (TRENKÓ et al., 2017b).

### 5.1.8 Romlottsági értékek a 80 éves korcsoportban

A 80 éves korcsoportban a kőszegi állományt találtam a legrosszabb egészségi állapotban, a mediánja is 2,5% körül található, ami azt mutatja, hogy a fák jelentős részében jelent meg korhadás (22. ábra). Néhány kiugró érték is előfordult, melyek 25 és 35% közöttiek voltak. Az interkvartilis terjedelem és a maximum alapján a börzsönyi állomány romlottsága tűnik a második legrosszabbnak, ám a két kissé kiugró érték miatt az átlagos romlottsága már alacsonyabb, mint a zempléni állományé, míg az előbbi 1,82%, addig az utóbbi 1,99%.



22. ábra: A romlottsági értékek megoszlása hegységenként a 80 éves korcsoportban

A Zempléni-hegységben végzett kutatás során, azt a trendet tapasztaltuk, hogy jellemzően a talajszinthez közelebbi, alsóbb rétegek romlottsága magasabb volt (~4%), aztán a felsőbb rétegek felé ez az érték csökkent (<1%) (TRENYIK et al., 2017b).

### 5.1.9 Romlottsági értékek a 100 éves korcsoport esetén

A terepi méréseket követően pontosan felmérhető az egyes hegységek egészségi állapota közötti eltérés. A Kőszegi-hegységben felvételezett fák voltak a legjobb egészségi állapotban, a

romlottság átlagértékei minden rétegben 2% alatt maradtak (23. és 24. ábra). A rétegek között még nem figyelhető meg egyértelmű trend, ebben szerepe lehet az alacsony romlottsági értékeknek is.

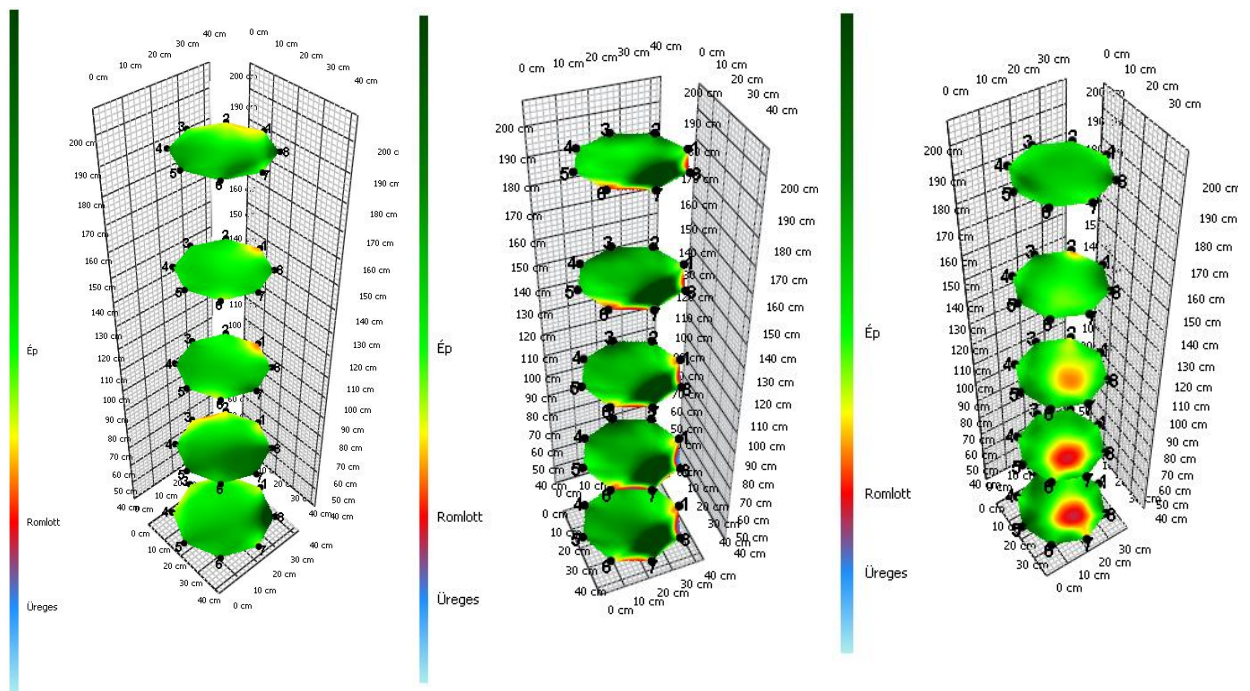
Ezzel szemben a börzsönyi és a zempléni tölgyek rétegenkénti romlottsága már jól kirajzolódó mintázatot követ.

Míg a börzsönyi állomány esetében az egyre magasabb rétegek felé növekszik a romlottság mértéke, addig ez a zempléni állománynál ellenkezően alakul, a felsőbb rétegek felé csökkenő tendencia figyelhető meg a romlottság alakulásában (23. ábra).

A vizuális szemrevételezés és a FAKOPP-os mérések 2D-s és 3D-s ábráinak az elemzése után úgy tűnik, hogy az egyes rétegek közötti romlottság alakulásában fontos szerepe van annak, hogy az adott állomány milyen eredetű. A börzsönyi, mag eredetű állomány esetében jellemzően a fagylécek, a törzset ért korábbi sérülések váltották ki a korhadás megindulását, melyek többnyire a talajfelszíntől távolabb helyezkednek el a törzsön. Ezért mértem nagyobb romlottsági értékeket a felsőbb rétegekben. A rétegfelvételek kiértékelése is alátámasztotta ezt a feltételezést, hiszen a romlottság kívülről indult meg a belsőbb részek felé. Ezzel szemben a zempléni korcsoport sarj eredetű állomány, melyben a romlottság az alsóbb rétegeknél a legmagasabb, majd a felsőbb rétegek felé csökken (TRENVIK et al., 2017b).

A műszeres mérések tehát alátámasztották azt az erdészeti körökben ismert tényt, hogy a sarj eredetű állományok kevésbé ellenállóak (TOMPA et al., 1964). Ennek az az oka, hogy a korábbi állományt 100 éves kora környékén termelték le, majd sarjaztatták újra. A kocsánytalan tölgy átlagos élettartama Közép-Európában 200 év körüli (BARTHA, 2004), tehát a jelenlegi állomány gyökérzete már élettartama végéhez közeledik. A romlottság megindulásának veszélyét tovább fokozza, az idős tuskó nyomán kialakult nyílt sebfelület. Többnyire innen indul meg a törzs korhadása, ami egyre csak terjed a törzs felsőbb részei felé.

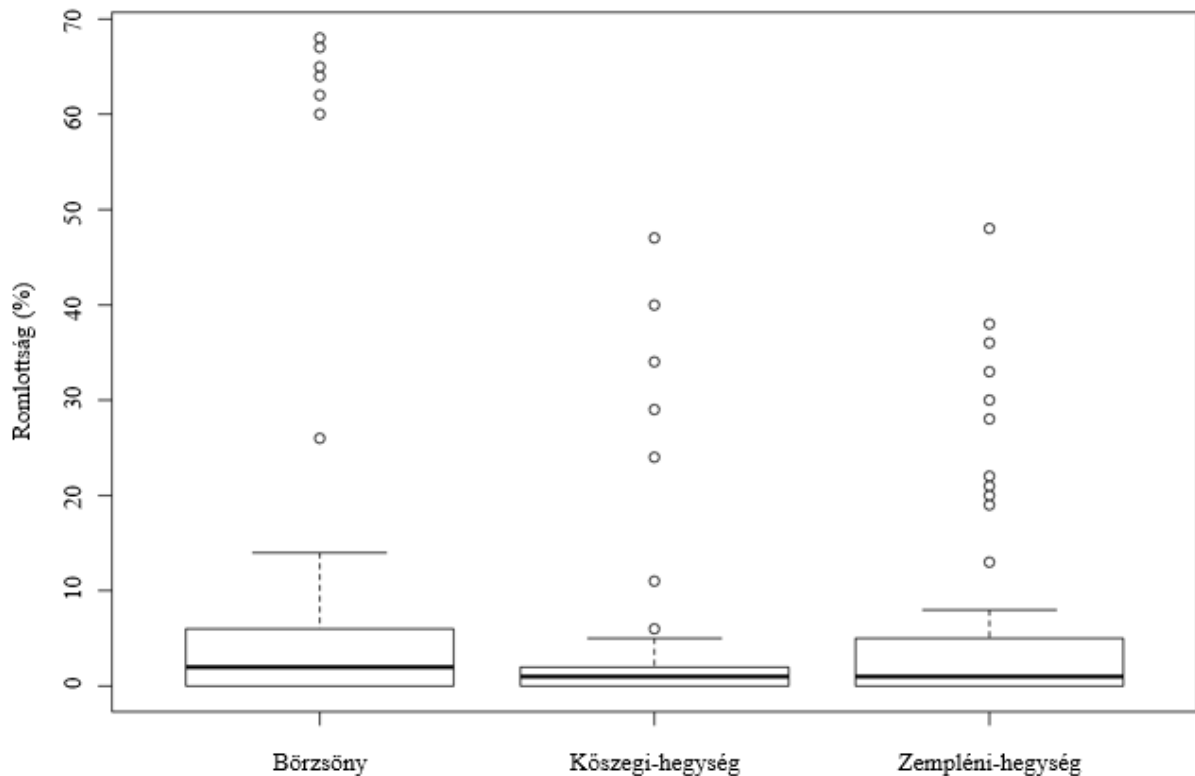
Az egyes állományok jellemző romlottsági képét egy-egy tipikus korhadási mintázatot mutató mintafa FAKOPP-pal készített 3D-s rétegfelvételein mutatom be (23. ábra).



23 ábra: 3D-s rétegfelvétel A Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység 1-1 mintafájáról (TRENVIK et al., 2017a)

TRENVIK és munkatársai (2016b) is arra a következtetésre jutottak idős, 100 évnél idősebb gödöllői *Q. petraea* egyedek egészségi állapotának vizsgálata során, hogy a fák eredete kiemelkedő jelentőséggel bír a későbbi korhadások megjelenése tekintetében. Míg a mageredetű állományokban jellemzően egy külső behatás nyomán indul el az egészségi állapot leromlás, addig a sarj eredetű állományokban az idős tuskó felől, ahonnan aztán áttérjed a sarjzatatott törzs(ek)re is. Ezek a törzsek azért is kevésbé ellenállóak, mert kezdetben nagyon gyorsan fejlődnek a már kifejlett gyökérzetnek köszönhetően, így széles évgyűrűk jönnek létre, melyeken keresztül a korhadás gyorsabban terjedhet.

A 100 éves *Q. petraea*-k romlottsága és eredete között korreláció mutatható ki, míg a mageredetű állomány romlottsága átlagosan 0,68%-volt, addig a sarjeredetű 3,42% (TRENVIK et al., 2017a).



24. ábra: A romlottsági értékek megoszlása hegységenként a 100 éves korcsoportban

A 100 éves korcsoport szignifikáns eltérést mutat a többi korcsoporttól ( $p=0,00922$ ;  $p<0,01$ ). A Kőszegi-hegység 100 éves korcsoportjának a mintafái esetében is alacsony korhadtsági értékekkel találkoztam köszönhetően annak, hogy a rétegfelvételekben kevés kiugró érték szerepelt. Emellett a szórás értékek is végig alacsonyak maradtak, ami a teljes állomány kiváló egészségi állapotát igazolta (24. ábra).

A Börzsönyben a mintafák között már nagyobb ingadozást tapasztaltam, a zempléni korcsoporthoz viszonyítva az interkvartilis is nagyobb, illetve a boxplot diagram maximuma is közel 15%-nál található (24. ábra).

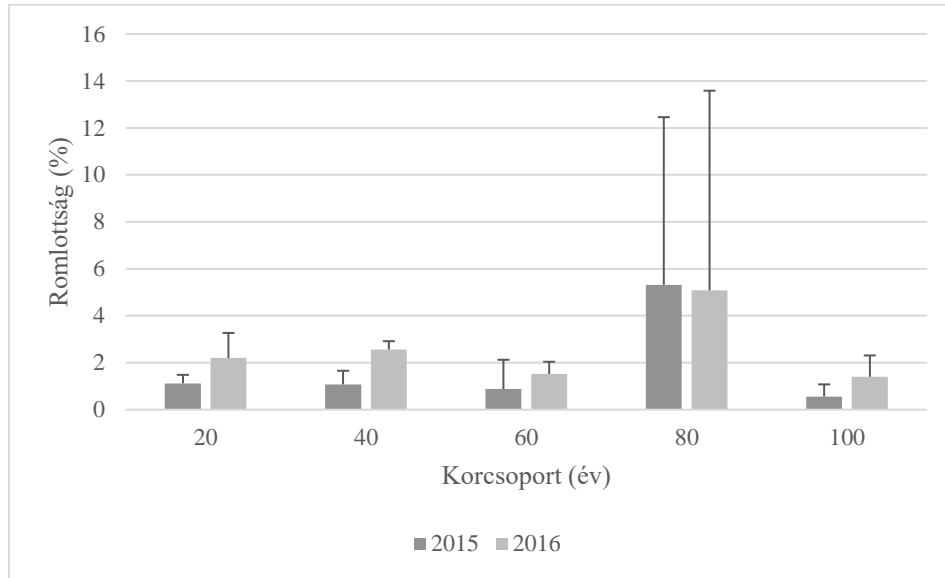
A zempléni állományban volt a legnagyobb az eltérés az egyes mintafák között, ez magyarázza a magas szórás értékeket is, azonban a romlottság mediánja és maximuma így is elmaradt a börzsönyi állományétól (24. ábra).

A Zempléni-hegység 100 éves korcsoportjának 160 és 200 cm-en mért rétege is szignifikáns eltérést mutatott (előbbi:  $p=0,014$ ;  $p<0,05$ , utóbbi:  $p=0,00526$ ;  $p<0,01$ ).



### 5.1.10 A romlottság ismétlőméréseinek az összehasonlítása

A Kőszegi-hegységben végzett ismétlőméréseinket az eredeti mérésekkel együtt a 25. ábrán ábráztuk valamennyi korcsoport romlottságának a figyelembevételével.

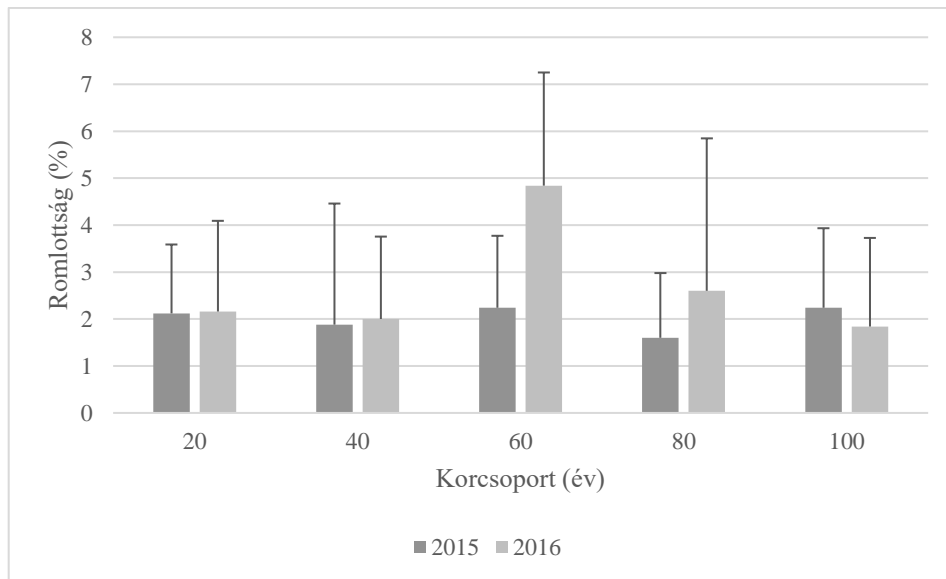


25. ábra: A Kőszegi-hegység 5 korcsoportjában 2015-ben és 2016-ban mért romlottsági és szórás adatok

A 80 éves állomány esetében mind a kontrol, mind az ismétlő mérés során kiugróan magas romlottságot tapasztaltam, amiért a 3-as számú mintafa a felelős. A többi értékhez képest jóval magasabb korhadtságot mértem az alsó 3 mért rétegben, mely 28%, 34% és 26% volt. A kiugró szórás értékeket is ennek a mintafának köszönhetőek.

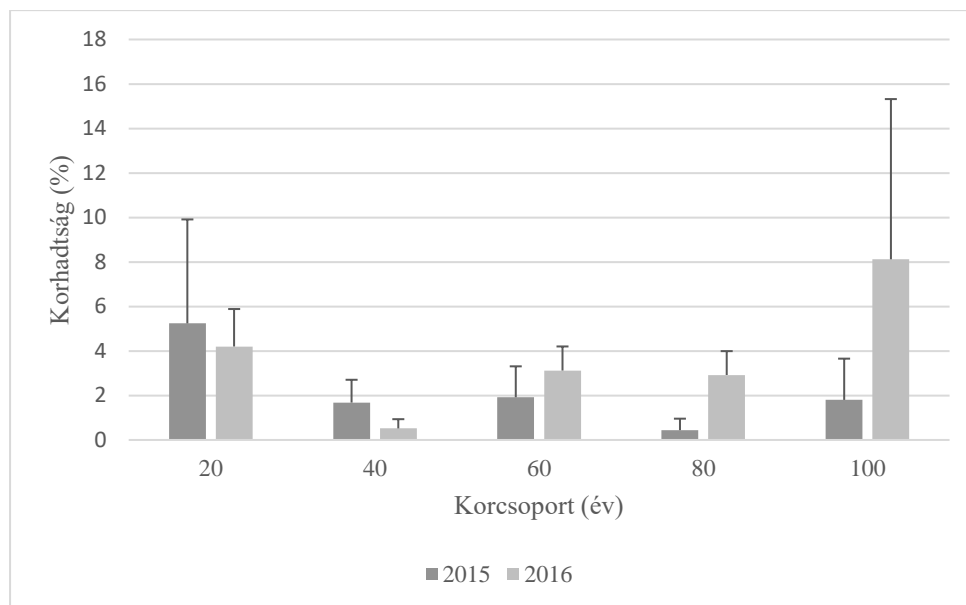
Jól látható, hogy a romlottság mértéke már egy év elteltével is jelentősen változott. A két év mérési eredményeinek a statisztikai kiértékelése során szignifikáns különbséget találtam. ( $p=0,0033$ ;  $p<0,01$ ;  $DF=124$ ). A 20 és 40 éves korcsoportban volt a legnagyobb a változás egy év alatt, előbbi esetében 1,08%-kal, míg az utóbbinál 1,48%-kal nőtt a romlottság, ezzel a 40 éves korcsoportban több mint a duplájára emelkedett a korcsoport korhadtsága. Hasonlóan alakult a 100 éves korcsoportban, ahol 0,56%-ról emelkedett 1,4%-ra a korhadtság, ezzel szemben a 60 éves korcsoportban csupán 0,62%-ra nőtt a romlottság mértéke. A 80 éves korcsoportban látszólag különös eredményt kaptunk, hiszen 0,24%-kal visszaesett a második évre a korhadtság. Ennek az a magyarázata, hogy a mintafák törzskerületének a növekedése nagyobb mértékű volt, mint a korhadtság kiterjedésében mért változás. Erre a következtetésre jutottak BÚZA és munkatársa is (2016) egy 92 éves *Picea abies* egészségi állapotának a vizsgálta során. A három évet felölelő

vizsgálat során 3 rétegben vizsgálták a fa korhadtságát, és volt, amikor 3,17%-os romlottság visszaesést tapasztaltak két egymást követő évben.



26. ábra: A Börzsöny 5 korcsoportjában 2015-ben és 2016-ban mért romlottsági és szórás adatok

A Börzsöny 5 korcsoportjának kontroll- és ismétlőméréseinek az eredményeit a 26. ábrán ábrázoltam. A 20 és 40 éves korcsoportban alacsony, 0,04 és 0,12%-os romlottságbéli növekedést tapasztaltunk a két mérésorozat közötti egy évben. A 60 éves korcsoportban mértük a legnagyobb egészségi állapot leromlást, mely 2,6% volt. A másik nagy korhadás növekedést a 80 éves korcsoportban tapasztaltuk, ahol 1,6%-ról 2,6%-ra nőtt a romlottság. A Kőszegi-hegységhez hasonlóan itt is előfordult egy olyan állomány, amelynek a korhadtsága csökkent, ez pedig a 100 éves korcsoport volt, 2,24%-ról 1,84%-ra csökkent a romlottság mértéke. Statisztikailag szignifikáns különbség ebben a hegységben nem volt ( $p=0,0842$ ;  $p>0,05$ ; DF: 124).



27. ábra: A Zempléni-hegység 5 korcsoportjában 2015-ben és 2016-ban mért romlottsági és szórás adatok

A Zempléni-hegységben mért romlottsági adatokat, az ismétlőmérésekkel együtt a 27. ábrán ábrázoltuk. A 20 és 40 éves állományokban csökkent a romlottság mértéke, az előbbiben 1,04, míg az utóbbiban 1,16%-kal. A 60, 80 és 100 éves állományokban viszont egyre növekedett a korhadtság mértékében beállt változás, a 60 éves korcsoportban 1,2 %-kal, a 80 évesben 2,48%-kal, míg a 100 évesben már a 6,32%-kal. A 100 éves állományéhoz hasonló romlottsági érték növekedést tapasztaltak egy *Picea abies* korhadtságának több éven át tartó vizsgálatának a második évében (BÚZA 2016). A statisztikai kiértékelés során szignifikáns eltérést tapasztaltam a két év romlottsági eredményei között ( $p=0,016$ ;  $p<0,05$ ).

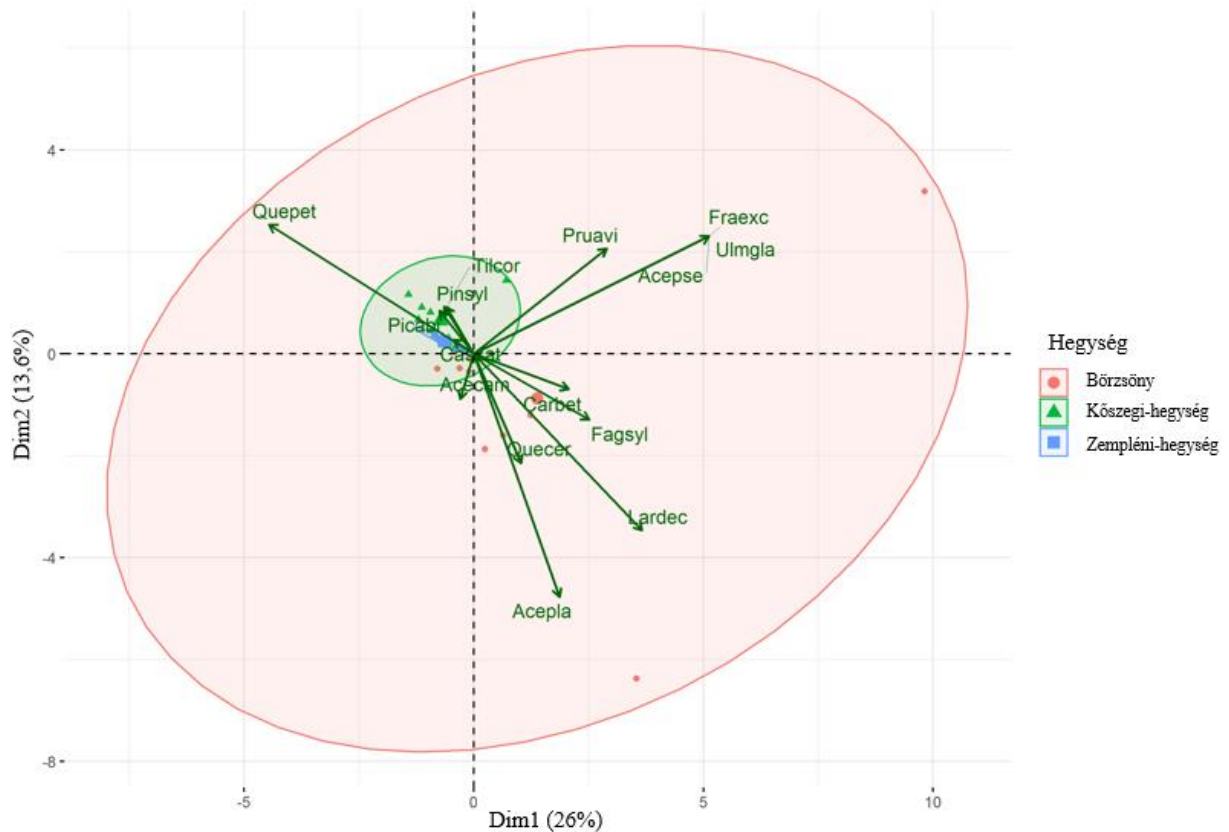
A Kőszegi-hegység és a Börzsöny vizsgált állományainak romlottságában hasonló mértékű egészségi állapot leromlást tapasztaltunk, az előbbiben 0,67%-ot, míg az utóbbiban 0,76%-ot, ezzel szemben a Zempléni-hegység általunk vizsgált korcsoportjaiban 1,56%-osat. Feltételezhető, hogy a fák egészségi állapota már leromlott, mire a gombák hatékonyan támadni tudták őket. Ezért a vizsgálatok előtti 5 év csapadék adatait néztem meg, mint lehetséges indikátorát az erősebb gombafertőzöttségnek. Azt találtam, hogy a Kőszegi-hegység esetében mind az 5 évben 600 mm feletti csapadék hullott, a Börzsönyben is a csapadékos évek voltak jellemzőek, de volt egy 426 mm csapadékot hozó év is. Ezzel szemben a Zempléni-hegységben három 500 mm alatti csapadékot hozó év volt, ezek mellett pedig egy évben nagyjából 600 mm, és egyben 700 mm csapadék hullott. Az 5 év átlaga is elmarad a másik két hegységtől több mint 150 mm-rel. Eredményeink megerősítik azokat a kutatásokat, amelyek az aszályos évek szerepét

hangsúlyozzák a *Quercus petraea* egészségi állapotának a leromlásában (JAKUCS, 1986; BERKI, 1993; BERKI, 2007; CZÚCZ et al., 2013; BERKI et al., 2016; PETRITAN, 2021).

A háromhegységben végzett ismétlőméréseket figyelembe véve átlagosan 0,997%-kal növekedett a vizsgált fák romlottsága, ami statisztikailag is igazolható volt ( $p=0,00056$ ;  $p<0,001$ ;  $DF=711$ ).

## 5.2 Cönológiai vizsgálatok

A cönológiai felvételezések eredményeit főkomponens elemzéssel értékeltem ki, mivel a számos változó és nagyszámú adat miatt így tudtam a legjobban ábrázolni az összefüggéseket.



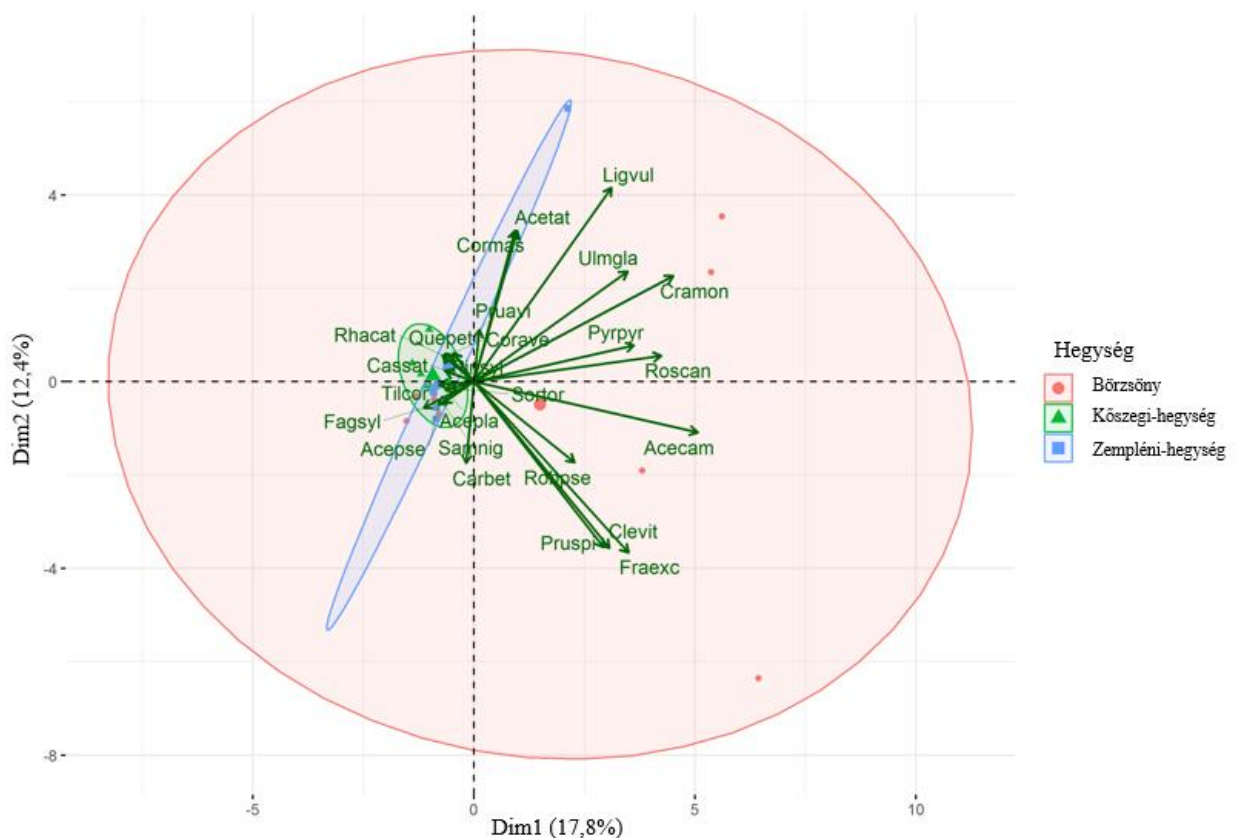
28. ábra: PCA Biplot diagram a három hegység lombkoronaszintjének fajösszetétele alapján

Megvizsgáltam, hogy a három hegységben mennyire hasonló, illetve eltérő a különböző szintek fajösszetétele, mivel az interspecifikus kompetíció is hatással lehet egyes fák egészségi állapotára. A PCA diagramból azonnal kitűnik a hegységek közötti különbség, a Börzsönyi állományok lombkorona szintje volt a legfajgazdagabb, összesen 12 faj jelent meg bennük, melyet a Kőszegi-hegység állományai követnek 7 fafajjal, és végül a Zempléni-hegység állományai, melyekben csupán 3 faj fordult elő (28. ábra).

A főkomponensek hatását vizsgálva a teljes varianciára, megállapíthatjuk, hogy az első két főkomponens a teljes variancia 39,6%-ért felelős, így a többi főkomponens hatása is jelentős. Ennek, a fajok egymásra, illetve főkomponensekre gyakorolt hatásának az értékelésénél van jelentősége.

A *Q. petraea* egészen elkülönül a többi fajtól, és inkább az első főkomponenshez kötődik. Ezzel azzal magyarázható, hogy fő fajoként negatívan befolyásolja a többi faj borítottságát. A tölgy ilyen erős dominanciája nem ritka hazai állományokban, 207 db, tölgyeseket érintő cönológiai felvételezés alapján elmondható, hogy a tölgyfajok átlagos dominanciája 95% feletti (HORÁNSZKY, 1964; SZUJKÓ-LACZA, 1964; ISÉPY, 1970; PAPP & JAKUCS, 1976; SZOLLÁT, 1989; KUN, 2000; KIRÁLY, 2001; CSIKY, 2002).

A vadcsereznye (*Prunus avium*), a *F. excelsior*, a hegyi szil (*Ulmus glabra*) és az *A. pseudoplatanus* pozitív korrelációban vannak egymással, tehát ahol az egyik faj megjelenik, nagyobb valószínűséggel fog a másik faj is előfordulni. Viszont enyhén negatív összefüggést mutatnak a *Q. petraea*-val. Az *A. platanoides*, *F. sylvatica* és az európai vörösfenyő (*Larix decidua*) által alkotott csoport inkább semleges kapcsolatban van a *P. avium*, a *F. excelsior*, az *U. glabra* és az *A. pseudoplatanus* által alkotott csoporttal és erősen negatív korrelációt mutat a *Quercus petraea*-val.



29. ábra: PCA Biplot diagram a három hegység cserjeszintjének fajösszetétele alapján

A cserjeszint esetében is a Börzsönyben vizsgált területek voltak a legnagyobb hatással a varianciára. A Börzsönt a Zempléni-hegység követte, egy kiugró varianciával rendelkező állomány miatt, végül a Kőszegi-hegység zárta a sort (29. ábra). A lombkoronaszinthez hasonlóan

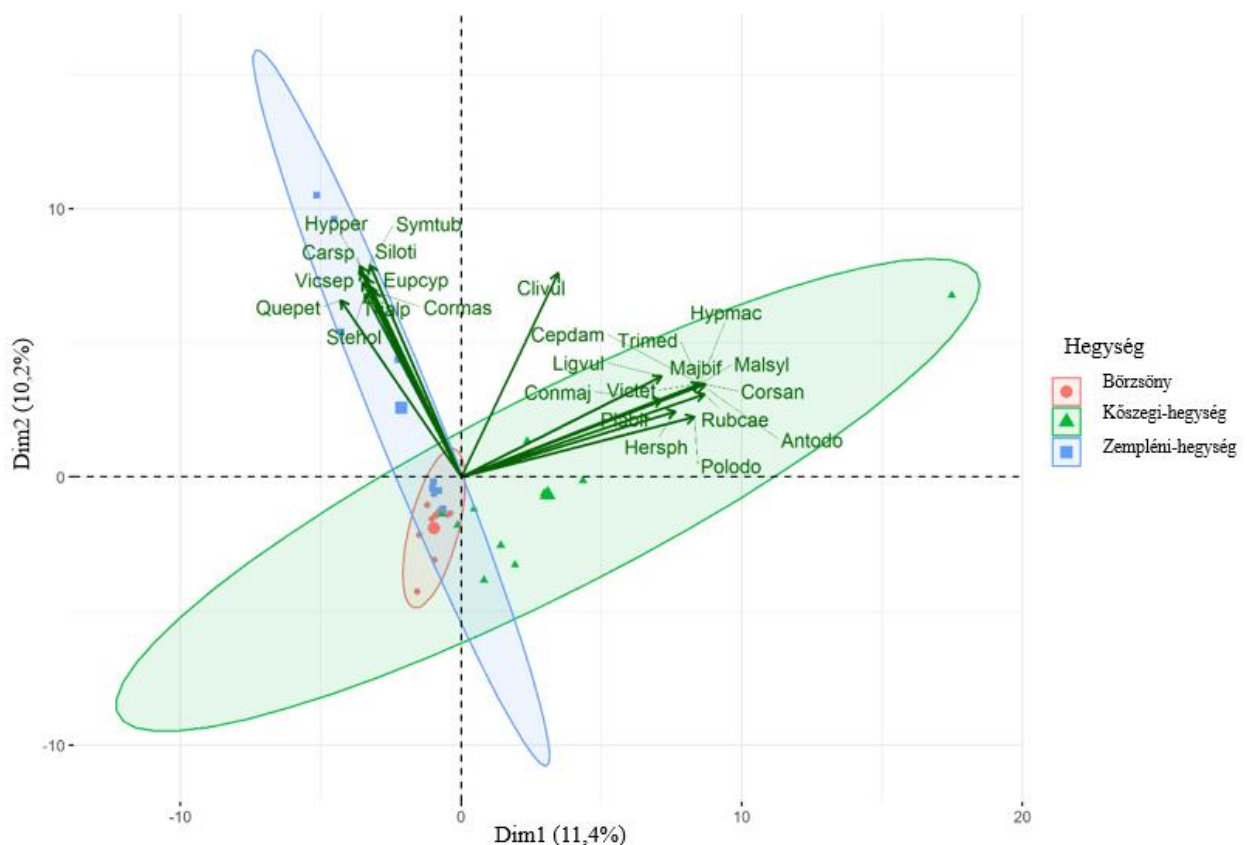
itt is a börzsönyi állományok voltak a legfajgazdagabbak, összesen 17 faj jelent meg bennük. A „Síkfőkút projekt” keretében a cserjeszintben szintén 17 fajt találtak 2012-ben (MISIK & KÁRÁSZ, 2012). A kőszegi-hegységi és a zempléni-hegységi állományokban pedig 12-12 faj fordult elő, melyből 6 faj mindkét hegység cserjeszintjében megjelent.

A két főkomponens a teljes variancia 30,2%-át tartalmazza, tehát ebben az esetben is elég erős a többi főkomponens, ami azért fontos, mert a vektorok esetében előfordulhat, hogy a rövidebb vektorok a többi főkomponens felé mutatnak.

A közös fagyal (*Ligustrum vulgare*), mezei juhar (*Acer campestre*), *Fraxinus excelsior*, egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), valamint az erdei iszalag (*Clematis vitalba*) az első két főkomponens varianciájának több mint 50%-ért felelős. A *L. vulgare* és a *C. monogyna* pozitív korrelációt mutat egymással, ugyanúgy ahogy az *A. campestre*, *F. excelsior* és a *C. vitalba* is. A két csoport tagjai semleges hatnak egymásra.

A *Prunetalia* elemek, mint a kökény (*Prunus spinosa*), vadrózsa (*Rosa canina*) és a vadkörte (*Pyrus pyraster*) is magas varianciával jelennek meg a diagramon.

Összességében elmondható, hogy az itt domináló fajok természetes erdőtársulások cserjeszintjének jellemző fajai, ugyanakkor az antropogén hatás is érezhető a generalista fajok magas száma, illetve a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) erősebb jelenléte miatt.



30. ábra: PCA Biplot diagram a három hegység gyepszintjének fajösszetétele alapján

A gyepszint esetében a hegységek fajkészlete nagy eltérést mutat, a Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység fajkészlete szinte teljesen elkülönül egymástól (30. ábra). A két hegység ellipszisének a metszete majdnem lefedi a Börzsönyét. Ebben a szintben a kőszegi-hegységi állományok voltak a legfajgazdagabbak, összesen 84 fajt felvételeztem bennük, ezeket a Börzsönyi állományok követik 54 fajjal, és a másik két szinthez hasonlóan a Zempléni-hegységben felvételezett állományok voltak a legfajszegényebbek (50 faj). A Síkfőkút-projekt keretében vizsgált cseres-kocsánytalan tölgyes állomány gyepszintjében 53 lágyszárú növényfajt találtak (KONCZ, 2013), amely megegyezik az Északi-középhegység általunk vizsgált két hegységének állományaival.

A fajok 3 fő irányban helyezkednek el, az elsőhöz tartozik a közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*), a gyepübükköny (*Vicia sepium*), a *Q. petraea* (magoncok), a gumós nadálytő (*Symphytum tuberosum*), a szikár habszegfű (*Silene otites*), a farkas kutyatej (*Euphorbia cyparissia*)s és a húsos som (*Cornus mas*). A borsfű (*Clinopodium vulgare*) vektora külön helyezkedik el, és az előző fajokhoz hasonlóan inkább az első főkomponenshez áll közelebb. Ezzel szemben a *L. vulgare*, fehér madársisak (*Cephalanthera damasonium*), erdei here (*Trifolium medium*), pettyes orbáncfű (*Hypericum maculatum*), erdei mályva (*Malva sylvestris*), veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*) inkább a második főkomponenshez áll közelebb. A vektorok irányából látszik, hogy az egyes csoportokon belül erős korreláció van a fajok megjelenése között, a csoportok pedig semleges kapcsolatban állnak egymással.

### 5.3 Szimilaritás vizsgálatok

Először az egyes hegységek korcsoportjaiban található kvadrátok hasonlóságát vizsgáltam meg a Sørensen-index segítségével.

| Korcsoport (év) | 20   | 40   | 60   | 80   | 100  |
|-----------------|------|------|------|------|------|
| Lombkoronaszint | 1,00 | 0,80 | 0,75 | 0,67 | 1,00 |
| Cserjeszint     | 0,00 | 0,67 | 0,80 | 0,55 | 0,57 |
| Gyepszint       | 0,75 | 0,63 | 0,68 | 0,60 | 0,68 |

9. táblázat: A Kőszegi-hegység mintaterületeinek Sørensen-indexszel számított szimilaritása

A Kőszegi-hegység lombkoronaszintje esetében nagyobb arányban tapasztaltam egyezést a korcsoportok kvadrátjai között (9. táblázat). A 20 és a 100 éves korcsoportban is 100 százalékban megegyezett a két kvadrát fajkészlete, de a többi korcsoportban is magas volt az azonos fajok



száma. A cserjeszint 20 éves korcsoportjának két kvadrátja között nem találtunk egyezést. A kvadrátok közötti eltérés oka, hogy az erdőrészlet minimális cserjeszinttel rendelkezett, és mindkét kvadrátban csak 1-1 faj fordult elő. A 60 éves korcsoportban volt a legnagyobb a hasonlóság a kvadrátok között (80%). A többi korcsoportban a hasonlóság mértéke 55 és 67 % között változott. A gyepszint esetében kevésbé szórtak a Sørensen-index eredményei, melyekről összességében elmondható, hogy magas volt a hasonlóság mértéke. A legalacsonyabb hasonlóságot a 80 éves korcsoportban tapasztaltuk, ahol 60% volt, míg a legmagasabbat a 20 éves korcsoportban, ahol pedig 75% volt a fajkészlet átfedése.

| Korcsoport (év) | 20   | 40   | 60   | 80   | 100  |
|-----------------|------|------|------|------|------|
| Lombkoronaszint | 0,67 | 0,40 | 0,86 | 0,80 | 0,67 |
| Cserjeszint     | 0,40 | 0,50 | 0,94 | 0,91 | 0,73 |
| Gyepszint       | 0,12 | 0,55 | 0,55 | 0,42 | 0,92 |

10. táblázat: A Börzsöny mintaterületeinek Sørensen-indexszel számított szimilaritása

A Börzsönyben a lombkoronaszint 40 éves korcsoportjában tapasztaltuk a legkisebb egyezést a két kvadrát fajkészlete között, ami csupán 40% volt, köszönhetően annak, hogy a *Q. petraea*-n kívül különböző elegyfajok jelentek meg a két kvadrátban (10. táblázat). Ezzel szemben a többi korcsoportban már 60% feletti volt a hasonlóság a kvadrátok között. A cserje- és a gyepszintben magasabb hasonlósági értékekre számítottunk, hiszen a kvadrátok mérete a cserjés, illetve fátlan vegetációban általánosan használt 5×5, illetve 2×2 méternél nagyobb volt, így több faj feljegyzésére nyílt lehetőségünk, ezáltal a közös metszett is nagyobb lehetett volna. A cserjeszintben csupán a 20 és 40 éves korcsoportban volt kisebb a hasonlóság, de a 100 éves korcsoportban már 73, míg a 60 és 80 éves korcsoportban 94 és 91 százalékos volt a mindkét területen előforduló fajok száma. A gyepszint esetében tapasztaltam a legnagyobb különbséget az egyes korcsoportok között, hiszen míg a 20 éves korcsoportban csupán 12%-ban egyezett a két kvadrát fajkészlete, addig a 100 éves korcsoportban ez az érték 92% volt. Az egyes korcsoportok esetén számított alacsonyabb hasonlósági értékek a kisebb mintaszámmal is magyarázhatóak.

| Korcsoport (év) | 20   | 40   | 60   | 80   | 100  |
|-----------------|------|------|------|------|------|
| Lombkoronaszint | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 1,00 |
| Cserjeszint     | 1,00 | 0,80 | 0,53 | 1,00 | 1,00 |
| Gyepszint       | 0,87 | 0,75 | 0,92 | 0,50 | 0,86 |

11. táblázat: A Zempléni-hegység mintaterületeinek Sørensen-indexszel számított szimilaritása

A Zempléni-hegység esetében a lombkoronaszint fajszegény volt, részben ezért is tapasztaltam valamennyi korcsoportban 100%-os hasonlóságot (11. táblázat). A zempléni kvadrátok valamennyi szintjére igaz, hogy a viszonylag alacsony fajszám miatt, magas hasonlósági értékeket szerepeltek. A cserjeszint esetében is magas volt a hasonlóság mértéke, amely 100%-os volt a 20, 80 és 100 éves korcsoport kvadrátjai között. A vizsgált mintaterületek közül a Zempléni-hegységben volt a legnagyobb mértékű hasonlóság a gyepszint esetében. 92%-kal a 60 éves korcsoportban volt a legmagasabb a fajkészlet egyezése – akárcsak a börzsönyi 100 éves állomány esetében –, ezt követte a 20 éves állomány 87%-kal, majd a 100 éves 86 %-kal.

| Korcsoport (év) | 20   | 40   | 60   | 80   | 100  |
|-----------------|------|------|------|------|------|
| Lombkoronaszint | 0,21 | 0,38 | 0,30 | 0,33 | 0,43 |
| Cserjeszint     | 0,00 | 0,00 | 0,39 | 0,00 | 0,00 |
| Gyepszint       | 0,07 | 0,13 | 0,12 | 0,15 | 0,05 |

12. táblázat: A három kiválasztott hegység mintaterületeinek Sørensen-indexszel számított szimilaritása

A Sørensen-index-szel vizsgált adatokból kitűnik, hogy a három hegységben felvett mintaterületek a lombkoronaszint esetében hasonlítottak a legnagyobb mértékben egymáshoz (12. táblázat). A legkisebb hasonlóságot a 20 éves korcsoportban tapasztaltam 21%-kal, de a 100 éves állományokban ez az érték már 43% volt. Ez azzal is magyarázható, hogy az erdőművelés hatására az állományokban előforduló elegyfajok száma lecsökkent, így növelve a különböző területeken előforduló állományok hasonlóságának a valószínűségét.

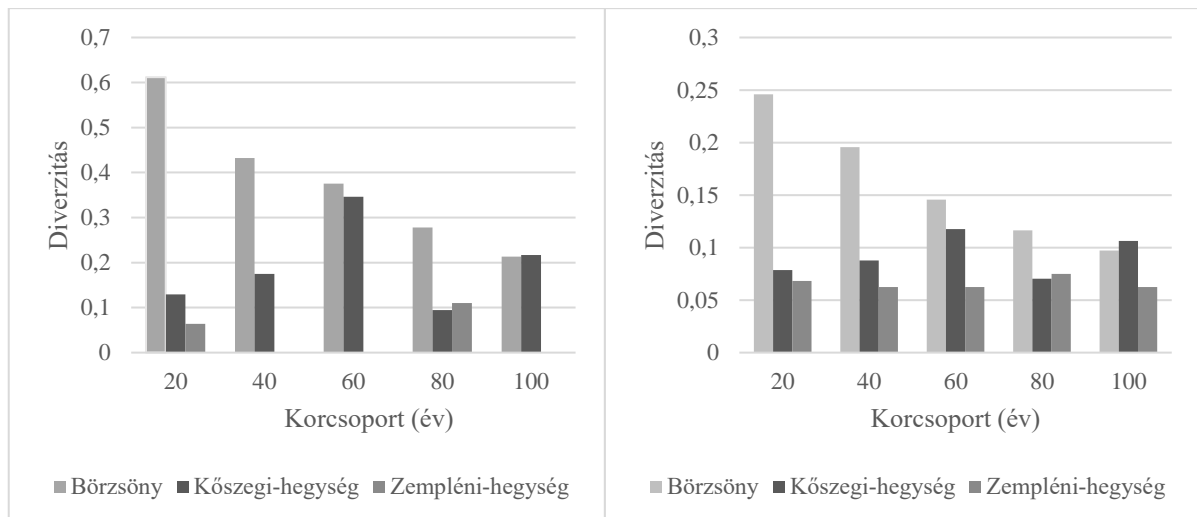
A cserjeszintben csupán a 60 éves korcsoportban fordult elő egyezés a fajkészletben, ez részben azzal magyarázható, hogy a cserjeszint valamennyi vizsgált állományban erősen ritkított volt. Mindössze két faj jelent meg mindhárom területen az *A. campestre* és a *C. monogyna*.

A három hegység kiválasztott állományainak gyepszintjében összesen 128 faj került felvételezésre, ami a gyepszint korcsoportjainak alacsony hasonlóságára is magyarázattal szolgál, illetve fontos megjegyezni, hogy a Sørensen-index érzékeny a ritkán előforduló fajokra (CHAO et al. 2004). A legnagyobb egyezést a 80 éves korcsoportban találtuk, de hasonlóan magas volt az egyező fajok aránya a 40 és 60 éves korcsoportokban, míg a 100 és 20 éves korcsortok hasonlósága volt a legalacsonyabb.

## 5.4 Diverzitás vizsgálatok

### 5.4.1 Lombkoronaszint

A lombkoronaszint Shannon-diverzitás indexszel történő kiértékelése során a legfiatalabb korcsoportban tapasztaltam a legnagyobb a diverzitást, majd ez folyamatosan csökkent az idősebb állományok felé (31. ábra). Ez az erdőművelési munkálatokkal is magyarázható, hiszen az erdőművelés során az erdőterv szerint optimális elegyarány kialakítására törekednek, mely során a fajszám jellemzően csökken. A statisztikai kiértékelés eredményeképpen elmondható, hogy a Börzsöny a többi hegységhez képest szignifikáns eltérést mutat 0,001% szignifikancia szinten (ANOVA).



31. ábra: Shannon- és Simpson-diverzitás a kiválasztott három hegység lombkoronaszintjében

A Kőszegi-hegységben a legmagasabb diverzitás a 60 éves korcsoportban jelent meg (31. ábra), ahol a lombkoronaszintben összesen 5 faj fordult elő, a 40 évesben 3, és a 80 évesben 4, míg a 20 és 100 éves korcsoportokban csupán kettő.

A Zempléni-hegység esetében a 40, 60 és a 100 éves korcsoport diverzitása is 0, mivel ezekben az állományokban a *Q. petraea* volt az egyetlen állományalkotó faj (31. ábra). A 80 éves korcsoportban megjelent a *C. betulus*, a 20 évesben pedig a *F. sylvatica* is. A Zempléni-hegység különböző korcsoportjaiban végzett diverzitás vizsgálatok során a 80 éves korcsoport bizonyult a legfajgazdagabbnak a hegység többi korcsoportjához képest (TRENYIK et al., 2017b).

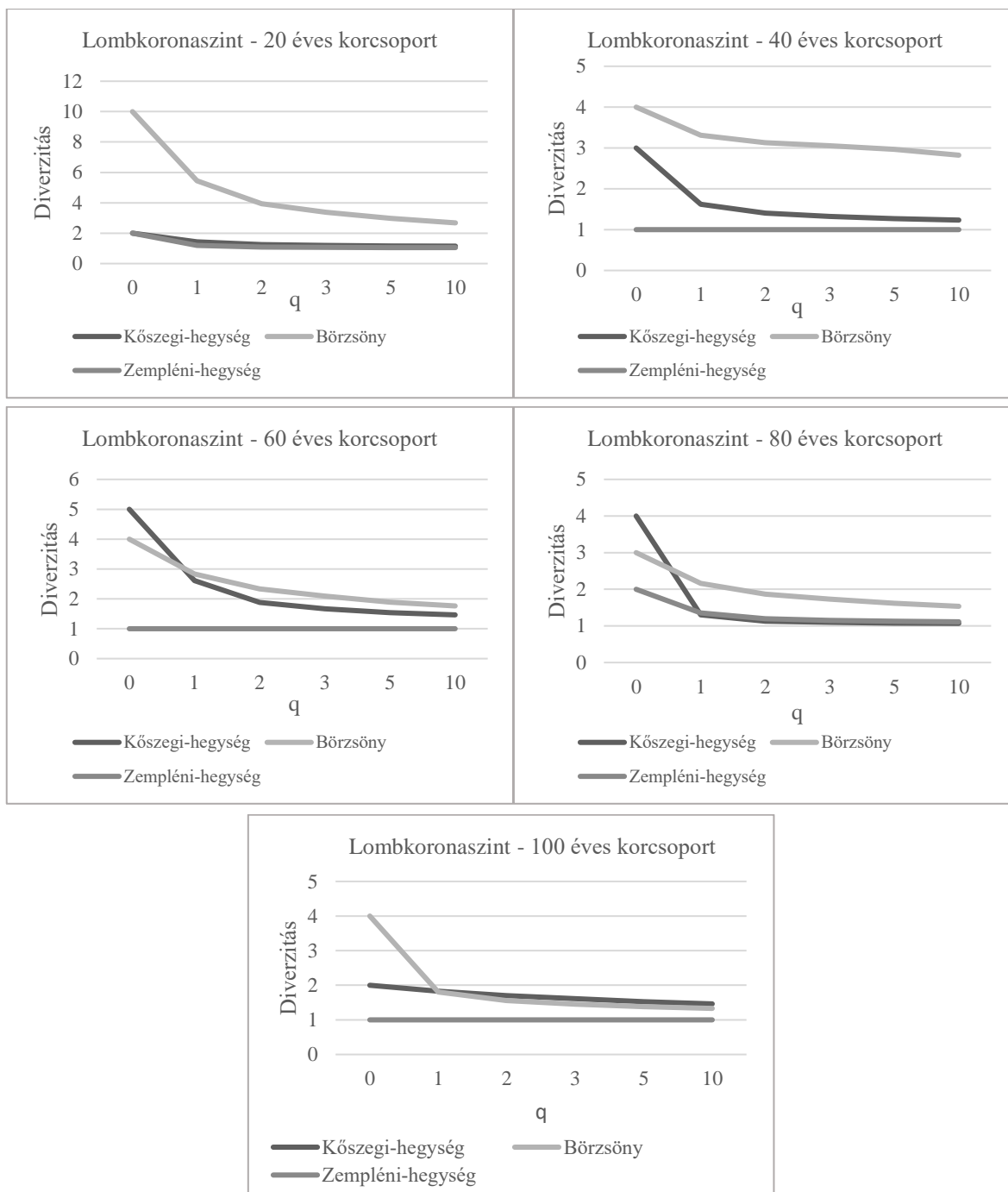
A Bükkben cseres-kocsánytalan tölgyes állományok diverzitását vizsgálták 1973-as és 2004-es felmérések adatai alapján. Az állomány 1973-ban még művelés alatt állt, ám utána

tölgypusztulás okainak vizsgálatára kijelölt kutatási terület lett. Az eredmények is mutatják, hogy a diverzitásra jó hatással volt a művelés felhagyása, hiszen 1973-as adatoknál a diverzitás 0,1907 volt, míg 41 évvel később 0,5013 (KOTROCZÓ et al., 2007). Jelen munka is az erdőművelés által okozott alacsonyabb diverzitást látszanak igazolni, kivéve a bürzsönyi 20 éves korcsoportot, ahol magasabb diverzitást tapasztaltam. Fél-száraz kocsánytalan tölgyesek lombkoronaszintjének diverzitás vizsgálata során BÖLÖNI (2015) szintén magasabb diverzitás értékeket tapasztalt, melyek átlaga 1,02 volt, míg a maximuma 1,99.

A varianciaanalízis alapján elmondható, hogy szignifikáns összefüggést tapasztaltam a diverzitás és a hegységek között ( $F_{48,76}=0,000$ ;  $p<0,001$ ), kevésbé erős korreláció jelent meg a diverzitás és a korcsoportok között ( $F_{4,3}=0,016$ ;  $p<0,05$ ). Azonban erősebb összefüggést tapasztaltam a diverzitás, valamint a hegységek, és korcsoportok elemzése során ( $F_{6,53}=0,001$ ;  $p<0,01$ )

A lombkoronaszint Simpson-diverzitás indexszel való kiértékelésekor során a Shannon-diverzitáshoz hasonló trend volt megfigyelhető az egyes hegységek között a korcsoportokon belül (28. ábra). A Shannon-féle diverzitás azokban a korcsoportokban lesz nagyobb a Simpson-féle diverzitásnál, amikor specialista fajok is megjelennek, mint a *P. avium*, amely a Kőszegi-hegység 60 éves korcsoportjában is megjelent (TRENYIK et al., 2016a).

A varianciaanalízis során itt is szignifikáns összefüggést tapasztaltam a diverzitás és a hegységek között ( $F_{31,44}=0,000$ ;  $p<0,001$ ). Akárcsak a Shannon-féle diverzitás esetében itt is kevésbé erős összefüggés jelent meg a diverzitás és a korcsoportok között ( $F_{4,9}=0,01$ ;  $p<0,05$ ), de erősebb a diverzitás, a hegységek és korcsoportok között ( $F_{6,42}=0,001$ ;  $p<0,01$ ).



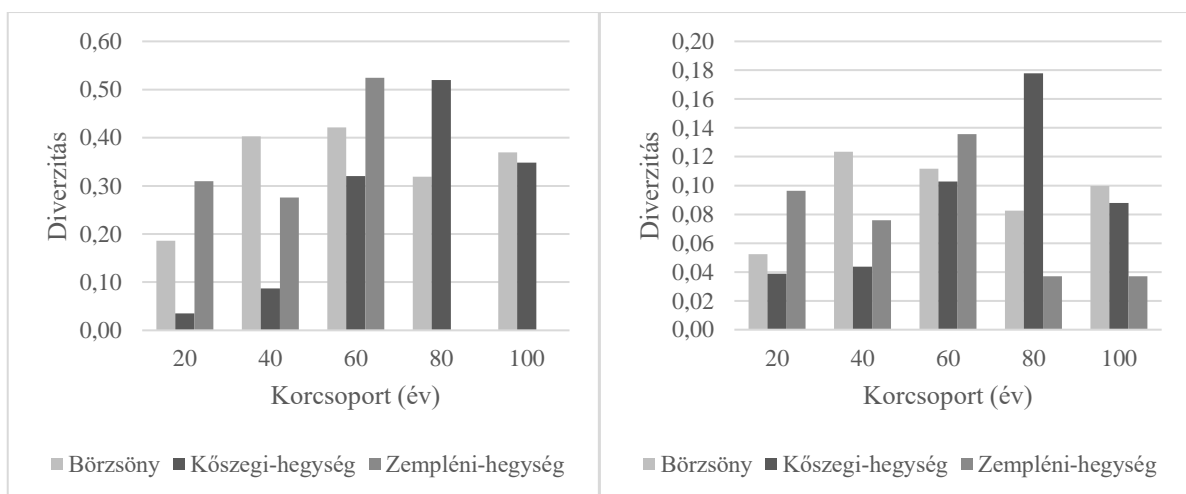
32. ábra: A Börzsöny, a Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység diverzitásának összehasonlítása korcsoportonként a lombkoronaszintben a Hill-számok segítségével

A diverzitás Hill-számokkal történő kiértékelése során a  $q$  paraméter helyére valamennyi esetben a 0-át, 1-et, 2-t, 3-at, 5-öt és 10-et helyettesítettük be, ahogyan az a diagramokon is látható. A 20 és 40 éves korcsoportban is a Börzsöny állományok diverzitása volt a legmagasabb, ami markánsan elkülönült a másik két hegységtől (32. ábra). A diverzitás értékei a 20 éves korcsoportban 10 és 2,68 között, míg a 40 éves korcsoportban 4 és 2,8 között változtak. A börzsönyi állományokat követő magas diverzitású állományok a Kőszegi-hegységben voltak, míg

a legkisebb diverzitással a Zempléni-hegység felvételezett állományai jellemezhetőek ennél a két korcsoportnál. A Kőszegi- és a Zempléni-hegység állományainak diverzitása között csak néhány tizedes különbséget tapasztaltunk. A 60 éves korcsoportban is a Zempléni-hegység felvételezett kvadrátjainak diverzitása volt a legalacsonyabb. A Börzsöny és a Kőszegi-hegység általunk vizsgált állományának függvénye metszették egymást, így közöttük nem lehetett sorrendet felállítani. A 80 éves állomány esetében azt láthatjuk, hogy a Zempléni-hegység állományai diverzebbek a börzsönyi állományokénál, míg a Kőszegi-hegység állományainak függvénye metszi a másik két függvényt, így ott a sorrend nem megállapítható. A 100 éves korcsoportban is a Zempléni-hegység kvadrátjainak diverzitása volt a legalacsonyabb, a másik két hegység között nem állapítható meg, hogy melyik a diverzebb.

#### 5.4.2 Cserjeszint

A cserjeszintben a börzsönyi korcsoportok a diverzitás értékei 0,18 és 0,42 között változtak a Shannon-féle diverzitás index esetében (33. ábra). A legalacsonyabb diverzitást a 20 éves állományban számítottuk, ahol mindössze 4 faj jelent meg, összesen 5,4%-os borítottsági értékkel. A 40 és a 60 éves korcsoportban volt a legmagasabb a diverzitás, a 80 éves korcsoportban egy visszaesést tapasztaltunk, majd a 100 éves korcsoportban megint magasabb diverzitást számoltunk. Utóbbi korcsoportoknál egyaránt 6-6 fajt felvételeztünk, de amíg a 80 éves korcsoportban a cserjeszint átlagos borítása 32,25% volt, a 100 évesben csupán 25%. A statisztikai kiértékelés során (ANOVA) a börzsönyi állományok ismét szignifikánsan tértek el a többi hegységtől  $p=0,001$ -es szignifikancia szinten.



33. ábra: Shannon- és Simpson-diverzitás a kiválasztott három hegység cserjeszintjében

A Kőszegi-hegység esetében a 20 és 40 éves korcsoportban tapasztaltam alacsonyabb diverzitást (33. ábra). A 60 éves korcsoportban ez az érték 0,32, míg a 100 éves korcsoportban is hasonlóan alakult. A legmagasabb diverzitás a 80 éves korcsoportban jelent meg, ahol összesen 7 fajt került felvételezésre és az átlagos borítás 4,35% volt. A Kőszegi-hegység több korcsoportjában történt diverzitás vizsgálata során, növekvő diverzitást tapasztaltunk az egyre idősebb állományok felé (TRENVIK et al., 2016a).

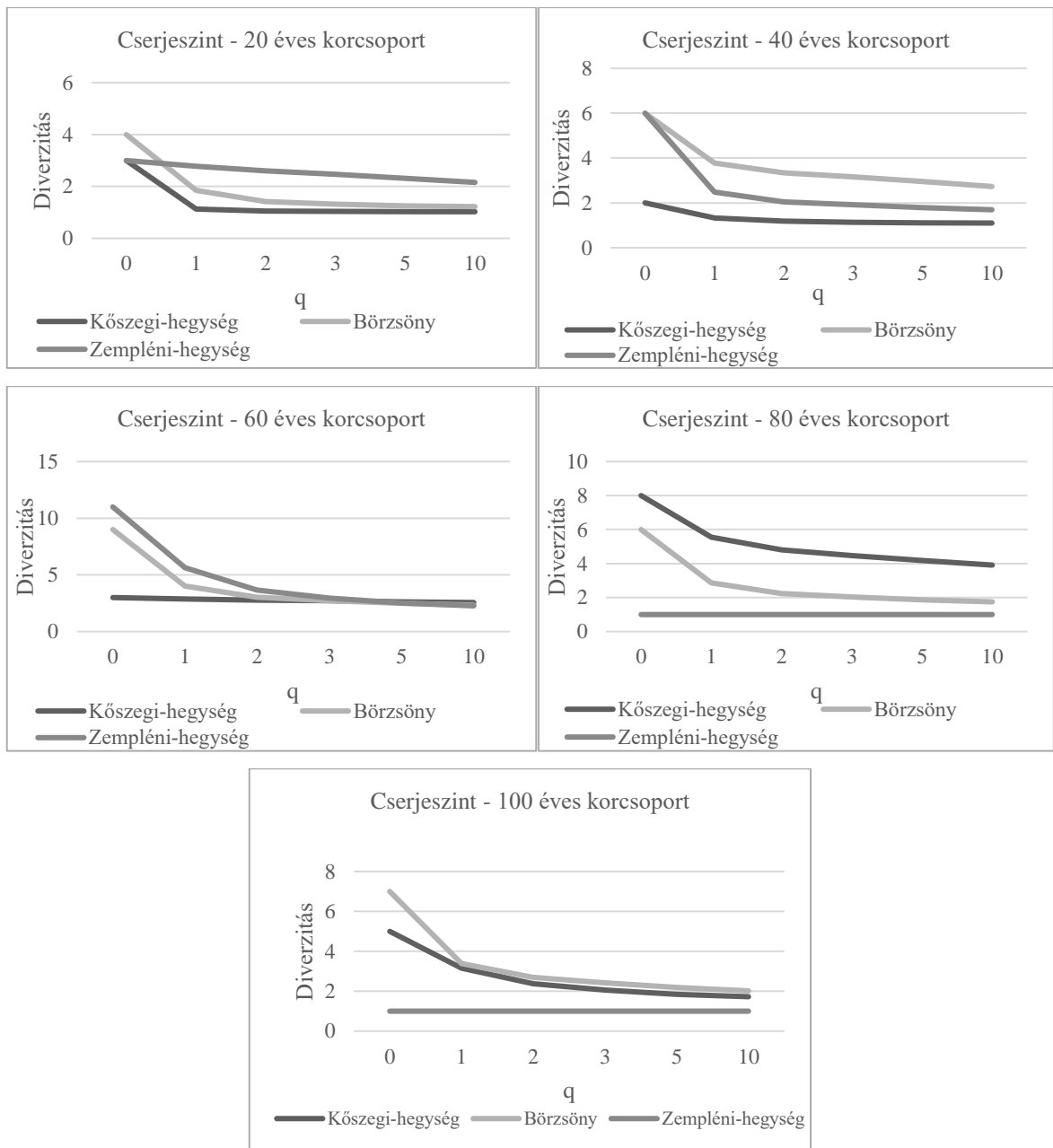
A Zempléni-hegység esetében a 80 és a 100 éves korcsoportokban is csak 1-1 faj fordult elő a területen, a 80 éves állományban a *C. betulus*, míg a 100 éves korcsoportban a *F. sylvatica* is megjelent. A legmagasabb diverzitás a 80 éves korcsoportban jelent meg (30. ábra). A Zempléni-hegység 5 korcsoportjában végzett diverzitás vizsgálat során szintén a fiatalabb állományokat találtuk diverzebbnek (TRENVIK et al., 2017b).

A Bükkben található síkfőkúti kocsánytalan tölgyes cserjeszintjének a diverzitás vizsgálata során, a több évtizedes bolygatatlanság miatt fajgazdag cserjeszintet találtak, melynek a Shannon-féle diverzitás indexszel számított értéke 1,74 volt (MISIK & KÁRÁSZ, 2012). BÖLÖNI (2015) félszáraz kocsánytalan tölgyesek vizsgálata során a cserjeszint esetében átlagosan 1,18-as diverzitást tapasztalt. Mindkét kutatás magasabb diverzitás értékekről számolt be, hiszen az általunk felvételezett legmagasabb érték 0,52 volt.

A diverzitás varianciaanalízissel történő vizsgálata során gyenge, de szignifikáns eltérést tapasztaltam a hegységek esetében ( $F_{4,76}=0,025$ ;  $p<0,05$ ). Azonban erős szignifikáns különbség volt a diverzitás és a korcsoportok között ( $F_{11,87}=0,000$ ;  $p<0,001$ ), valamint a diverzitás, a hegységek és a korcsoportok között ( $F_{15,49}=0,000$ ;  $p<0,001$ ).

A Simpson-féle indexszel számított diverzitás értékek jellemzően hasonló trendet mutatnak, de jellemzően alacsonyabb értékeket vesznek fel (33. ábra). Míg a Shannon-indexnél az értékek 0 és 0,52 között változnak, addig ez az érték a Simpson-féle diverzitás index esetében 0,17 és 0,3 között változik.

A Simpson-féle diverzitás varianciaanalízise során a diverzitás és a hegységek között nem találtam szignifikáns eltérést, ellenben a diverzitás és a korcsoportok között ( $F_{7,77}=0,001$ ;  $p<0,01$ ), valamint a hegységek és korcsoportok között ( $F_{8,24}=0,000$ ;  $p<0,00$ ) már igen.



34. ábra: A Börzsöny, a Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység diverzitásának összehasonlítása korcsoportonként a cserjeszintben a Hill-számok segítségével

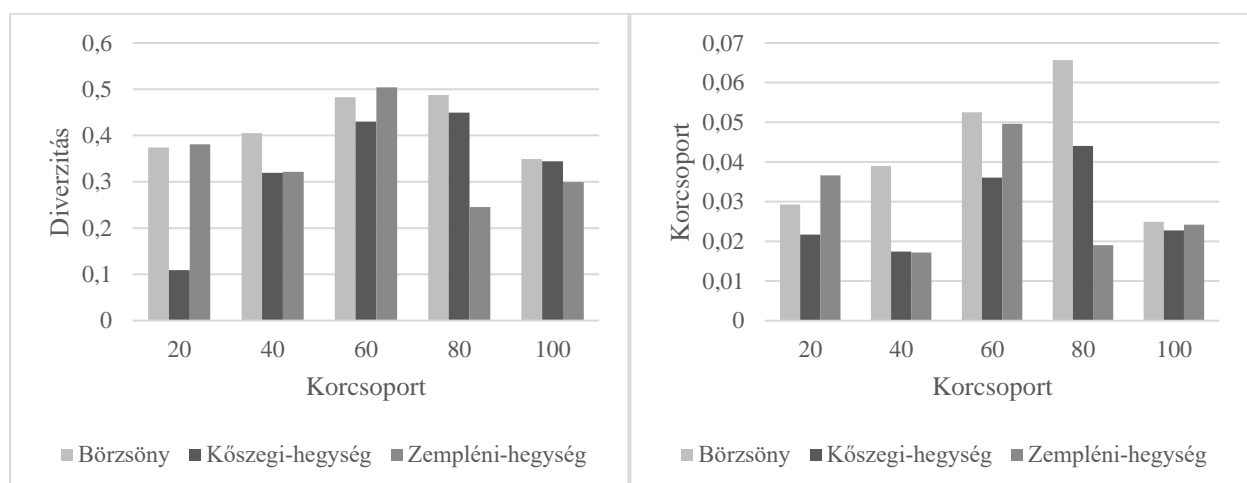
A cserjeszint Hill-számokkal történő kiértékelése során a 20 éves korcsoportban azt tapasztaltam, hogy a Kőszegi-hegység kvadrátjainak a diverzitása a legalacsonyabb, a Börzsöny és a Zempléni-hegység állománya között viszont nem lehet sorrendet felállítani, mert a függvény görbéi metszik egymást (34. ábra). A 40 éves korcsoport esetében a börzsönyi állomány diverzitása volt a legnagyobb, amit a zempléni, majd a kőszegi kvadrátok követtek. A 60 éves korcsoportban nem lehetett megállapítani, hogy melyik terület a legdiverzebb, mivel a három függvény metszette egymást. A 80 éves korcsoportban jól láthatóan elkülönültek a diverzitás



görbéi, a legnagyobb diverzitással a Kőszegi-hegység állománya rendelkezett, majd ezt követte a Börzsönyi, végül pedig a zempléni-hegységi állomány. A 100 éves korcsoportban a Börzsönyi állomány diverzitása volt a legnagyobb, nem sokkal mögötte a kőszegi-hegységi állomány következik és végül a zempléni-hegységi állomány zárja a sort.

### 5.4.3 Gyepszint

A gyepszintnél a Shannon-féle diverzitás indexszel számított eredmények azt mutatják, hogy a Börzsöny vizsgált állományainak diverzitása mind az 5 korcsoportban magas volt (35. ábra). A legalacsonyabb érték a 100 éves korcsoportban jelent meg, ahol összesen 21 faj fordult elő és a teljes borítottság 70%-os volt. A 20 éves korcsoporttól a 80 évesig folyamatosan növekvő diverzitás érték volt megfigyelhető.



35. ábra: Shannon- és Simpson-diverzitás a kiválasztott három hegység gyepszintjében

A Kőszegi-hegység esetében is hasonló trend jelent meg, viszont a 20 éves korcsoportban tapasztaltam a legalacsonyabb diverzitást, ezt követte egy nagyobb ugrás a 40 éves korcsoportban (35. ábra). Amíg a 20 éves korcsoportban csupán 15 faj tűnt fel és a teljes borítottság 7,61% volt, addig a 40 éves korcsoportban 37 fajt azonosítottam és a borítottság is jóval magasabb, 87,33% volt.

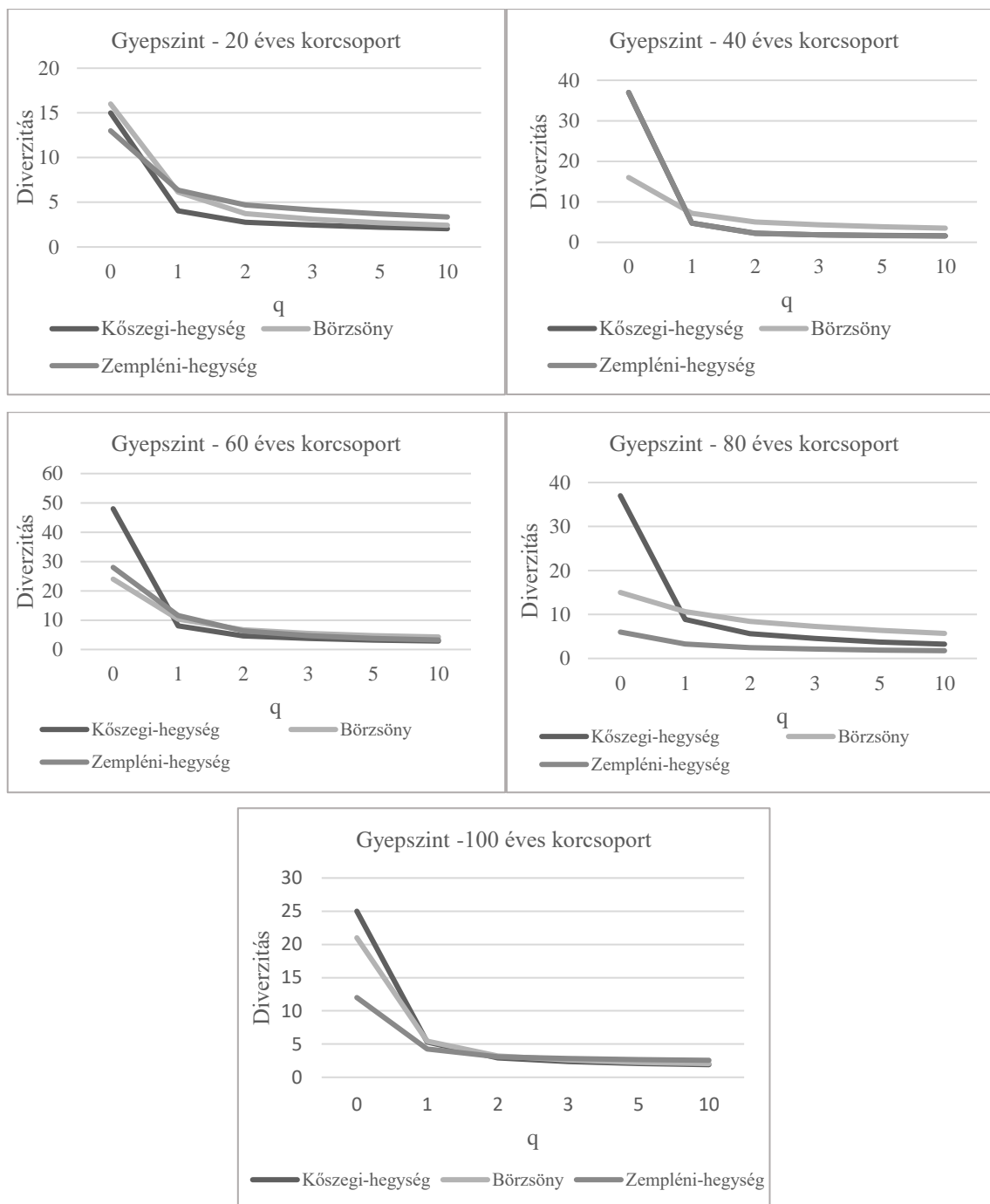
A Zempléni-hegység vizsgált állományainak Shannon-féle diverzitás indexszel számított értékei, már eltérő trendet mutatnak, itt ugyanis a 20 és 60 éves korcsoportban tapasztaltam magasabb értékeket, míg a 40, 80 és 100 éves korcsoportban alacsonyabbakat (35. ábra). A legalacsonyabb diverzitással a 80 éves korcsoportban találkoztam, mely állományban mindössze 6 faj fordult elő, és a teljes borítottság is csupán 1% volt. A legmagasabb diverzitás a 60 éves

korcsoportban jelent meg, ahol 28 faj szerepelt, és a teljes borítottság 65% volt. TRENYIK és munkatársai (2017b) a Zempléni-hegységben végzett több korcsoportot érintő diverzitás vizsgálataik kapcsán érdemes megjegyezni, hogy a sekély, rossz vízgazdálkodású termőréteg miatt alacsonyabb a gyepszint borítottsága, ám ez a fajszámra nem gyakorolt jelentős hatást (TRENYIK et al., 2017b).

A Shannon-féle diverzitás esetében a varianciaanalízis során nem találtunk szignifikáns eltérést.

A Simpson-féle diverzitás indexszel történő számítások eredményeképpen elmondható, hogy a Börzsöny korcsoportjainak a diverzitása volt a legmagasabb (35. ábra). A legalacsonyabb értékeket a 40 éves korcsoportban találtam a Kőszegi- és a Zempléni-hegység esetében (0,017), míg a legmagasabb értéket a Börzsöny 80 éves korcsoportjában (0,065). A varianciaanalízis során a diverzitás és a korcsoportok között tapasztaltam szignifikáns eltérést ( $F_{3,14}=0,046$ ;  $p<0,05$ ).

A Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység területén már korábban publikált diverzitás értékek alapján elmondható, hogy a gyepszint esetében a Shannon-indexszel számított, a Simpson-féle diverzitásnál magasabb diverzitás értékek azt jelzik, hogy a felvételezett területek alapvetően fajgazdag, természetközeli állományok (TRENYIK et al., 2016a).



36. ábra: A Börzsöny, a Kőszegi-hegység és a Zempléni-hegység diverzitásának összehasonlítása korcsoportonként a cserjesztben a Hill-számok segítségével

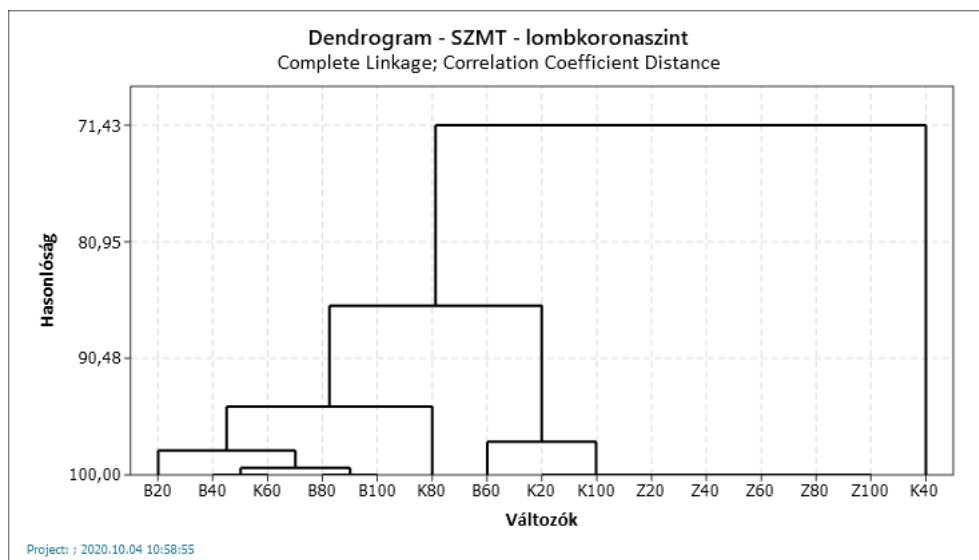
A gyepszint esetében a Hill-számokkal történő kiértékelés során a 20 éves korcsoportban a Zempléni-hegység állományának diverzitása nem rangsorolható a másik két hegységéhez képest, mivel metszi őket (36. ábra). A diagramról azonban leolvasható, hogy a börzsönyi állomány diverzitása magasabb, mint a Zempléni-hegységé. A 40 éves korcsoportot ábrázoló diagramon a

Kőszegi-hegység korcsoportjának eredménye majdnem egybeesik a Zempléni-hegység állományában tapasztalttal. A három hegység függvénye metszi egymást, így nem lehet pontos sorrendet felállítani a diverzitás szempontjából. Ugyanez mondható el a 60 éves korcsoportról, ott sem lehetett sorrendet felállítani ezzel a módszerrel. A 80 éves állományban a Börzsöny és a Kőszegi-hegység vonala metszi egymást, viszont az leolvasható, hogy a Zempléni-hegység diverzitása a legalacsonyabb. A 100 éves korcsoportban ismét mindhárom hegység állományának függvénye metszi egymást, így itt sem lehetett megállapítani, hogy melyik diverzitása a nagyobb.

## 5.5 Szociálismagatartás-típusok és relatív ökológiai mutatók

### 5.5.1 Szociálismagatartás-típusok

A vizsgált területek lombkoronaszintjében készült felvételezések klasszifikációja során kapott dendrogramon 3 nagyobb csoportot tudtam elkülöníteni (37. ábra). Az elkülönítés alapját elsődlegesen az egyes korcsoportokban megjelenő különböző szociálismagatartás-típusok száma adta, majd pedig az egyes csoportokban előforduló fajok száma.



37. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja szociálismagatartás-típusok szerint

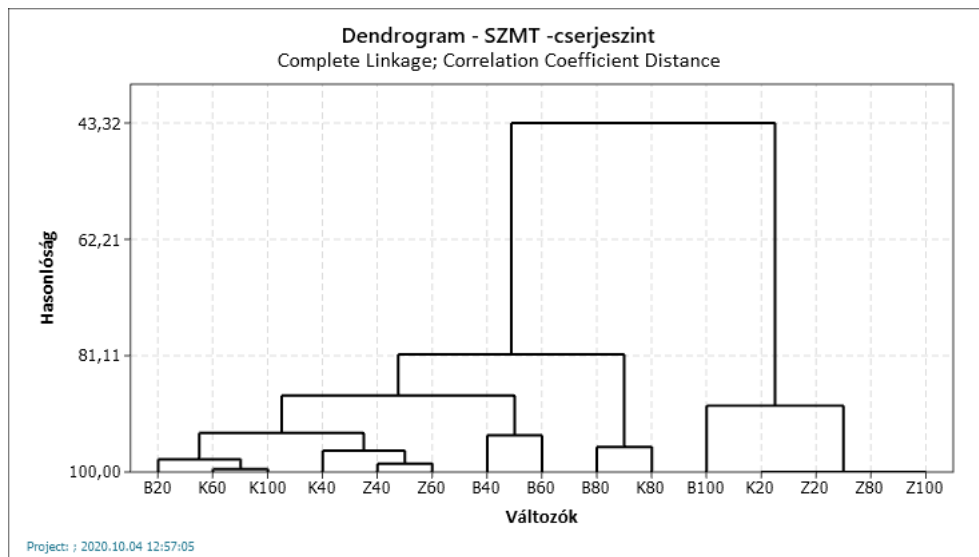
Először 71%-os hasonlósági értéknél vált szét a dendrogram, a K40-es korcsoport különül el egy önálló csoportot alkotva. Egy kompetitor faj a *Q. petraea*, egy generalista faj a *T. cordata* és a tájidegen *P. abies* alkotta. A többi korcsoporttól való elkülönülése egyrészt azzal magyarázható, hogy habár több faj alkotta a lombkoronaszintet, ám mégis a *Q. petraea* az egyetlen kompetitor, továbbá tájidegen faj is megjelent a korcsoportban. Ezenkívül a börzsönyi 20 éves korcsoportban találkozhattunk tájidegen fajjal, a *L. decidua*-val.

A következő alcsoport 86%-os hasonlósági szinten különült el, a jobb oldali alcsoportban megjelenő korcsoportok közös tulajdonsága, hogy egyedül a *Q. petraea* alkotta a lombkoronaszintet. A B60-as korcsoport viszont csak 97%-os hasonlóságot mutatott a klaszter többi tagjával, mivel itt a *Q. petraea* mellett megjelent egy agresszív, tájidegen, inváziós faj is, a *R. pseudoacacia*.

A 86%-os hasonlósági szinten elkülönülő másik csoport tagjainak közös vonása volt, hogy több faj jelent meg bennük, illetve a kompetitor fajok száma is magasabb az egyes

korcsoportokban. Nagyjából 94%-os hasonlósági szinten vált ki a K80-as korcsoport, amelyben csupán 2 kompetitor faj jelent meg a *Q. petraea* és a *C. betulus*, mely jellemzően a vizsgált területeken a legnagyobb tömegességben előforduló elegyfaj volt. Közel 98%-os hasonlósági szinten különültek el a B20-as, B40-es, K60-as, B80-as és B100-as jelölésű korcsoportok, amelyekben összesen 9 faj szerepelt, a kompetitor és generalista fajok mellett megjelent a korábban már említett *L. decidua* és a specialista *A. pseudoplatanus* is.

A Börzsönyben végzett cönológiai felmérések és azok szociálismagatartás-típusok szerinti kiértékelése alapján kijelenthető, hogy az itt felvételezett állományokban a kompetitor fajok voltak a legtömegesebbek (TRENYIK et al., 2014). Utóbbiak jelentősége abban is megnyilvánul, hogy nem csupán az erőforrások felhasználását és eloszlását irányítják, hanem a kísérőfajok lehetséges körét is szabályozzák.



38. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja szociálismagatartás-típusok szerint

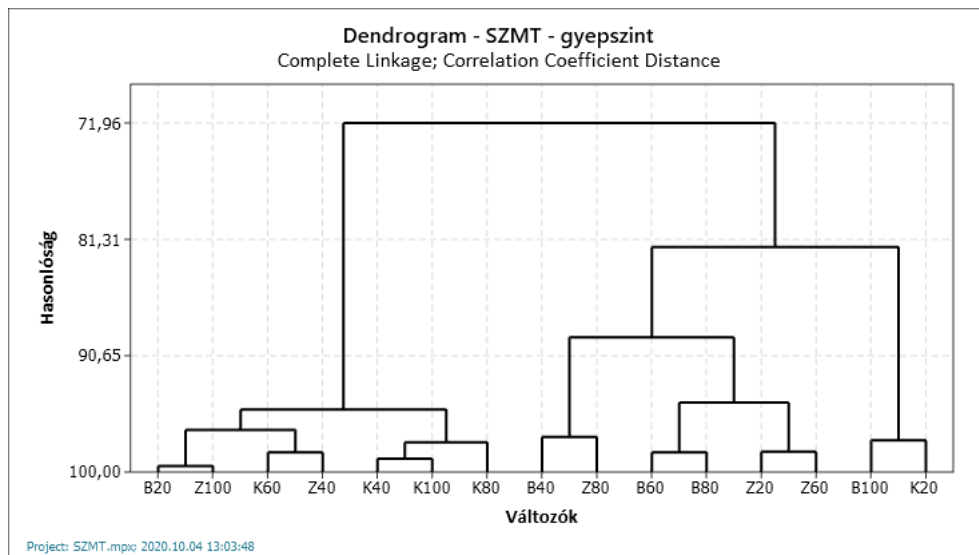
A klasszifikációs eljárás során kapott ábrán öt nagyobb csoportot különítettem el a cserjeszint esetén, melyek közül az első 43%-os hasonlósági szinten vált ki (38. ábra). A csoportot alkotó öt korcsoportból a B100-as korcsoport 88% körüli hasonlósági értéknél különült el. A csoport többi tagja megegyezett abban, hogy csak kompetitor fajok alkották, melyek egy része fafaj, mint például a *C. betulus*, *F. sylvatica*, *P. sylvestris*, *Q. petraea*, míg a cserjék közül a *P. spinosa* jelent meg. A B100-as korcsoportban viszont olyan zavarástűrő fajok is képviselték magukat, mint a *R. canina* és a *R. caesius*. Ezt a csoportot a kevés számú szociálismagatartás-típus és alacsony fajszám jellemezte, emiatt különült el a többi klasztertől.

Nagyjából 81% hasonlósági szintnél különült el a B80-as és K80-as korcsoport. A többi klasztertől való különbözőségének az oka a generalista fajok dominanciája volt. Ez részben az

erdőművelési munkálatokra vezethető vissza, hiszen a rendszeres bolygatást sok faj rosszul tolerálja. Viszont a Börzsönyben is domináló (TRENVIK et al., 2014) generalista, tág tűrőképességű K-stratégisták fajok, képesek a szukcesszió folyamán több egymást követő társulásban is jelen lenni, amivel a diverzitás megőrzésében is fontos szerepet játszanak. Mindkét erdőrészletben 5-5 generalista faj jelent meg egyéb kompetitor, természetes zavarástűrő és agresszív tájidegen, valamint specialista fajok mellett. Figyelembe véve, hogy a területeken erősen ritkított cserjeszint volt jellemző, kevés korcsoportban jelent meg ennyi faj. A B80-as és K80-as csoportokban egyaránt megjelent az *A. campestre* és a *L. vulgare*.

Valamennyivel később, olyan 86%-os hasonlósági szinten ágazott el ismét a dendrogram a B40-es és B60-as korcsoportok kiválása miatt. Mindkét korcsoportban 4 szociálismagatartás-típus képviseltette magát, míg a 40 évesben kompetitor, generalista, természetes zavarástűrő fajok és a specialista *A. pseudoplatanus*, addig a 60 éves korcsoportban megjelent a *R. pseudoacacia* mint agresszív, tájidegen faj, a kompetitor, generalista és természetes zavarástűrő fajok mellett.

A maradék két klaszter 94%-os hasonlósági szintnél vált szét, a B20, K60 és K100-asként jelzett csoport abban különült el a K40, Z40 és Z60 által alkotottaktól, hogy csupán két szociálismagatartás-típus jelent meg bennük. A generalista fajok közül az *A. campestre*, és a *C. monogyna* fordult elő mindhárom korcsoportban, míg a kompetitor fajokat ebben az esetben is olyan fajok képviselték (*C. betulus*, *F. sylvatica*, *Q. petraea*), amelyek még nem érték el a lombkoronaszintet.



39. ábra: A gyepszint fajainak klasszifikációja szociálismagatartás-típusok szerint

A gyepszint klasszifikációja során a lombkorona- és cserjeszinttel ellentétben, kevésbé volt hangsúlyos a szociálmagatartás-típusok csoportjainak a száma, inkább a megjelenő csoportok hasonlósága és az azokat képviselő fajok száma alapján különültek el az egyes klaszterek.

A gyepszint dendrogramját 4 jól elkülöníthető osztály alkotta, melyek közül az első klaszter 71%-os hasonlósági szintnél vált ki (39. ábra). Az erdőművelés a legnagyobb hatást a lombkoronaszintre és a cserjeszintre gyakorolja. Míg a lombkoronaszint esetében főleg a fajösszetételt, addig a cserjeszintnél leginkább a borítottsági viszonyokat befolyásolja és közvetetten ezen keresztül fejti ki hatását a fajszámra is. Viszont a gyepszint esetében az antropogén erdőgazdálkodási zavarások, habár szintén jelentős befolyást gyakorolnak a fajszámra, és borítottságra, a fajok gyorsabb életciklusa és regenerálódó képessége miatt kevésbé tetten érhetők. Az első osztályban előforduló korcsoportok többségét magas fajszám jellemezte, a K60-as korcsoportban például összesen 46 faj jelent meg. Annak ellenére, hogy mindhárom hegységből megjelent 1-1 korcsoport ebben a klaszterben, a terepi felvételezéseink során mégis azt tapasztaltuk, hogy a Kőszegi-hegység volt a legfajgazdagabb, majd a Börzsöny, és végül a Zempléni-hegység. Generalista fajok voltak a legtömegesebbek a vizsgált korosztályokban, melyeket kompetitor és természetes zavarástűrő növényfajok követtek nagyjából hasonló mennyiségben. A zavarástűrő fajok természetes társulásokban generalistaként működnek, de az emberi beavatkozások hatására felszabaduló plusz erőforrások miatt könnyebben megtelepednek a területen. Erdők esetében a tisztításokat és gyérítéseket követően felszabaduló niche-t foglalják el, és a felszabaduló tápanyag többletet hasznosítják (http9). A K40-es, K80-as és K100-as korcsoport mindegyikében előfordultak gyomfajok, mint például a vérehulló fecskefű (*Chelidonium majus*), a közönséges ebnyelvűfű (*Cynoglossum officinale*), a szulák keserűfű (*Fallopia convolvulus*), a ragadós galaj (*Galium aparine*) és a fehér mécsvirág (*Melandrium album*).

Közel 88%-os hasonlósági szintnél különült el a B40 és Z80 jelzésű klaszter, ezekben a korcsoportokban már alacsonyabb fajszámmal találkozhatunk. Míg a B40-es korcsoport gyepszintjét 13 faj alkotta, addig a Z80-ét mindössze 6. Fontos megjegyezni, hogy bár az alacsony fajszám és a hasonló szociálmagatartás-típusok miatt egy klaszterben szerepel a két korcsoport, a borítási viszonyaik eltérőek voltak, míg a Börzsönyi mintaterületen magas borítottsági értékeket tapasztaltunk, addig a Zempléni-hegységben kijelölt állományban alacsonyakat. Mindkét korcsoportban a kompetitor fajok jelentek meg a legnagyobb számban, a бүкksás (*Carex pilosa*), *C. betulus*, *F. sylvatica* és *Q. petraea* mindkét állományban képviseltette magát.

A klaszter másik ágát alkotó B60-as, B80-as, Z20-as és Z60-as korcsoportokat is az alacsonyabb fajszám jellemezte, de az ebben a csoportban megjelenő fajok között hasonló

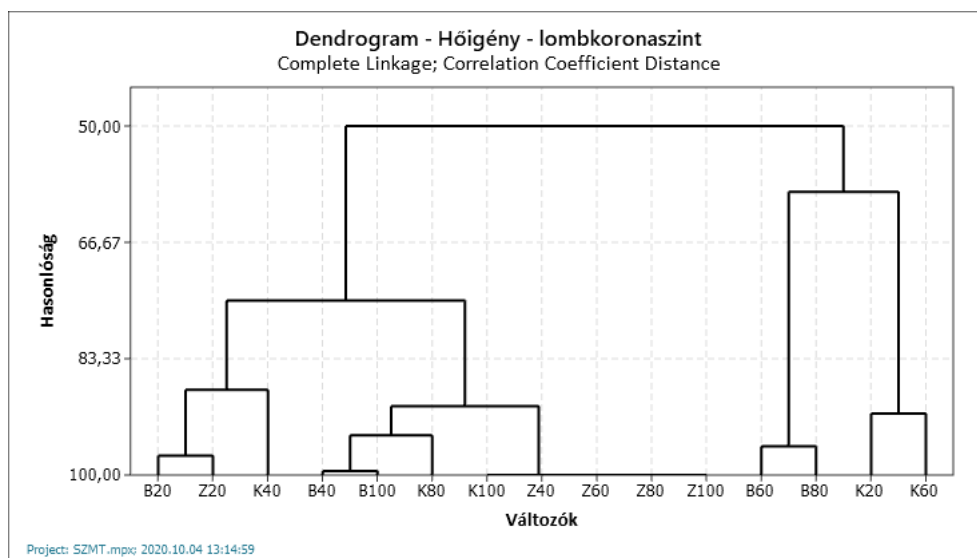


arányban jelentek meg kompetitorok és generalisták, továbbá a természetes zavarástűrő fajok aránya is magas volt. Ezeken felül megjelent a specialista tatár juhar (*Acer tataricum*) és erdei csillaghúr (*Stellaria nemorum*), gyomfajok közül a *C. majus*, *F. convolvulus* és a fényes veronika (*Veronica polita*). A B60-as jelzésű korcsoportban egy ruderális kompetitor faj jelent meg a fehér libatop (*Chenopodium album*), és egy tájidegen faj a *R. pseudoacacia*, a Z60-as korcsoportban egy adventív faj fordult elő, az igazi édesgyökér (*Glycyrrhiza glabra*).

Közel 82%-os hasonlósági szintnél különült el a B100-as és K20-as jelölésű korcsoport, melyek közös jellemzője, hogy a tömegesen előforduló kompetitor, zavarástűrő és generalista fajokon kívül megjelent egy specialista és egy gyomfaj is. A Börzsönyben végzett cönológiai felvételezések kiértékelése alapján a kompetitor, a generalista és a természetes zavarástűrő fajok magas aránya már publikálásra került (TRENKÓ et al., 2014). Hasonló eredményeket tapasztaltak a Vár-hegy Erdőrezervátum területén, ahol a kompetitor és generalista lágyszárúakat találták a legtömegesebbnek a kocsánytalan tölgyes erdőben (KONCZ, 2013).

### 5.5.2 Relatív hőigény

A lombkoronaszint fajainak hőigény szerinti klasszifikációja során 5 klasztert tudtam elkülöníteni. A dendrogramban már 50%-nál megtörténik az első szétágazás, amikor 4 korcsoport válik le, 2 alosztályt alkotva (40. ábra).



40. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja hőigény szempontjából

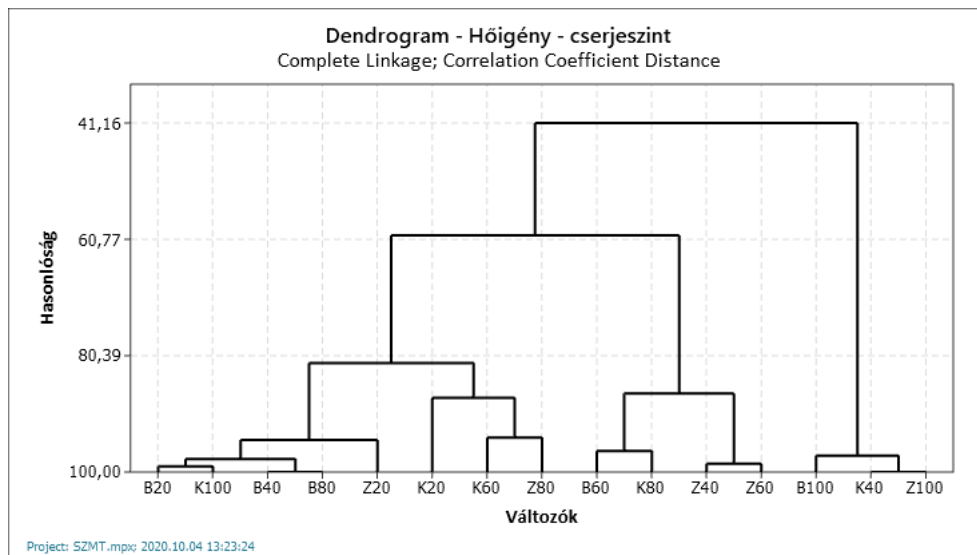
Az első alosztályba a B60 és B80 jelzésű korcsoportok kerültek. A *Q. petraea*-t hőigény szempontjából a szubmontán lomblevelű erdőkkel (6) írjuk le. Így ez mindkét korcsoportban

megjelent, a *Q. petraea*-n kívül a *C. betulus* is ilyen hőigénnyel bírt. Ezenkívül két faj képviselte a termofil erdők és erdős-sztyepek övét (7) az *A. campestre* és a *R. pseudoacacia*. Mindkét állományban megjelent a *Q. cerris*, amely már szubmediterrán (8) fajnak tekinthető hőigény szempontjából. A másik alosztály abban tér el az előbb említettől, hogy szubmontán fajokon túl inkább a hűvösebb klímát toleráló fajok fordulnak elő úgy, mint a montán lomblevelű mezofil erdők (5) övéhez tartozó *T. cordata* és a montán túlevelű (4) erdőkre jellemző *P. sylvestris*.

90% körüli hasonlósági foknál ágazott le a következő csoport, melynek 5 tagja 100%-os hasonlóságot mutatott egymással. Ebben az alosztályban csak szubmontán (6) hőigényű fajok fordulnak elő, a kocsánytalan tölgyön kívül a gyertyán jelenik meg elegyfajként. A szubmontán fajok dominanciája a lombkoronaszintben a Börzsöny esetében már egy korábbi publikációban (TRENKÓ et al., 2014) is említésre került. Mivel művelt erdőkről van szó, ezért a fajösszetétel döntően az erdészeti irányelvek szerint alakul, csupán az elegyfajoknál van arra esély, hogy a természetesen megjelenő fajok is az állományban maradjanak, amely egyrészt utalhat a természetes vegetációra, de ugyanúgy származhatnak a betelepülő fajok mesterséges erdőkből is.

A 90%-os hasonlósági foknál elágazott osztály másik ágát montán (5) és szubmontán lomblevelű erdők (6) övére jellemző fajok alkotják, a K80-as jelű csoportban tűnik fel a szubmediterrán sibljak és sztyep övének (8) hőigényével jellemezhető *C. sativa*. Elkülönülésük azzal magyarázható, hogy csupán kevés számú csoport jelent meg a klaszterben és a fajszám is alacsony volt.

Az utolsó klaszter nagyjából 74%-os hasonlósági szintnél különült el, és csak fiatal állományok alkották. A B20-as állomány elegyfajokban gazdag, megjelenik a szubalpin (3) *L. decidua*, a montán túlevelű erdők (4) hőigényét kedvelő *A. pseudoplatanus*, *F. sylvatica*, *F. excelsior*, *U. glabra*, valamint a szubmontán (6) hőigényű *A. platanooides*, *C. betulus*, és a szubmediterrán (8) hőigényű *Q. cerris*.



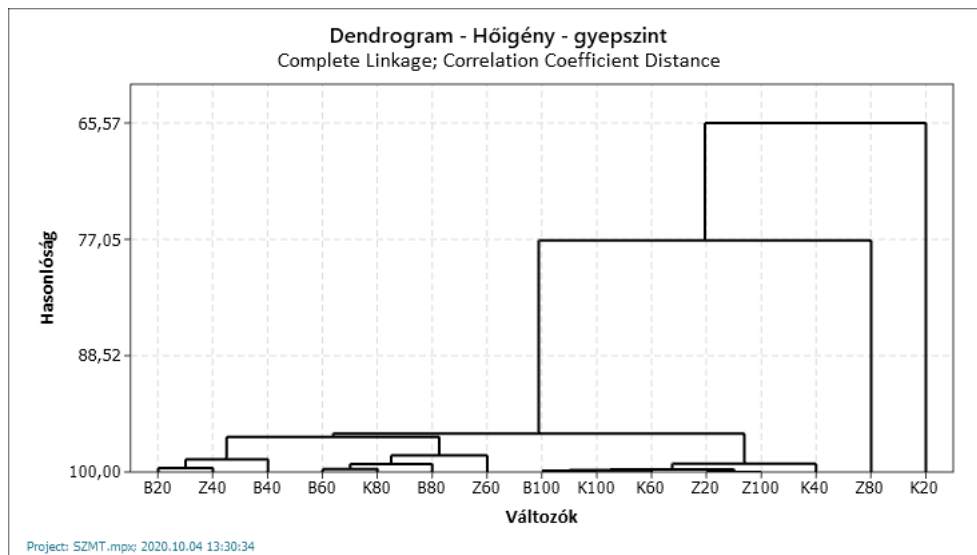
41. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja hőigény szempontjából

A cserjeszint hőigényének klasszifikációja során 4 klasztert sikerült elkülönítenünk, melyek közül az első már 41%-os hasonlósági szinten kivált (41. ábra). A börzsönyi és a zempléni 100 éves állomány mellett a kőszegi 40 éves korcsoport alkotta. A cserjeszint esetében az egyes osztályok elkülönülését az egyes csoportok tömegességi viszonyai befolyásolták leginkább. A három korcsoport közös vonása, hogy a montán lomblevelű erdők (5) fajai fordulnak elő a legnagyobb számban úgy, mint a *F. sylvatica*, *P. spinosa*, *R. canina*, *R. caesius*. Azonban a börzsönyi 100 éves korcsoportban megjelentek szubmontán (6) és termofil (7) hőigényű fajok is (TRENKÓ et al., 2014).

60%-os hasonlósági szintnél kiváló klaszter korcsoportjainak közös jellemzője, hogy a korcsoportban a montán (5), szubmontán (6) és termofil (7) erdők övére jellemző hőigényű fajok domináltak. A K80-as jelzésű csoportban jelent meg a szubmediterrán (8) *C. sativa*, amely a Kőszegi-hegység gyertyános-tölgyeseinek egyik jellemző elegyfaja. A *C. sativa* főleg a hegység déli-délikeleti részén gyakori, a xerotherm flóraszíjzetek egyik karakterfaja (MAGYAR, 2008).

A 80%-os hasonlósági szinten elkülönülő osztálynak a tagjai főleg szubmontán (6) fajok voltak, de megjelent a montán (5) tűlevelű erdőkre jellemző *P. sylvestris*, illetve a termofil (7) erdők hőmérséklet viszonyait kedvelő *A. campestris*.

Az utolsó osztályt alkotó korcsoportokban legnagyobb számban a szubmontán (6) hőigényű fajok fordultak elő, de alacsonyabb fajszámmal előfordultak még montán lomblevelű mezofil erdők (5) hőigényét kedvelő fajok, illetve a termofil (7) erdők hőmérsékletét preferálók is.



42. ábra: A gypsint fajainak klasszifikációja hőigény szempontjából

A gypsint fajainak hőigény szerinti klasszifikációja során, két klaszter már nagyon korán elkülönült, melyek mindegyikét csupán egy-egy korcsoport alkotta (42. ábra). A K20-as jelzésű korcsoport már 65%-os hasonlósági foknál kiválik, míg a Z80-as korcsoport valamennyivel később, 77%-nál. Az elkülönülésük oka főleg az alacsony fajszámra vezethető vissza, bár a K20-as csoportban montán tűlevelű (4) erdő hőigényét kedvelő fajok is előfordultak, de a legtömegesebbek a montán lomblevelű (5) erdők övét kedvelő fajok voltak. Ez a trend a Z80-as korcsoportnál eltolódott, csupán egy montán lomblevelű (5) erdők övére jellemző faj jelent meg, a *F. sylvatica* fiatal példányai, tömegesen a szubmontán (6) lomblevelű erdők övére jellemző fajok fordultak elő.

A következő 3 klaszter 95%-os hasonlósági szintnél különült el, emiatt csak kisebb különbségek figyelhetők meg a csoportok között. Mindhárom klaszterre igaz, hogy a montán lomblevelű (5) erdők hőigényét kedvelő fajok dominálnak bennük, ezt követik a szubmontán (6) klíma hőigényét kedvelő fajok. Fontos megjegyezni, hogy a Borhidi-féle rendszer a tágtűrésű fajok hőigényére általában a középértéket, azaz az 5-öt használja, ami jelen esetben épp a montán lomblevelű erdők övének felel meg. Így valószínűleg a szubmontán lomblevelű erdők övére jellemző fajok dominálnak, csak számos tágtűrésű faj is jelen volt.

A B100, K100, K60, Z20, Z100 és K40 által alkotott klaszterben megjelent a szubalpin (3) hőigényű, védett *V. myrtillus*, és több montán lomblevelű (5) erdők övére jellemző faj úgy, mint az erdei varfű (*Knautia dipsacifolia*), madárberkenye (*Sorbus aucuparia*), *S. nemorum*.

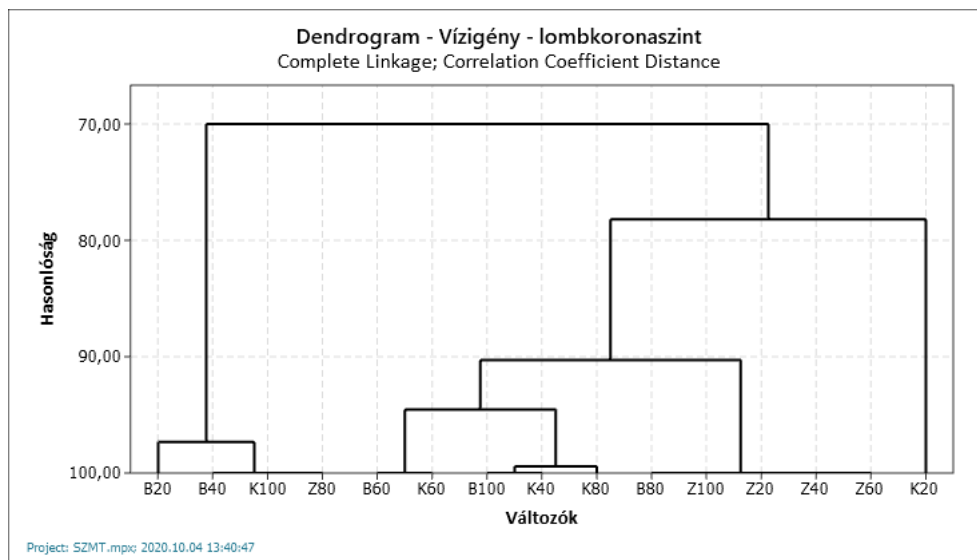
A B60, K80, B80 és Z60-as jelzésű korcsoportok által alkotott klaszterben már nem jelentek meg szubalpin fajok, hanem inkább melegkedvelő termofil (7) erdőkre és szubmediterrán siblijak

és sztyep (8) övére jellemző hőigényű fajok fordultak elő. Az előbbire példa a *C. vitalba*, a *C. mas* vagy az igazi édesgyökér (*Glyzyrhizza glabra*), míg az utóbbira a budai imola (*Centaurea sadleriana*) vagy a sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*).

Jelen munka alapján elmondható, hogy a Kőszegi-hegységben a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben is a montán (5) és szubmontán (6) lomblevelű erdők övére jellemző hőigényű fajok domináltak, ezzel szemben SZMORAD (2011) munkája során a montán túlevelű erdők övére (4) és a montán lomblevelű erdők övére (5) jellemző fajok dominanciáját írta le a Kőszegi-hegységhez hasonló klímájú Soproni-hegységből. Az eltérés azzal magyarázható, hogy munkánk során mi csak kocsánytalan tölgyes állományokat vizsgáltunk, míg SZMORAD (2011) kutatása a magasabban fekvő bükkösökre is kiterjedt.

### 5.5.3 Relatív talajvíz, talajnedvesség igény

A lombkoronaszint fajainak relatív talajvíz, ill. talajnedvesség igény (WB) szerinti kiértékelése során, mindössze 4 WB kategóriában jelentek meg a fajok (43. ábra), melyek közül a nedvességjelző (7) *U. glabra*, egyedül a börzsönyi 20 éves korcsoportban fordult elő.



43. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja vízigény szempontjából

Az első klaszter 70%-os hasonlósági szintnél különült el, fajai többségében féltüde (5) és üde (6) termőhelyek fajai, de megjelent a korábban már említett *U. glabra*, és a félszáraz (4) termőhelyeket kedvelő *L. decidua* is.

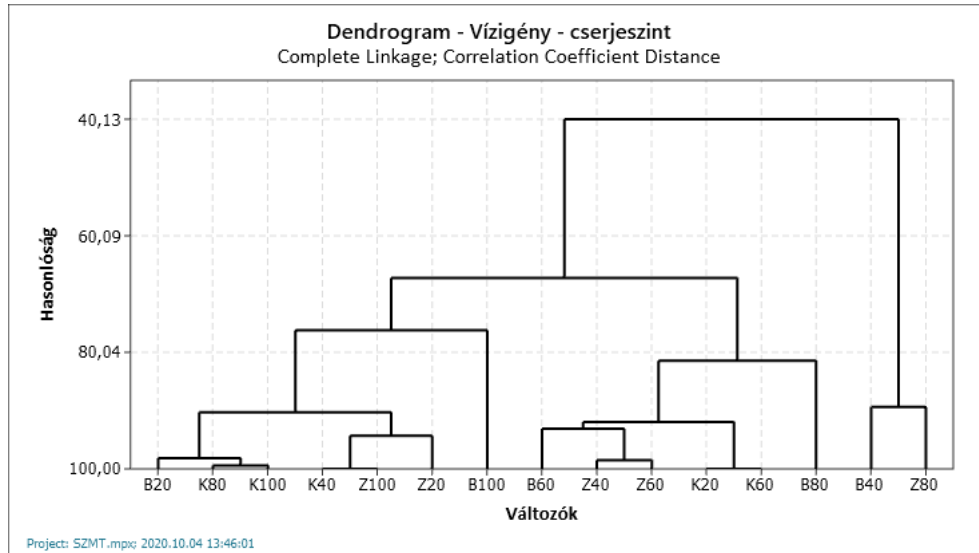
A következő két osztály 90%-os hasonlósági szintnél különült el, és nagyjából 94%-nál ágaztak ketté. Míg a B60-t és K60-t tartalmazó osztályban a félüde (5) termőhelyeket kedvelő fajok mellett ugyanolyan arányban jelentek meg félszáraz (4) termőhelyeket kedvelő fajok, mint a *R. pseudoacacia* és a *P. sylvestris*, valamint üde (6) termőhelyeket kedvelő fajok, mint a *C. betulus*. Addig a B100-as, K40-es és K80-as osztályt alkotó fajok esetében a félüde (5) termőhelyet kedvelő fajok dominanciája mellett az üde (6) termőhelyeket kedvelő fajok jelentek még meg.

A 90%-os hasonlósági szintnél elkülönülő klaszter másik ágát olyan 5 korcsoport alkotta, melyeket csupán félüde (5) termőhelyet kedvelő faj/fajok alkotnak. A Z40-es, Z60-as és Z100-as korcsoportokban a *Q. petraea-n* kívül egyéb faj nem jelent meg.

78%-os hasonlósági szintnél különül el a K20-as korcsoport, melyet csupán a félszáraz (4) termőhelyeket kedvelő *P. sylvestris* és a félüde (5) termőhelyeket kedvelő *Q. petraea* alkotott.

Mindhárom általunk vizsgált hegység esetében a félüde (5) és üde (6) termőhelyek fajai alkották többségében az állományokat, annak ellenére, hogy a három hegység csapadékviszonyai eltérőek voltak.

A Börzsöny 6 különböző korú kocsánytalan tölgyes állományának az értékelése során is a félüde termőhelyek növényeit találtuk a legtömegesebbnek mindhárom szintben, hiszen a Börzsönyben is a félüde termőhelyek a leggyakoribbak (TRENKÓ et al., 2014).



44. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja vízigény szempontjából

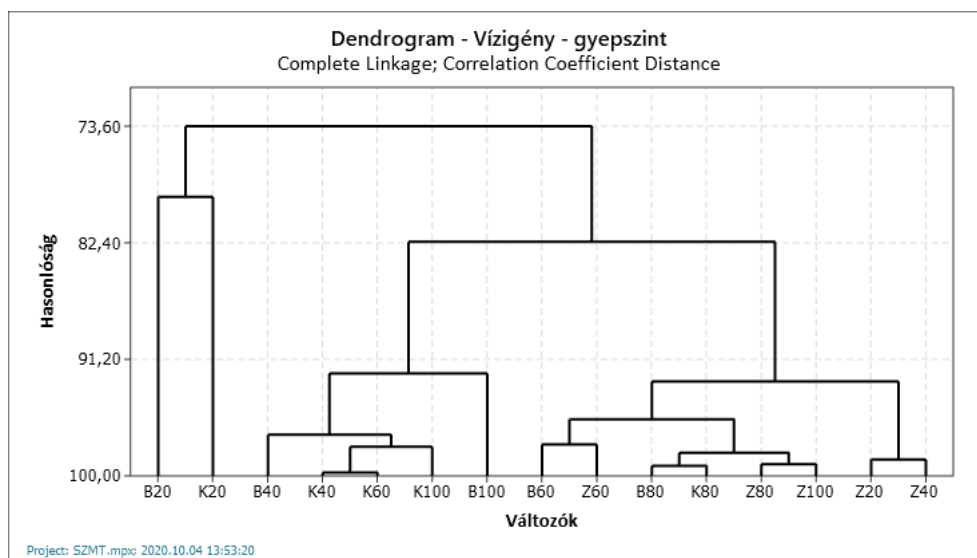
A cserjeszint talajvíz és talajnedvesség igény szerinti osztályozása során 6 alosztályt különült el (44. ábra). Az első klasztert a B20-as, K80-as és K100-as jelű korcsoportok alkotják, melyekben félszáraz (4), félüde (5) és üde (6) fajok jelentek meg. A legtöbb faj a félüde (5) kategóriához tartozott, ebben hasonlítva a következő klaszterhez, melyben csak félüde (5) és üde

(6) termőhelyek fajai fordultak elő. Jóval korábban 78%-os hasonlósági foknál ágazik el a B100-as korcsoport által képviselt klaszter, amelyben félüde (5), üde (6) és nedvességjelző (7) fajok mellett megjelent két szárazságtűrő (3) faj is, a *P. spinosa* és a *R. canina* is.

A 82%-nál elágazó klaszter esetében is az előbb említett két szárazságtűrő (3) faj jelent meg, viszont nedvességjelző (7) fajok már nincsenek, de több félszáraz (4) termőhelyi viszonyokat kedvelő faj is előfordultak, mint a *C. monogyna* és a *P. pyraister*.

Az elágazás másik oldalán alosztályt alkotó börzsönyi 80-as korcsoport azért vált el az előbb említettől, mert üde (6) termőhelyigényű fajt nem tartalmaz, viszont megjelent benne a nedvességjelző (7) *U. glabra*.

Az utolsó klasztert, mely 40%-os hasonlósági szint körül vált ki, a B40-es és Z80-as korcsoport alkotta. Ebben a klaszterben az üde (6) fajok dominanciája mellett megjelentek a félüde típust képviselő (5) *A. campestre* és *F. sylvatica* fiatal példányai, valamint a nedvességjelző (7) fekete bodza (*Sambucus nigra*) is.



45. ábra: A gyepszint fajainak klasszifikációja vízigény szempontjából

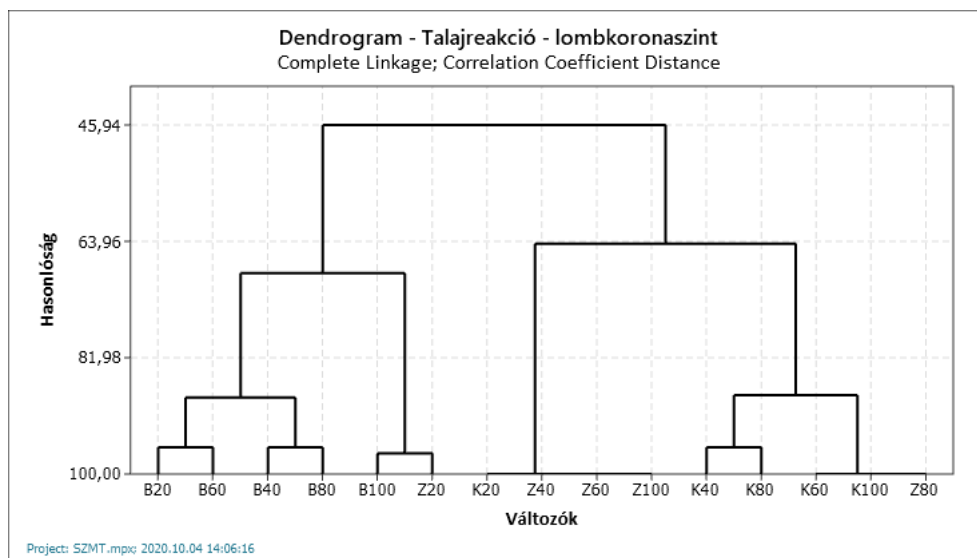
A gyepszint esetében a klasszifikációs eljárással kapott dendrogram három főbb egységre osztható (45. ábra). 73%-os hasonlósági szinten vált ki az első klaszter, melyet a B20-as és K20-as jelű korcsoportok alkottak. Közülük a B20-as korcsoportban inkább a félszáraz (4), félüde (5) és üde (6) fajok, míg a K20-as korcsoportban a félüde (5) és a nedvességjelző (7) fajok domináltak.

A következő klaszter 82%-nál ágazott el. Legnagyobb számban a félüde (5) és üde (6) fajok fordultak elő benne, azonban megjelentek még szárazságtűrő (7) fajok is, mint például a *C. officinale*, a *P. spinosa* vagy a *R. canina*. Ugyanakkor nedvességjelző (7) fajok is előfordultak, mint például az *U. dioica*, *S. nemorum*, hamvas szeder (*Rubus caesius*).

A harmadik klaszterben az előforduló fajok közel fele félüde (5) termőhelyigényű volt, azonban az üde (6) fajok aránya is jelentős. Akárcsak a cserjeszint esetében, itt is a szárazságtűrő (3) fajoktól egészen a nedvességjelző (7) fajokig fordultak elő növények. Összességében mindhárom hegység gyepszintjéről elmondható a félüde (5) és üde (6) fajok dominanciája, ami egyezik SZMORAD (2011) Soproni-hegység erdőállományainak kutatása során kapott eredménnyel.

#### 5.5.4 Talajreakció

A lombkoronaszintben előforduló fajok talajreakció szerinti klasszifikációja során a dendrogramban 4 alosztály különült el (46. ábra).



46. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja talajreakció szempontjából

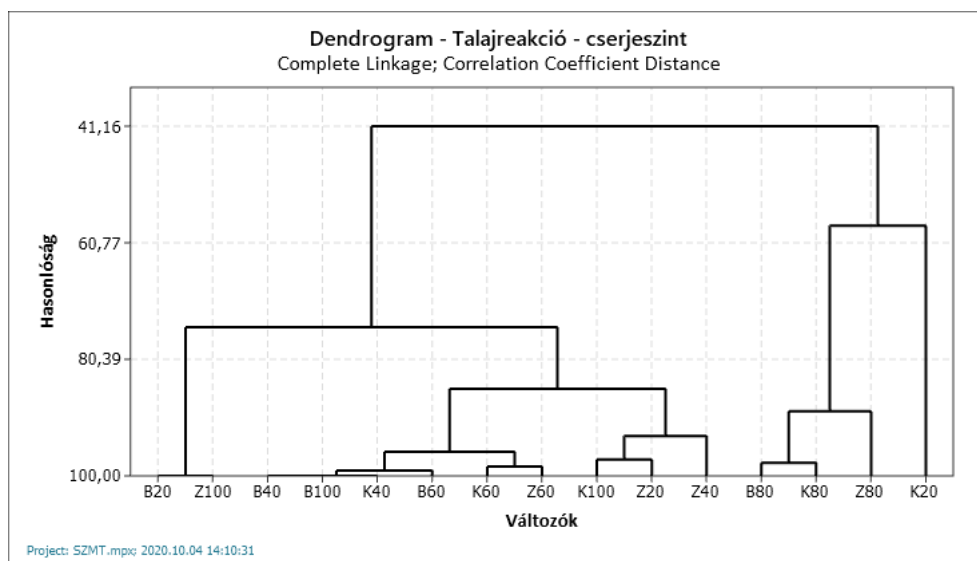
Az első csoportot a B20-as, B60-as, B40-es és B80-as korosztály képviselte. Az itt előforduló fajok a gyengén savanyú (5), neutrális (6) és gyengén baziklin (7) talajok fajai voltak. A B20-as állományban jelent meg a mérsékelten savanyúságjelző (4) *L. decidua*. Hasonló végeredményre jutottak a Börzsöny 6 különböző korú kocsánytalan tölgyes állományának a vizsgálata során TRENVIK és munkatársai (2014), amikor a lombkorona- és a cserjeszintben is a gyengén savanyú (5), neutrális (6) és gyengén baziklin (7) talajokat kedvelő fajok legnagyobb tömegességét írták le.

A 67%-os hasonlósági szinten kiváló B100-as és Z20-as jelű korosztály alkotta klaszterben gyengén savanyú (5) és gyengén baziklin (7) fajok fordultak elő.



A K20-as, Z40-es, Z60-as és Z100-as korcsoportok által alkotott klaszter 100%-os hasonlóságot mutatott, ami annak köszönhető, hogy csak gyengén savanyú (5) talajok fajai jelentek meg bennük. Ezek az állományok kis fajszámmal rendelkeztek, a Zempléni korcsoportokban csak a *Q. petraea* jelent meg, míg a Kőszegi-hegység 20 éves korcsoportjában a *Q. petraea*-n kívül csak a *P. sylvestris*.

Az utolsó klasztert alkotó korcsoportokban mérsékeltén savanyúságjelző (4), gyengén savanyú (5) és neutrális (6) talajok fajai fordultak elő.



47. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja talajreakció szempontjából

A cserjeszint klasszifikációja során 5 klasztert lehetett elkülöníteni (47. ábra). Először 74%-os hasonlósági szintnél a B20-as és Z100-as jelölésű csoportok váltak ki, melyeket csupán gyengén baziklin (7) fajok alkottak, mint például az *A. campestre*, *A. platanoides*, *C. monogyna* és a *F. sylvatica*.

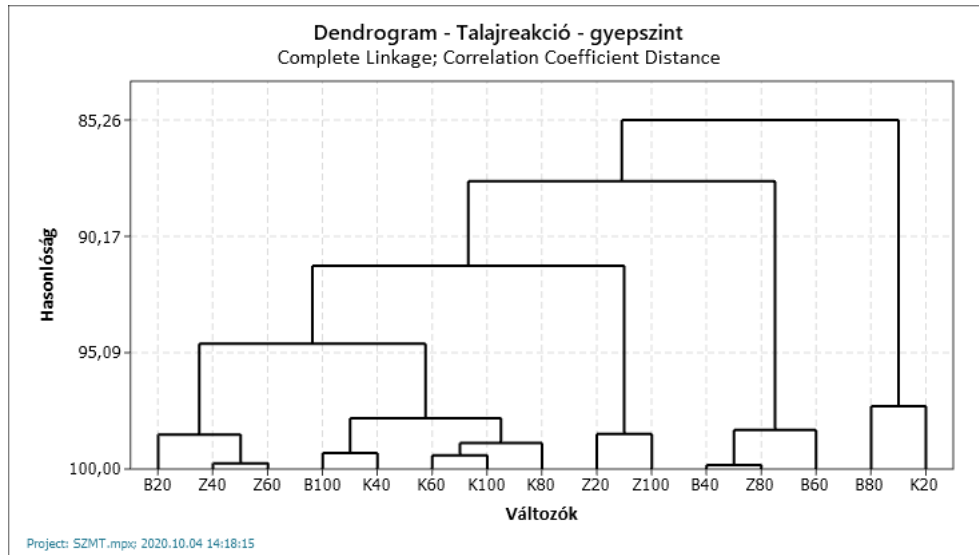
A következő klaszterban (B40, B60, B100, K40, K60) szintén domináltak a gyengén baziklin fajok (7), de mellettük hasonló számban fordultak elő a neutrális talajok (6) növényei, többek között a *C. vitalba* és a *P. spinosa*.

A 86% hasonlósági szinten elkülönülő, K100-as, Z20-as és Z40-es korcsoportból álló osztályban három csoportból is fordultak elő fajok. A cserjeszintben itt jelentek meg először a gyengén savanyú (5) talajok növényei, a korábban már előforduló neutrális (6) és baziklin (7) talajok növényei mellett.

Az eddigi osztályoktól valamelyest jobban elkülönül a B80-as, K80-as és Z80-as jelölésű korcsoportokból álló klaszter. Ennek a klaszternek a fajai között a neutrális (6) fajok voltak

többségben, de megjelent a mérsékeltén savanyúságjelző (4) *C. sativa*, és a mészkedvelő (8) *P. pyraster* is.

Az utolsó klasztert a Kőszegi-hegység 20 éves korcsoportja alkotta, mely már 58%-os hasonlósági szinten elkülönült a többi osztálytól. Ennek az oka, hogy a cserjeszintjében egyedül az enyhén baziklin (7) *F. sylvatica* fiatal példányai jelentek meg.



48. ábra: A gyepszint fajainak klasszifikációja talajreakció szempontjából

A gyepszint esetében legkorábban, 85 %-os hasonlósági szintél, a B80-as és K20-as jelölésű korcsoportokat tartalmazó klaszter vált el (48. ábra). A klaszterben előforduló fajok közül a legtöbb a neutrális (6) talajok fajaihoz tartozott, valamennyivel kevesebb jelent meg a gyengén savanyú (5) és gyengén baziklin (7) talajokat kedvelő fajok közül. A két korcsoport közötti különbség a mérsékeltén savanyú (4) fehér perjeszittyó (*Luzula luzuloides*) K20-as csoportban való megjelenése miatt volt.

A 87%-nál elágazó következő klaszterben (B40, Z80, B60) is a gyengén savanyú (5), neutrális (6) és gyengén baziklin (7) talajokat kedvelő fajok voltak a leggyakoribbak, ám a fajsám a savanyúbb típusok felé csökkent. Ebben a csoportban még megjelent két mészkedvelő (8) faj is, a mezei szil (*Ulmus minor*) és a *V. polita*.

A 92%-nál kiváló klaszter (Z20, Z100) fajai mindkét csoportban a mérsékeltén savanyú (4) talajokat kedvelő fajoktól, egészen a gyengén baziklin (7) talajokat kedvelő fajokig fordultak elő, viszont a Zempléni-hegység 20 éves korcsoportjában a mészkedvelő (8) soktérű salamonpecsét (*Polygonatum odoratum*) is megjelent.

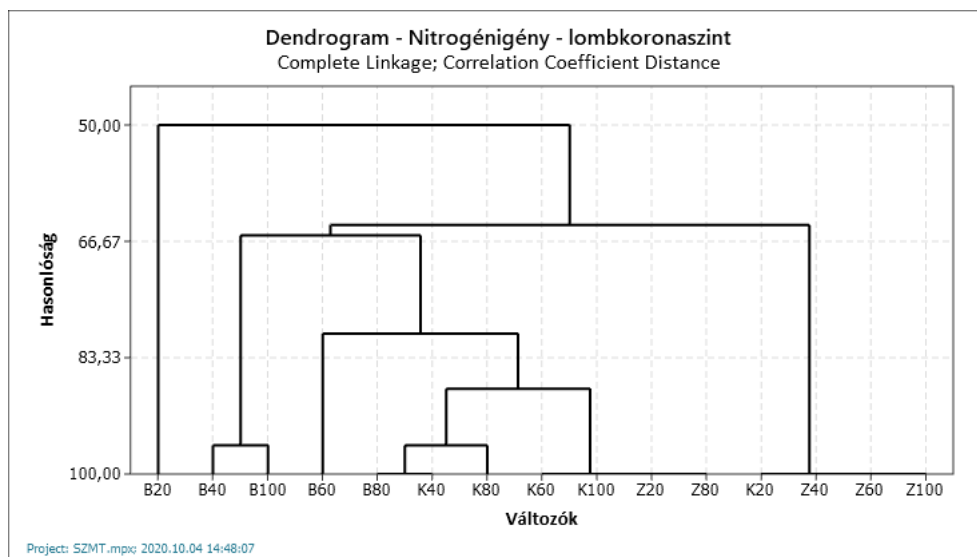
A közel 95%-os hasonlósági szintnél kiváló klaszter tagjainak, melyet egy börzsönyi és négy kőszegi korcsoport alkotott, közös tulajdonsága, hogy a neutrális (6) és baziklin (7) talajokat

kedvelő fajok voltak többségben, emellett kisszámban megjelentek mérsékeltén savanyú (4), gyengén savanyú (5) és mészkedvelő (8) talajokat kedvelő fajok is. A kőszegi-hegységi 40 és 60 éves korcsoportjában megjelent az erősen savanyúságjelző (1) és savanyúságjelző (3) osztályok között átmeneti 2-es csoporthoz tartozó *V. myrtillus*, valamint a 40 éves korcsoportban a mész-, ill. bázisjelző (9) déli méhfű (*Melittis melissophyllum*) is. A Kőszegi-hegység 80 éves korcsoportjában megjelent továbbá a juh csenkesz (*Festuca ovina*), ami savanyúságjelző (3) faj.

Az utolsó klasztert a B20-as, Z40-es és Z60-as korcsoportok alkották, az előző klaszterhez hasonlóan neutrális (6) és baziklin (7) talajokat kedvelő fajok domináltak, melyek mellett megjelentek mérsékeltén savanyú (4), gyengén savanyú (5) és mészkedvelő (8) talajokat kedvelő fajok is. Ám ebben a klaszterben hiányoznak a 2-es és 3-as csoport savanyúság jelző fajai, viszont szintén megjelent a mész-, ill. bázisjelző *M. melissophyllum*.

### 5.5.5 Nitrogénigény

A nitrogénigény a fajok megjelenése szempontjából kevésbé fejt ki a hatását a fajkészletre, 9 kategóriából 7-ben szerepelt a 16, lombkoronaszintben előforduló faj valamelyike. A lombkoronaszint nitrogénigény szerinti klasszifikációja során hat klasztert különült el egymástól (49. ábra).



49. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja nitrogénigény szempontjából

A Börzsöny 20 éves korcsoportja már 50%-os hasonlósági szintnél elvált a többi korcsoporttól. Ez egyrészt annak volt köszönhető, hogy a fajok 6 kategóriában is megjelentek,

másrészt a tápanyagban gazdag termőhelyek (7) növényei domináltak, mint az *A. pseudoplatanus*, *F. excelsior*, *U. glabra*.

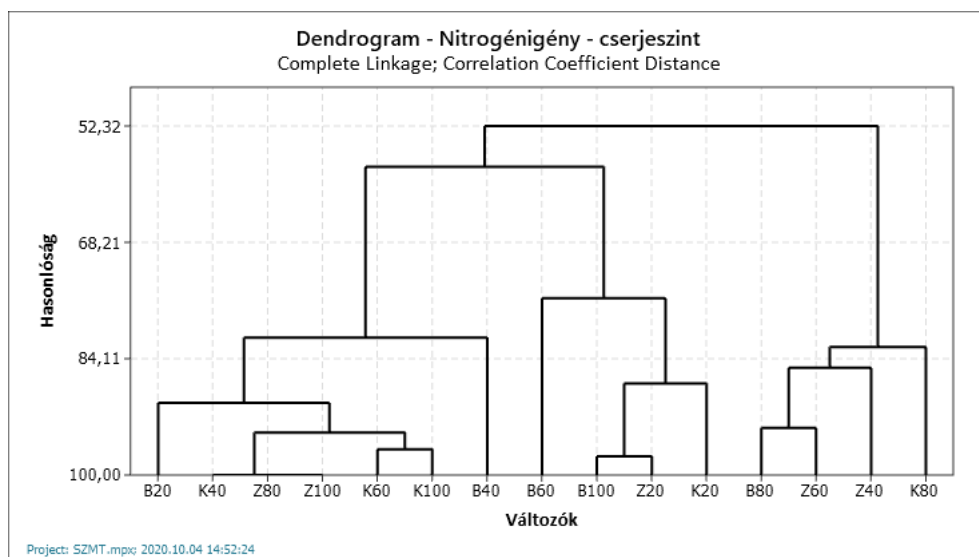
A következő, 65%-nál kiváló klaszter csupán annyiban hasonlít a korábbihoz, hogy előfordultak benne erősen tápanyagszegény (2) talajok növényei, ebben az osztályban más kategória meg sem jelent. A *Q. petraea* is ebbe a kategóriába tartozik, ezen kívül a *P. sylvestris* még az erősen tápanyagszegény (2) talajokhoz tartozó faj.

66%-nál különült el a B40-es és B100-as korcsoport által alkotott alosztály. Az előzőekhez hasonlóan megjelentek az erősen tápanyagszegény (2) talajok fajai, de emellett mezotróf (5) talajok fajai, mint a *F. sylvatica*, és mérsékelt tápanyaggazdag (6) talajok növényei is, mint az *A. platanooides*.

78%-os hasonlósági szintnél ágazott le a B60-as korcsoport által képviselt újabb alosztály, melyben megjelent már a szubmezotróf (4) *Q. cerris*, és a trágyázott talajok N-jelző (8) faja a *R. pseudoacacia* is.

Nagyjából 87%-os hasonlósági szinten vált ki a következő klaszter (K60, K100, Z20, Z80), melyben csak erősen tápanyagszegény (2) és mezotróf (5) talajok fajai jelentek meg.

Az utolsó klasztert a B80-as, K40-es és K80-as korcsoportok képviselték, mely csoport annyiban különbözött a korábbitól, hogy szubmezotróf (4) fajok is előfordultak benne.



50. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja nitrogénigény szempontjából

A cserjeszint esetében is hasonló trendet figyelhetünk meg, mint korábban a lombkoronaszintnél, az egyes klasztereken belül a korcsoportok kevésbé hasonlítottak egymásra, mint a szociálistmagatartás-típusok és a korábban már tárgyalt ökológiai mutatók esetében.

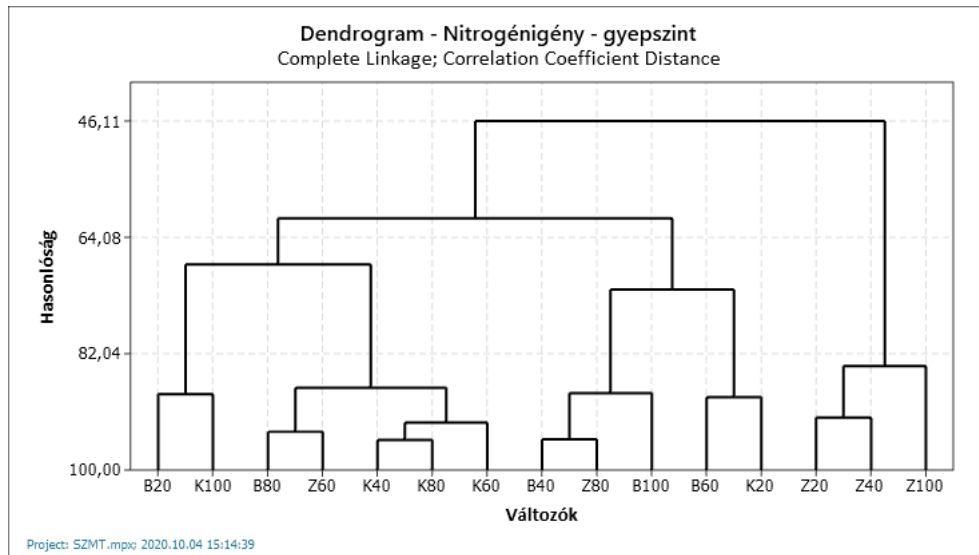
Legkorábban 52%-os hasonlóságnál vált ki az első klaszter (50. ábra), mely korcsoportjainak a közös vonása, hogy legnagyobb fajszámmal a szubmezotróf (4) és mezotróf (5) fajok jelentek meg benne. Kevésbé nitrogén igényes csoportokból még előfordultak az erősen tápanyagszegény (2) termőhelyek fajai, melyek közül a *Q. petraea* fiatal példányai, illetve a *R. canina* képviselték magukat. A skála felső felét pedig a tápanyagban gazdag termőhelyek (7) növényei és a trágyázott talajok N-jelző (8) növényei képviselték.

76%-os hasonlóságnál vált ki a B100-as, Z20-as és K20-as jelű csoportok által képviselt alosztály. A klasztert döntően két kategóriába sorolható fajok alkották, melyek az erősen tápanyagszegény (2) termőhelyek fajai, illetve a mezotróf (5) fajok, mint az *A. campestre*, *C. betulus* és a *F. sylvatica* voltak. Ám a Börzsöny 100 éves korcsoportjában megjelent a *R. caesius*, mely a cserjeszint egyetlen túltrágyázott hipertróf (9) kategóriába tartozó faja volt. A vizsgált területek kijelölése során ügyeltem rá, hogy a kvadrátok bolygatásoktól mentes területeken legyenek, az erdészeti és kiránduló utaktól távolabb, a szegélyhatás, illetve az esetleges nitrogénfelhalmozódás elkerülése miatt. Így mivel a korcsoportban ez az egyedüli hipertróf talajokat kedvelő faj, ráadásul alacsony borításban jelent meg, így nem feltételezem a talaj magas nitrogéntartalmát, hanem inkább azt, hogy az alacsonyabb nitrogéntartalmat is tolerálja a *R. caesius*.

A B60-as korcsoport egy önálló klasztert képez, mely az előző klaszter másik leágazása, közös vonásuk az erősen tápanyagszegény (2) és mezotróf (5) termőhelyigényű fajok dominanciája. Ezenkívül megjelentek még a mérsékelt oligotróf (3), szubmezotróf (4), tápanyagban gazdag (7) és trágyázott (8) termőhelyek fajai is.

80%-os hasonlósági szinten ágazott el következő alkalommal a dendrogram, melynek egyik ágát a Börzsöny 40 éves korcsoportja alkotta, külön alosztályt képezve ezzel. A korábban említett klaszterekhez hasonlóan itt is domináltak a mezotróf (5) fajok, de mellettük a mérsékelt tápanyaggazdag (6) és tápanyagban gazdag (7) termőhelyek növényei is megjelentek.

Az utolsó klasztert 6 korcsoport alkotta, melyek közös vonása, hogy valamennyi korcsoport tartalmazott mezotróf (5) termőhelyigényű fajokat. Egyetlen szubmezotróf (4) termőhelyigényű faj jelent meg, még pedig a *C. monogyna*. A Börzsöny 20 éves állományában fordult elő a mérsékelt tápanyaggazdag (6) termőhelyeket kedvelő *A. platanoides*.



51. ábra: A gypsint fajainak klasszifikációja nitrogénigény szempontjából

A gypsint esetében már 46%-os hasonlósági szintnél elkülönült az első klaszter, melyet a Z20-as, Z40-es és Z100-as jelű korcsoportok alkottak (51. ábra). A klaszterben megjelent a steril, szélsőségesen tápanyagszegény (1) talajokat kedvelő *M. melissophillum* a Z40-es korcsoportban, ugyanakkor valamennyi korcsoportban talákoztunk a *R. caesius*-sal, ami viszont túltrágyázott hipertróf (9) talajokat kedvelő faj. Így, ahogy azt már a cserjeszint esetében is megjegyeztük, feltételezhetően a relatív nitrogénigény nem tartozik a fajok megjelenését erősen limitáló tényezők közé.

62%-os hasonlósági értéknél ágazott el legközelebb a dendrogram, melynek mindkét ága még 1-1 alosztályra bontható. A B20 és K100-as korcsoportok által alkotott klaszter mindkét tagjában megjelentek mérsékelten oligotróf (3), szubmezotróf (4), mezotróf (5), mérsékelten tápanyaggazdag (6) és tápanyagban gazdag (7) termőhelyeket kedvelő fajok. Viszont a K100-as korcsoportban megjelent a *S. holostea* és az illatos ibolya *Viola odorata*, melyek a trágyázott talajok nitrogén (8) jelző fajai, ezenkívül még több faj is képviseli a túltrágyázott hipertróf (9) termőhelyek fajait, többek között a nagy csalán (*Urtica dioica*), *G. aparine* és a *C. majus*.

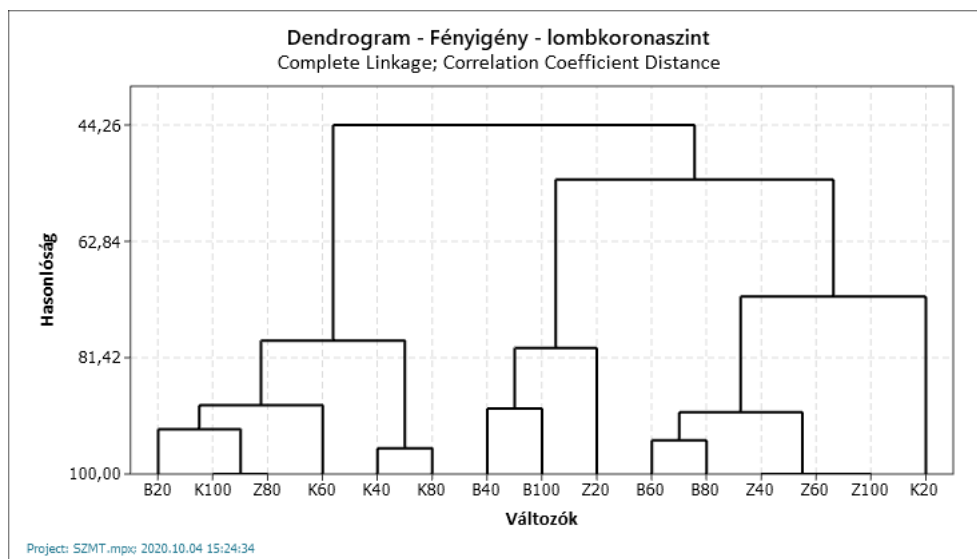
A következő B80-as, Z60-as, K40-es, K80-as és K60-as korcsoportok által alkotott klaszterben a relatív nitrogénigény mind a kilenc kategóriájában szerepeltek fajok. A legnagyobb fajszámmal itt is a mezotróf (5) talajokat kedvelő növények fordultak elő. Ezenkívül, akár csak a korábbi klaszterben. itt is az oligotróf (3), szubmezotróf (4), mérsékelten tápanyaggazdag (6) és tápanyagban gazdag (7) termőhelyeket kedvelő fajok jelentek meg a legnagyobb tömegességben.

A 86%-os hasonlósági szinten elkülönülő B40-es, Z80-as és B100-as korcsoport által alkotott klaszter tagjai valamennyi tagjában előfordultak erősen tápanyagszegény (2),

szubmezotróf (4) és mezotróf (5) termőhelyeket kedvelő fajok. Ezenkívül a B40-es és B100-as korcsoportokban tápanyagdúsabb talajokat kedvelő 6-os, 7-es, 8-as és 9-es kategóriákba tartozó fajok is megjelentek. Ehhez a klaszterhez legközelebb áll a B60-as és K20-as korcsoportok által alkotott alosztály. Hasonlóan sok kategóriája előfordult benne a relatív nitrogénigénynek, de a súlypont az erősen tápanyagszegény (2), mezotróf (5), tápanyagban gazdag (7) és túltrágyázott hipertróf (9) talajokat kedvelő fajok felé tolódott el.

### 5.5.6 Fényigény

A lombkoronaszintben a fajok relatív fényigényét figyelembe vevő klasszifikáció során 4 nagyobb csoportot tudtam elkülöníteni (52. ábra). A relatív talajreakció és relatív nitrogén igényhez hasonlóan itt is alacsonyabb hasonlósági foknál váltak szét a dendrogram ágai, amiből szintén arra következtethetünk, hogy a fajok megjelenése szempontjából a vizsgált állományokban kisebb szerepe van a fényigénynek.



52. ábra: A lombkoronaszint fajainak klasszifikációja fényigény szempontjából

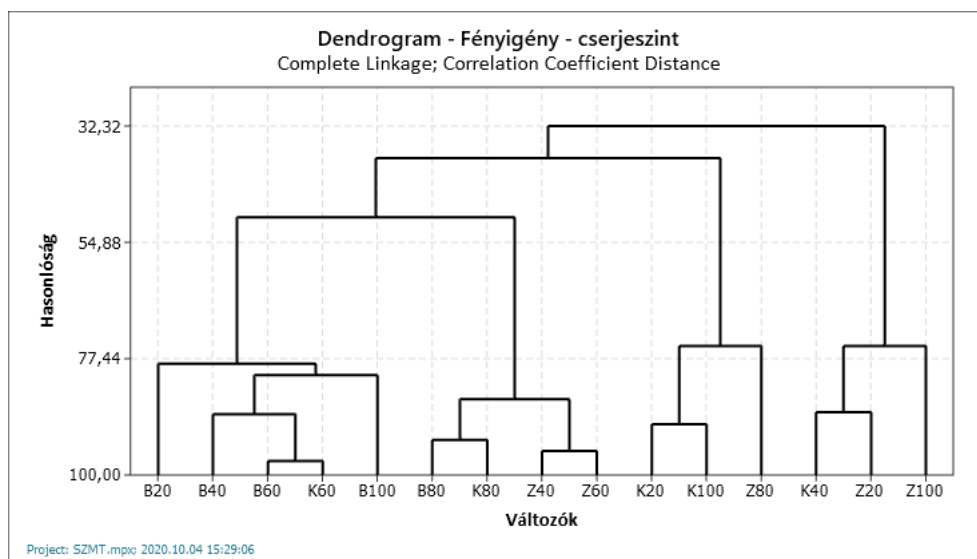
44%-os hasonlósági foknál elkülönülő első klaszter valamennyi korcsoportjában az árnyék- félárnyéknövények (4) domináltak, de a félárnyék- félnapfénynövények (6) is valamennyi korcsoportban megjelentek. A B20-as korcsoportban megjelent a *F. sylvatica*, ami árnyéktűrő (3) faj. A félárnyéknövények (5) több képviselője is előfordult az általunk vizsgált területeken úgy, mint az *A. platanoides*, *P. abies* és *C. sativa*. A K60-as korcsoportban megjelent a

félnapfénynövényekhez (7) tartozó *P. sylvestris*, és a B20-as korcsoportban a napfénynövényekhez (8) tartozó *L. decidua*.

50%-os hasonlósági szinten ágazott el a következő csoport, melybe a bürzsönyi 40 és 100 éves állomány, illetve a zempléni 20 éves állomány tartozott bele. A klaszter valamennyi tagjában megjelentek árnyéktűrő (3) és félárnyék- félnapfény (6) növények. Ezenkívül a bürzsönyi állományokban megjelent az *A. platanoides*, ami félárnyéknövény (5) és a *C. betulus*, ami árnyék-félárnyéknövény (4).

A B60-as, B80-as, Z40-es, Z60-as, Z100-as korcsoportok által alkotott klaszterben a félárnyék- félnapfénynövények (6) domináltak. De ezek mellett megjelentek még félárnyéknövények (5), mint az *A. campestre* és a *R. pseudoacacia*, valamint a *C. betulus*, ami árnyék-félárnyéknövény (4).

A Köszei-hegység 20 éves korcsoportja alkotta az utolsó osztályt. Az előző klaszterrel való hasonlóságot az adja, hogy szintén a félárnyék- félnapfénynövények domináltak, de azokon kívül csak a *P. sylvestris* fordult elő, mint félnapfénynövény (7).



53. ábra: A cserjeszint fajainak klasszifikációja fényigény szempontjából

A cserjeszint klasszifikációja során négy klasztert különítettünk el (53. ábra). Az első osztály már 32%-os hasonlósági szinten elkülönült, árnyéktűrő (3) fajok mindhárom korcsoportban megjelentek, mellettük csupán a K40-es és Z20-as jelű állományokban találkozhattunk árnyék-félárnyék (4) fajokkal.

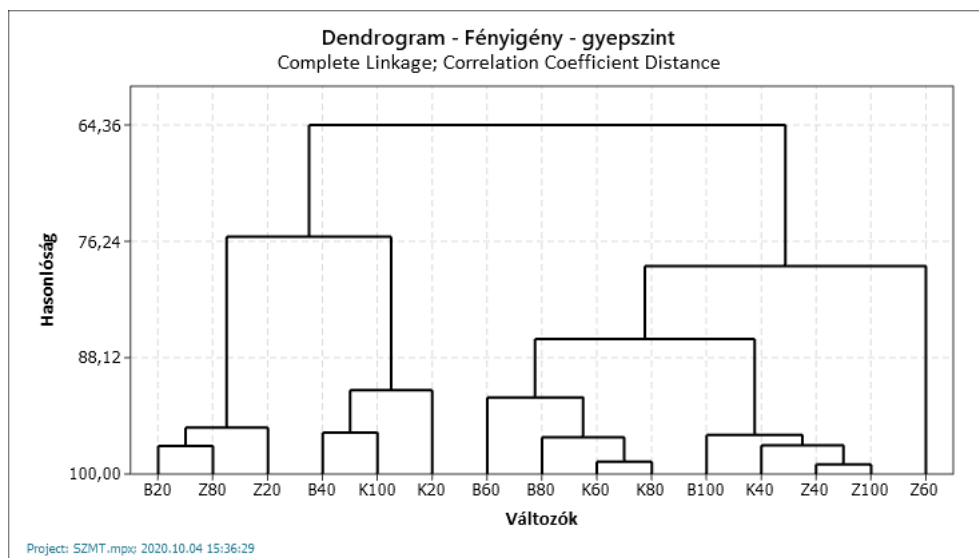
A következő elkülönülő klaszterben már nem jelentek meg az árnyéktűrő (3) fajok, csak árnyék- félárnyék (4) növények. Ezenkívül félárnyék (5) növények is megjelentek, mint például



az *A. campestre*, de előfordultak félárnyék-félnapfény (6) növények, és félnapfénynövények (7) is.

A B80-as, K80-as, Z40-es és Z60-as klaszterben előforduló fajok is számos értéket felvettek a relatív fényigény skálájáról, a domináns árnyék-félárnyék (4) növényektől, egészen a napfény (8) növényekig, mint a *R. canina*, előfordultak képviselőik.

Az utolsó, 78%-os hasonlósági szinten kiváló klaszterben előforduló fajok, hasonló széles skálán mozogtak, csak az árnyéktűrő (3) növényektől a félnapfény (7) növényekig jelentek meg fajok. Ám ebben a klaszterben is a félárnyéknövények (5) voltak a legnagyobb fajszámmal előfordulók.



54. ábra: A gyepszint fajainak klasszifikációja fényigény szempontjából

A fényigény esetében a gyepszint egyes korcsoportjai először 64%-os hasonlóságnál váltak ketté, az első ágon két alosztály jött létre, míg a másodikon három (54. ábra). A két csoport közötti fő különbség az egyes csoportokon belüli fajszámban volt. Az első két klaszterben az alacsonyabb fajszerű csoportokat reprezentáló korcsoportok szerepeltek, míg az utolsó háromban a fajgazdagabbak.

A B20-as, Z80-as és Z20-as korcsoportok által képviselt klaszter, és a B40-es, K100-as, K20-as jelű korcsoportokat tartalmazó klasztertől abban tér el, hogy míg az előbbi árnyéktűrő (3) növényektől kezdve csak fényigényesebb fajokat tartalmaz egészen a napfénynövényekig (8), addig az utóbbiban erősen árnyéktűrő (2) faj (szagos müge (*Gallium odoratum*)) is megjelent.

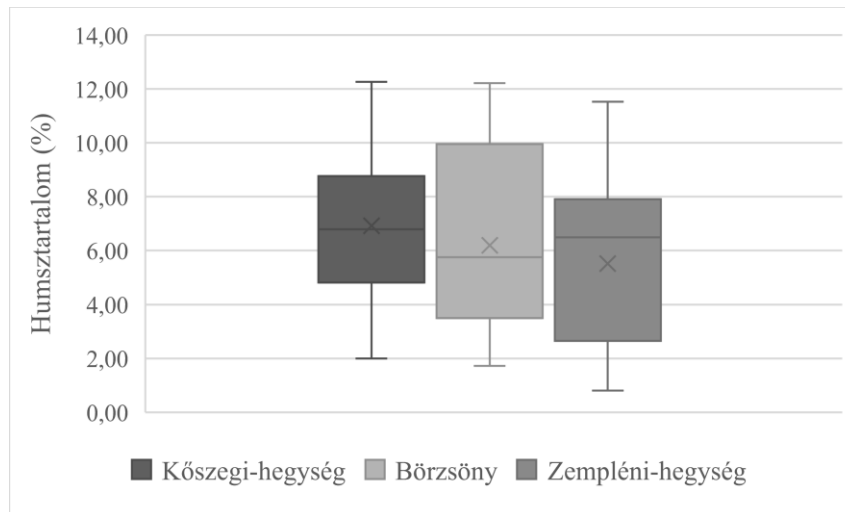
Az utolsó három klaszter esetében a Zempléni-hegység 60 éves korcsoportját tartalmazó osztály azért különült el, mert bár ugyanúgy dominánsak benne az árnyék- félárnyéknövények (4),

félárnyéknövények (5), félárnyék-félnapfénynövények (6) és félnapfénynövények (7), de nem jelent meg benne annyi fényigény kategória, mint a B60-as, B80-as, K60-as, K80-as korcsoportok által képviselt klaszterben. Az utóbbiban előfordult erősen árnyéktűrő (2) faj is, de megjelent a teljes napfénynövénynek (9) számító *F. pseudovina* is.

A B100-as, K40-es, Z40-es és Z100-as korcsoportokban az árnyék-, félárnyéknövényektől (4) a félnapfénynövényekig (7) jelent meg a legtöbb faj, egy-egy kategóriában gyakran 10 feletti fajszámmal is. A többi kategóriában is jelentek meg fajok, de már kategóriánként csak egy-két faj képviseltette magát.

## 5.6 Talajtani adatok

Az 55. ábrán látható a humusztartalom hegységenkénti megoszlása.



55. ábra: A Kőszegi-hegységben, a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben vizsgált korcsoportok talajának humusztartalma

A három hegység adatainak a mediánja a Börzsöny állományok esetében volt a legalacsonyabb, 5,75%, míg a másik két hegység vizsgált területei esetében ez az érték 7% körül mozgott. Habár a három hegység adatainak a terjedelme hasonló, az interkvartilisek esetében a Kőszegi-hegység korcsoportjaié volt a legalacsonyabb, míg a Zempléni-hegység korcsoportjaié magasabb és a börzsönyi állományoké volt a legmagasabb. Az adatok szórását vizsgálva a Börzsöny vizsgált területei és a Kőszegi-hegység vizsgált területei esetében tapasztaltunk alacsonyabb értékeket, előbbié 3,34, míg az utóbbié 2,87 volt. A Zempléni-hegység korcsoportjainak az esetében számítottam a legmagasabb értéket (3,45), ám fontos megjegyezni, hogy a 100 éves korcsoport két kvadrátjának az eredményét kizártam, mivel azok kiugróan magasak voltak.

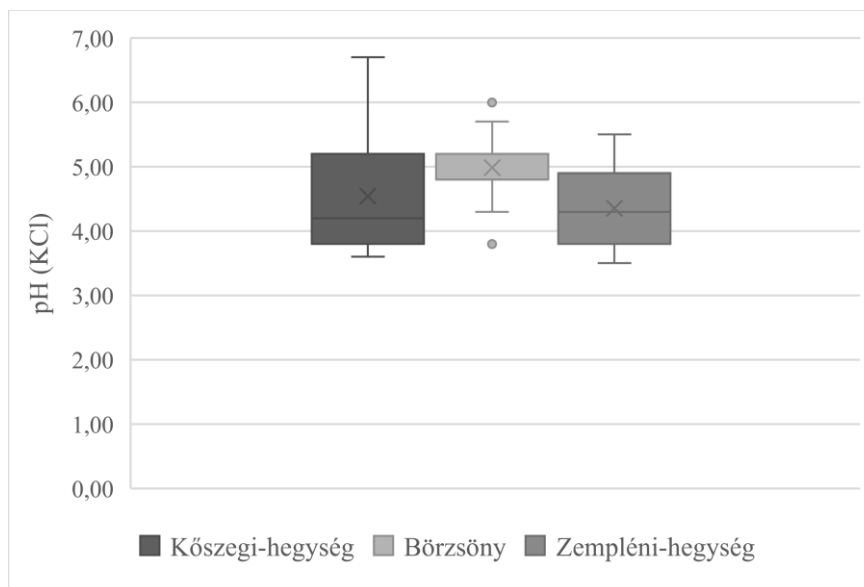


56. ábra: A Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység egyes korcsoportjaiban vizsgált talajok humusz tartalma

Az 56. ábrán látható a három hegység egyes korcsoportjaiban mért humusztartalom. Átlagosan a Zempléni-hegység talajmintáinak a humusztartalma volt a legalacsonyabb, 5,52%. A legmagasabb humusztartalommal a 60 éves korcsoport rendelkezett, míg a legalacsonyabb értékeket a 20 és 80 éves korcsoport esetében kaptuk, az előbbié 2,32%, míg az utóbbié 2,19% volt. A börzsönyi vizsgálati területeinken átlagosan 6,19% volt a talaj humusztartalma, a legalacsonyabb mért humusztartalom 4,49% volt, melyhez a talajmintákat a 40 éves korcsoportból gyűjtöttük, a legmagasabb értéket pedig a 20 éves korcsoport talajmintái adták (11,11%). A Kőszegi-hegység talajmintáinak átlagos humusztartalma valamennyivel nagyobb volt, mint a Börzsönyben tapasztaltak (6,92). A hegységben a 60 éves korcsoport mintáinak az eredménye volt a többi korcsoportéhoz képest szokatlanul alacsony, csupán 2,72%.

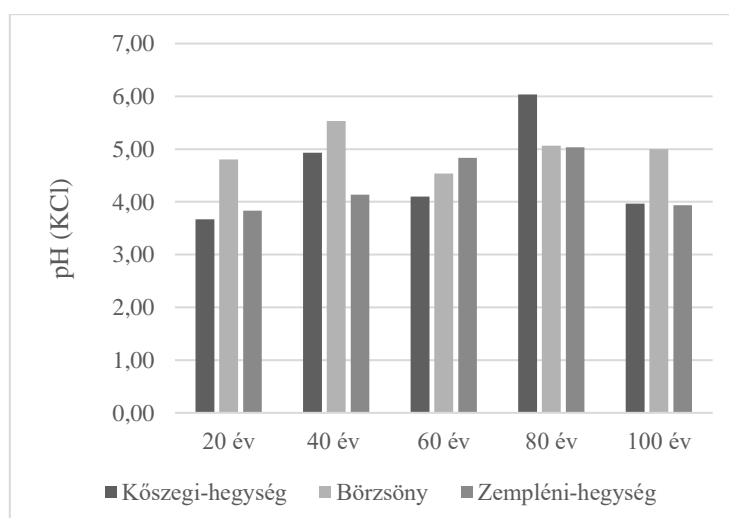
A mintavételi területek talaja humuszban gazdagnak tekinthető, hiszen 3%-nál magasabb eredményt mértünk, ami barna erdőtalajok esetében erősen humuszoszt jelent (FUCHS, 2019).

HEFLER (2020) a magyarországi erdőterületek humusztartalmának a 24 évet felölelő vizsgálta során az erdőterületek humusztartalmának a növekedéséről számolt be, mely 2016-ban átlagosan 2,52 % volt, ám a maximum értékek 7,56%-ról 6,08-ra csökkentek az évek alatt (http10). Az általunk vizsgált valamennyi hegység átlagos humusztartalma 6,19% feletti volt, ami szintén alátámasztja, hogy hazai viszonylatban is humuszban gazdagok voltak a vizsgált területek.



57. ábra: A Kőszegi-hegységben, a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben vizsgált korcsoportok talajának pH (KCl) tartalma

A talajdat kálium-kloridos kiértékelése során a Börzsönyi talajminták interkvartilis terjedelme volt a legkisebb, szemben a Kőszegi- és a Zempléni-hegység talajmintáival (57. ábra). A minimum és maximum értékek közötti terjedelem is az interkvartilis terjedelem esetében megfigyelt trendet követték, azaz a Börzsönyi minták esetében volt a legalacsonyabb, és a Kőszegi-hegység mintáinál pedig a legnagyobb. A medián értéke a Börzsönyi minták esetében volt a legmagasabb (4,8), míg a Kőszegi-hegységi minták esetében ez az érték 4,2, a Zempléni-hegységi mintáknál pedig 4,3 volt.



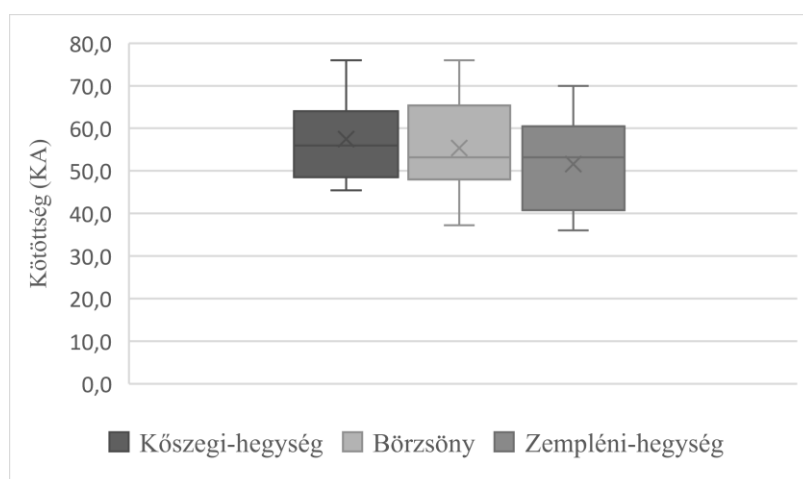
58. ábra: A Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység egyes korcsoportjaiban vizsgált talajok pH (KCl) értékei

A talaj pH hegységek és korcsoportok közötti megoszlását az 58. ábrán ábrázoltam. Összességében elmondható, hogy a Zempléni-hegység talajai voltak a legsavanyúbbak, átlagosan 4,35-ös talaj pH-val, ami erősen savanyúnak tekinthető. A hegység korcsoportjai között a 20 és 100 éves állományokban fordult elő a legalacsonyabb pH, a 20 éves esetében ez az érték 3,83, míg a 100 évesnél 3,93 volt. A Kőszegi-hegység vizsgált talajainak átlagos pH-ja már magasabb volt (4,54), és a Zempléni-hegység vizsgált talajaihoz hasonlóan itt is a 20 és 100 éves állományok pH értékei voltak a legalacsonyabbak, 3,67 és 3,97. A 80 éves korcsoport talaja a talajminták alapján gyengén savanyú volt a 6,03-as pH értékkel. A Börzsöny talajai is savanyúak és gyengén savanyúak voltak, a pH 4,5 és 5,5 között változott az 5 korcsoportban.

LÉGRÁDY és munkatársai (1995) hazai zonális erdőtársulások talajainak az összehasonlító vizsgálatát végezték el, melyek során kocsánytalan tölgyes állományokat is vizsgáltak. A síkfőkúti kocsánytalan tölgyesek vizsgálta során magasabb kálium-kloridos pH-t mértek az általunk tapasztaltaknál, 5,44-et.

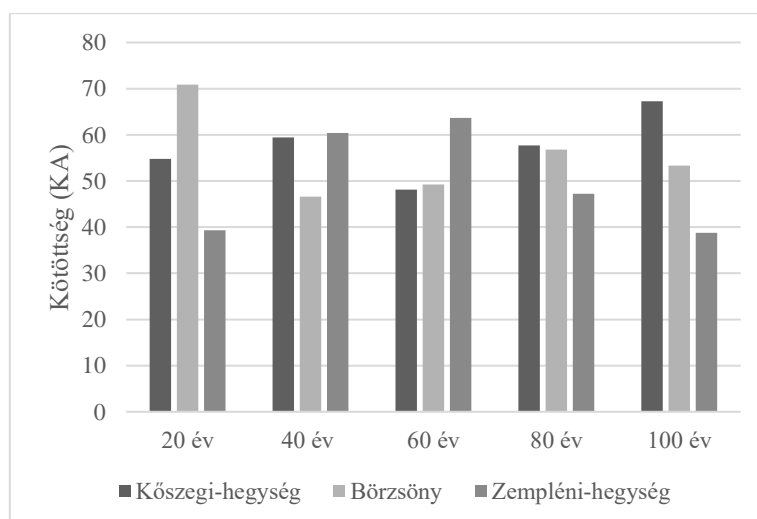
LÉGRÁDY és VOJTKÓ (2002) szintén a bükki védett erdős területek talajadottságait vizsgálták, melyek között kocsánytalan tölgyes állományok is szerepeltek. Kisgyőr DK-i részén fekvő mintaterületeken 3,73-as és 3,6-os pH értékeket mértek, míg a Bükkalján fekvő mintaterületeknél ez az érték 4,36 és 4,99 között változott. A jelen kutatás során mért értékek az utóbbiakhoz hasonlítottak leginkább.

Habár a Borhidi-féle (1993, 1995) ökológiai igények szerint a *Quercus petraea* a gyengén savanyú talajokat kedveli, ennek ellenére a vizsgált, illetve a bükki kocsánytalan tölgyeseket érintő vizsgálatok során is erősen savanyú és savanyú talajokon fordultak elő az állományok. Ezek az eredmények is alátámasztják a tölgypusztulás egyik okaként meghatározott savas ülepedés okozta talajsavanyodást. Hiszen a talaj savanyodásának a hatására lecsökken a felvehető tápelemek száma, amelyet a hosszabb-rövidebb ideig tartó aszályos periódusok is súlyosbítanak (JAKUCS, 1986).



59. ábra: A Kőszegi-hegységben, a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben vizsgált talajok kötöttsége

A talajminták fizikai féleségének a vizsgálata során a három hegység eredményeinek a mediánjai hasonló értékeket vettek fel 54 és 56 KA között (59. ábra). Az interkvartilis terjedelem a Kőszegi-hegység és a Börzsöny talajmintái esetében hasonló volt, míg a zempléni minták esetében valamennyivel nagyobb. A minimum és maximum érték közötti terjedelem a börzsönyi minták esetében volt a legmagasabb, míg a szórás a legalacsonyabb (8,97). A Kőszegi-hegység és Zempléni-hegység esetében a szórás 11,6, illetve 11,18 volt.



60. ábra: A Kőszegi-hegység, a Börzsöny, és a Zempléni-hegység korcsoportjaiban vizsgált talajok kötöttsége

A 60. ábrán a talajok kötöttségét mutatom be a 3 hegység egyes korcsoportjaiban. A vizsgált állományok talajairól elmondható, hogy alapvetően agyagos talajok. A Zempléni-hegység 20 és

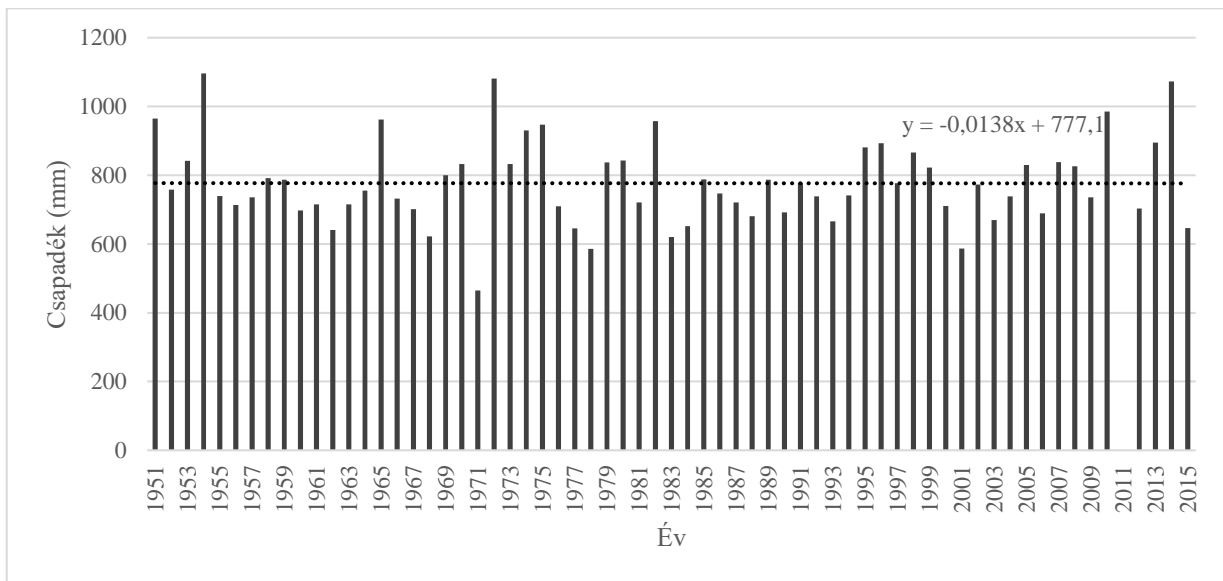
100 éves állománya tekinthető vályognak az Arany-féle kötöttség szerint. A Börzsöny 40 és 60 éves korcsoportjának, a Kőszegi-hegység 60 éves korcsoportjának, valamint a Zempléni-hegység 80 éves korcsoportjának talajainak a fizikai félesége volt agyagos vályog. A Börzsöny 20 éves korcsoportjának, a Kőszegi-hegység 100 éves korcsoportjának, és a Zempléni-hegység 40 és 60 éves korcsoportjainak a talajai már nehéz agyagnak számítottak.

LÉGRÁDY és munkatársai (1995) által a síkfőkúti kocsánytalan tölgyesekben végzett talajtani vizsgálatok alapján elmondható, hogy az ottani talajok szintén nehéz agyagnak számítottak (62,8 KA), ami kötöttebb az általunk vizsgált talajok többségénél.

Ezzel szemben LÉGRÁDY és VOJTKÓ (2002) által végzett bükki talajtani vizsgálatok alapján, a Kisgyőr DK-i részén fekvő kocsánytalan tölgyesek kötöttsége 25 KA alatti, vagyis durva homokon fekszenek azok az állományok, míg a Bükkalján vizsgált területek talaja 39 KA és 47,3 KA között változott. Ezek a területek viszont inkább homokosabbak voltak az általunk felvételezettektől.

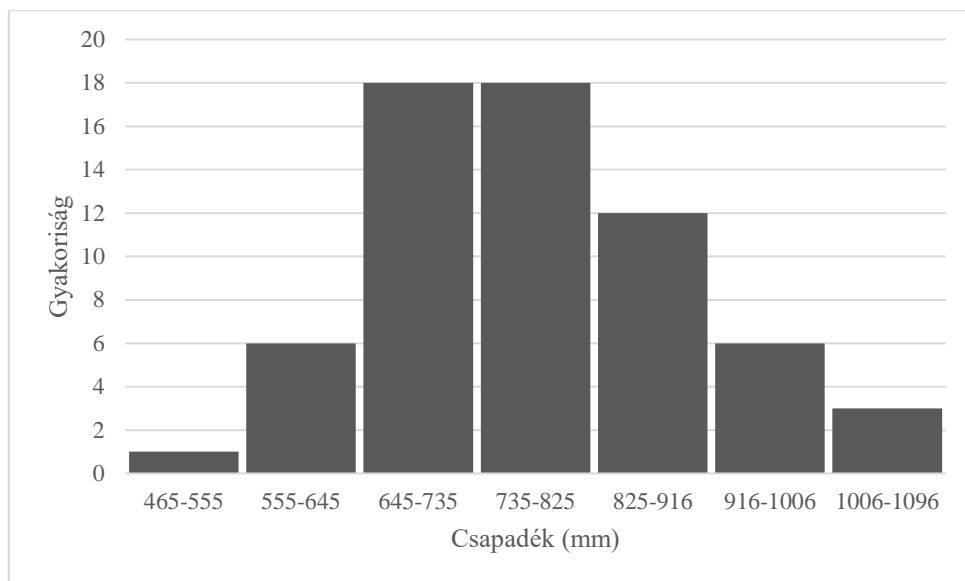


## 5.7 Csapadékadatok



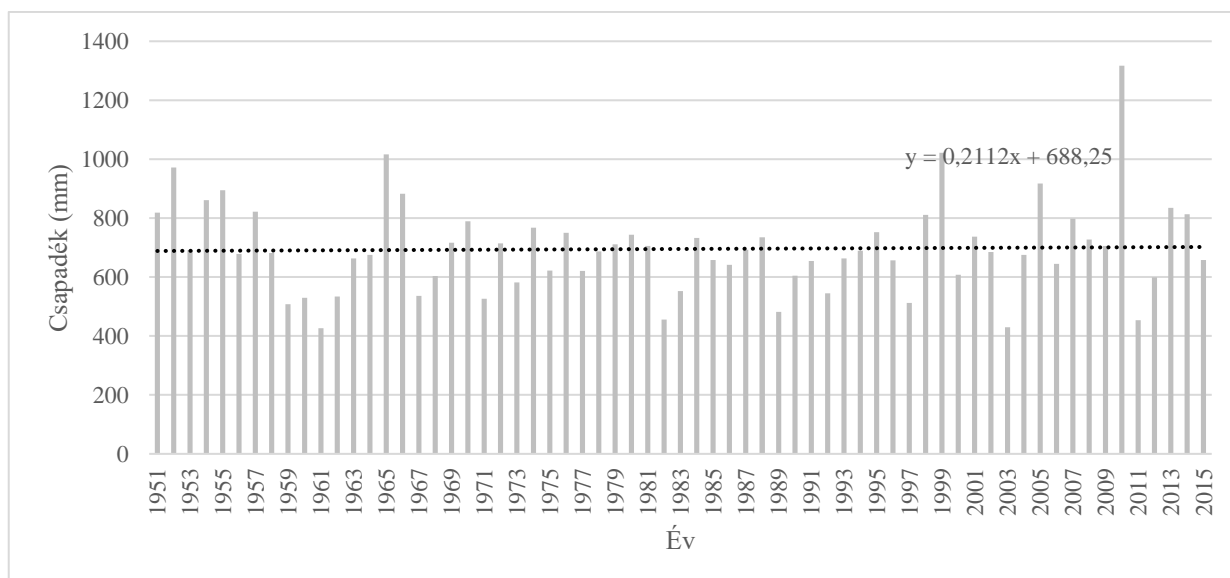
61. ábra: A Kőszegi-hegység (Kőszegi mérőállomás) csapadék adatai 1951-2015 között trendvonallal kiegészítve

A Kőszegi-hegység 1951 és 2015 közötti éves csapadék adatainak a vizsgálata során enyhén csökkenő tendenciát figyeltünk meg az adatokban, ahogy az a trendvonal egyenletéből is kitűnik (61. ábra). Az átlagos csapadékmennyiség ebben az időszakban 777 mm volt, 123-as szórás érték mellett. A három hegység közül itt volt a legmagasabb az éves csapadékátlag, és a szórás értéke is itt volt a legalacsonyabb. A legcsapadékosabb év 1954-ben volt, amikor összesen 1096 mm csapadék hullott, míg a legszárazabb 1971-ben, amikor csupán 421 mm csapadékot mértek. A minimum és maximum értékek idejének a figyelembevétele is a korábban említett trendet erősíti meg. 2011-ből nem állt rendelkezésre éves csapadék összeg, mivel annak az évnek csak a 10 hónapjából voltak csapadék adatok, a január és február hiányzott, így ezt az évet nem vettem figyelembe a kiértékelésnél. Viszont a 10 hónap adatai, az augusztus kivételével, elmaradnak a havi összegektől így az éves csapadékösszeg feltehetően valahol 500 és 530 mm között lehetett.



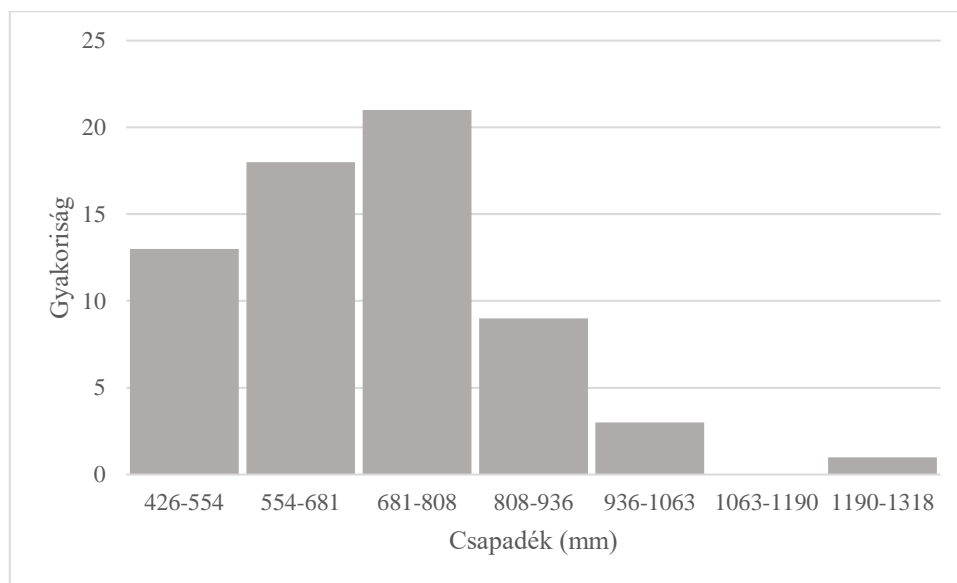
62. ábra: A Kőszegi-hegység éves csapadékösszegeinek a megoszlása hisztogramon ábrázolva

A 62. ábrán hisztogramon ábrázoltam a csapadék mennyiségek eloszlását. Jól látszik, hogy a haranggörbe maximuma az alacsony érték tartományok felé közelít, majd a magasabb értékek felé lassú lefutású. Ez a trend is alátámasztja, az aszályos évek egyre gyakoribbá válását. A legtöbb adat a 645-735, valamint a 645-735 mm-t felölelő tartományokba esik bele, de a 825-916 mm közötti csapadéku éveket tartalmazó oszlop is magas volt. Az előbb említett 3 oszlop tartalmazza a csapadékatatok 75%-át.



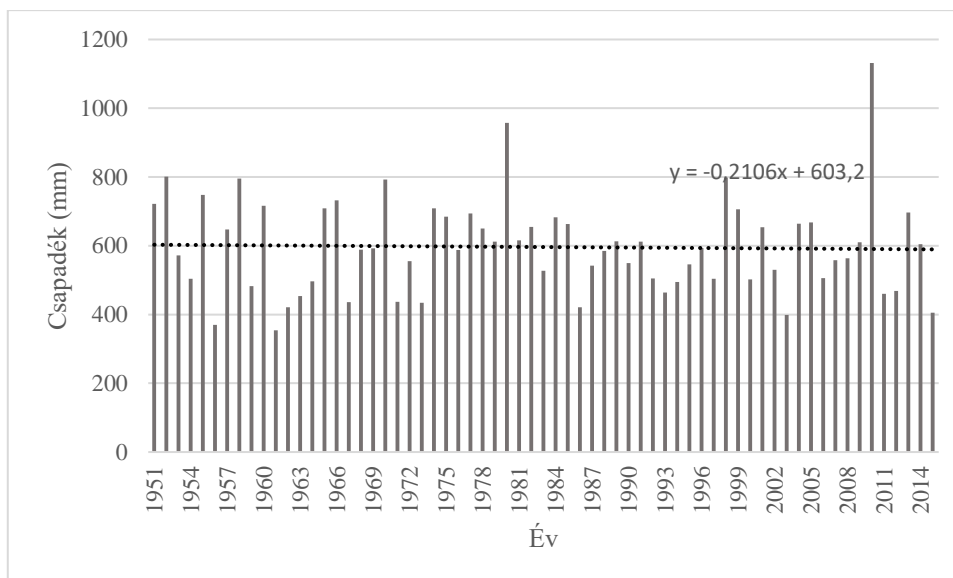
63. ábra: A Börzsöny (Diósjenői mérőállomás) csapadék adatai 1911-2015 között trendvonalal kiegészítve

A 63. ábrán a Börzsöny csapadék adatait ábrázoltam, a trendvonal ebben az esetben a 65 év alatt enyhe emelkedést mutatott. A hegységben az 2000-es évek voltak a legcsapadékosabbak, míg az 1970-es évek és a 2010 utáni 5 év csapadékösszege volt a legalacsonyabb. A legkevesebb csapadék 1961-ben esett, összesen 426,3 mm, míg a legtöbb 2010-ben 1317,6 mm. A Kőszegi-hegységhez hasonlóan a Börzsönyben is előfordulnak 1000 mm csapadék feletti évek, az általunk vizsgált időszakban 4,7%-ban fordult elő ennyi csapadék. Az átlagos csapadék mennyiség ennek megfelelően magas volt, de nem annyira, mint a Kőszegi-hegységben, átlagosan 695 mm csapadék hullott a vizsgált periódus alatt, amihez 155-ös szórás érték társult.



64. ábra: A Börzsöny éves csapadékösszegeinek a megoszlása hisztogramon ábrázolva

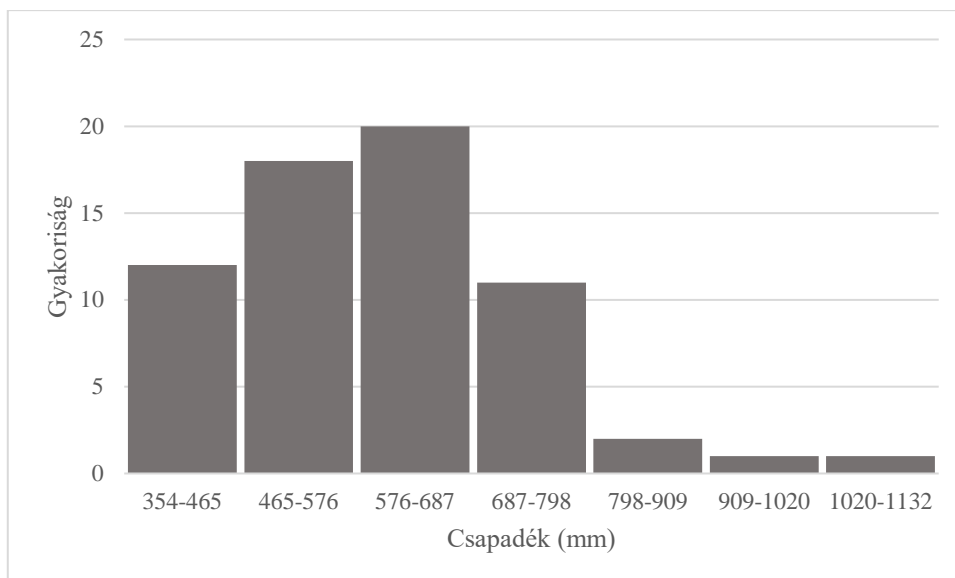
A Börzsöny csapadék adatainak eloszlását a 64. ábrán mutatom be. Hasonló trendet figyelhetünk meg itt is mint a Kőszegi-hegység esetében, a haranggörbe az alsó értéktartományokhoz közel éri el a csúcát, majd a maximumok felé laposodik el, bár a börzsöny esetében ez sokkal meredekebb. A hisztogram 426 mm-től 808 mm-ig terjedő oszlopa tartalmazza az adatok több mint 80%-át.



65. ábra: A Zempléni-hegység csapadék adatai 1951-2015 között trendvonalal kiegészítve

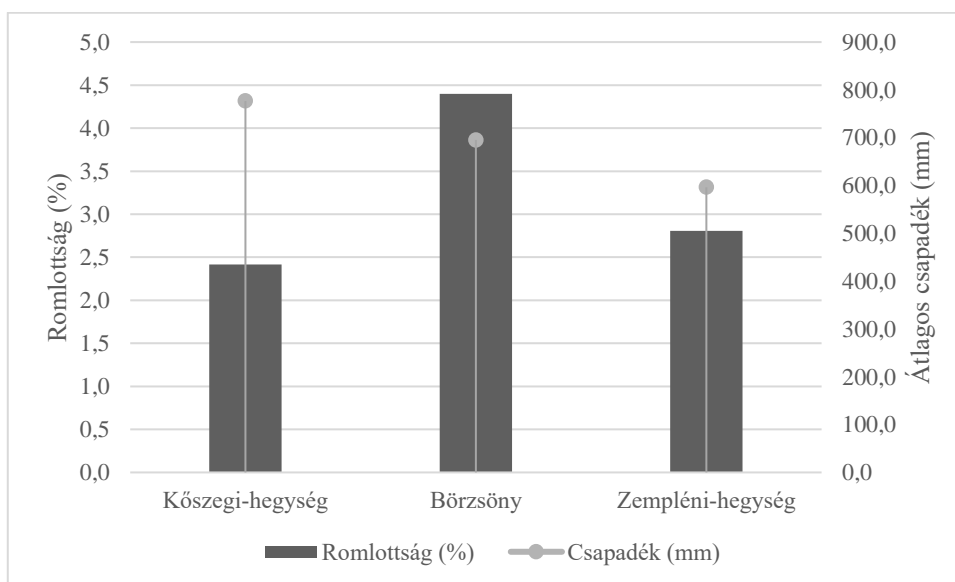
A Zempléni-hegység esetében csapadékösszegek a Kőszegi-hegységhez hasonlóan csökkenő tendenciát mutattak a vizsgált 64 év alatt (65. ábra). Érdekes, hogy a legcsapadékosabb és legszárazabb év itt egybe esik a Börzsönyben feljegyzettekkel, vagyis 2010-ben hullott a legtöbb csapadék, 1131,5 mm, és 1961-ben a legkevesebb, csupán 354 mm. A Zempléni-hegységet tekinthetjük a három vizsgált hegység közül a legszárazabbnak, 596 mm csapadék hullott átlagosan, amelyhez 139-es szórás társul.

BERKI (1993) kutatása során az aszály szerepére kereste a választ a tölgypusztulásban, vizsgálatait az Északi-középhegységben és a Dunántúlon végezte. Az Északi-középhegység 17 mérőállomás csapadéksorát vizsgálta 1941-től 1990-ig, mely során azt tapasztalta, hogy az 1970-es évektől elmaradnak 700 mm feletti csapadékösszegek, az 1980-as évektől pedig már a 600 mm feletti éves csapadékösszegek is hiányoznak. Az általunk vizsgált adatsorok esetében csupán lecsökkent a 70-es évektől a 700 mm feletti csapadékösszegű évek száma, ahogyan a 80 évektől a 600 mm feletti csapadékösszegű évek száma is.



66. ábra: A Zempléni-hegység éves csapadékösszegeinek a megoszlása hisztogramon ábrázolva

A 66. ábrán bemutatott hisztogram, az előzőekkel megegyező trendet mutatja, vagyis a haranggörbe csúcsa az alacsony értéktartományokhoz közelít, majd a magas értékek felé lassú a lefutása. Az adatok nagyjából 60%-a tartozik a 465-687 mm-t felölelő 2 kategóriába. A vizsgált periódusban csupán egy 1000 mm-t meghaladó csapadékösszegű év fordult elő, ezzel szemben 16 olyan év, amikor a csapadék összeg nem érte el az 500 mm-t.



67. ábra: A Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni hegységben vizsgált korcsoportok átlagos romlottsága, valamint a területek elmúlt 100 évének átlagos csapadék összege

A 67. ábrán a három általunk vizsgált hegység átlagos romlottságát ábrázoltam együtt a hegységek átlagos csapadékmennyiségével. Fontos megjegyezni, hogy a csapadékmennyiség

mellett hasonlóan fontos annak az éves eloszlása, ám ezt most nem vettük figyelembe. A két adatsor egymásra illesztése után elmondható, hogy a nagyobb mennyiségű csapadék mellett nagyobb kisebb mértékű romlottságot tapasztaltunk a Kőszegi-hegységben, míg a Zempléni-hegység egészségi állapotát annak ellenére jobbnak találtuk, mint a Börzsönyét, hogy ott mérték a legalacsonyabb csapadékösszegeket.

A kapott eredmények alátámasztják azt a tényt, hogy a korhasztó gombák megtelepedésüknek és kolonizációjuknak a nedves környezetet részesítik előnyben (PAPP, 2010). Habár az optimális környezeten felül a sérülések lehetnek a gócpontjai a gomba károsításoknak, hiszen sok kórokozó és minden törzsön belüli korhasztó gomba is csak a sérüléseken keresztül tud a növény belsejébe jutni (FEHÉR, 2003).

## 6 Következtetések, javaslatok

A korhadtság vizsgálata során számos következtetés levonására nyílt lehetőség a hegységek, korszoportok és rétegek közötti trend megfigyelésével.

A három hegység közül a legalacsonyabb romlottságot a Kőszegi-hegységben mértem, ami egyben a legcsapadékosabb hegység is volt a vizsgált területek között, és bár a vizsgált időszak alatt a csapadék mennyisége enyhén csökkent, a szórás értékek itt voltak a legalacsonyabbak. Ezek alapján feltételezhető, hogy a hasonlóan csapadékos hegységekben a csapadék mennyiségének a csökkenése kisebb szórás értékek mellett, még nem okozza a *Quercus petraea* állományok egészségi állapotának a romlását.

Ezzel szemben a Börzsönyben, ahol nagyjából 80 mm-rel volt alacsonyabb a vizsgált időszak átlagos csapadékmennyisége, az állományok egészségi állapota mégis a legrosszabb volt. A vizsgált időszak alatt viszont a 600 mm alatti csapadékösszegű évek száma jelentős (5-szöröse) volt a Kőszegi-hegységben tapasztaltakhoz képest, melyek vitalitáscsökkenést okozhattak az állományokban (STOJANOVIC et al., 2015; THOMAS et al., 2002). A klímaváltozás hatására a tenyészidőszak megnövekedhet (MENZEL & FABIAN, 1999), amely az erdő produktivitását is növelheti (PRETZSCH et al., 2014). Az így létrejövő szélesebb évgűrűk érzékenyebben reagálnak a korhasztógombákra (TRENVIK, 2016b). A fentiek alapján feltételezhető, hogy a jövőben a korhasztó gombák által okozott kártételek növekedni fognak. Így a csapadékosabb hegységek *Quercus petraea* állományai esetében is előfordulhat egészségi állapot leromlás, ha gyakrabban fordulnak elő aszályos időszakok. Ezt a feltételezést támasztják alá a tölgypusztulást érintő kutatási eredmények is (CSÓKA et al., 2007; CSÓKA et al., 2009; VAJNA, 1989,1990).

A Zempléni-hegység vizsgált területein volt a legalacsonyabb az éves csapadékmennyiség, ám a romlottsági adatok mégis alacsonyabbak voltak, mint a Börzsöny esetében. Ez egyrészt azzal is magyarázható, hogy a korhasztógombák életfeltételeinek kevésbé kedveznek a szárazabb területek, valamint, hogy a *Q. petraea* is adaptálódik a szárazabb klímához. Így előfordulhat, hogy a *Q. petraea*-nak az alsó szárazsági határon fekvő állományai az előrejelzettnél kevésbé érzékenyen fognak reagálni a csapadékviszonyok változására.

A FAKOPP 3D Akusztikus Tomográfia segítségével pontosan meg tudtam határozni, az egyes mintafákat érintő korhadás mértékét és elhelyezkedését. Ezért úgy vélem, hogy a hazai fő állományalkotó fajoknál hasonló vizsgálatokkal még pontosabb képet kaphatnánk azok egészségi állapotáról.

A vizsgálatok során a legidősebb 100 éves állományok egészségi állapota volt a legrosszabb, amely egyben azt is jelenti, hogy az időjárási szélsőségekre ezek az állományok reagálhatnak a

legérzékenyebben. Ez szintén felveti a lehetőségét, hogy a FAKOPP-ot az időjárási szélsőségeknek jobban kitett területek esetében használják, mintegy kockázat felmérés gyanánt, hogy az állományok sérülékenységét megbecsülhessék.

A szimilaritás vizsgálatok során a hegységek azonos korú állományainak az összevetésekor viszonylag alacsony hasonlósági értékeket tapasztaltunk, habár az állományok kijelölése standard paraméterek bevezetése mellett történt, és valamennyi állományban a *Q. petraea* volt a domináns fafaj. Mégis elmondható, hogy a klimatikus és geológiai tényezők, valamint az erdészeti kezelések nagyban befolyásolják az állományokban előforduló fajok körét, még akkor is, ha hasonló társulásokról van szó.

A diverzitás vizsgálatok során a Börzsöny vizsgált területein volt a diverzitás értéke a legmagasabb, ugyanakkor a csapadék mennyisége is jelentős volt. Viszont a Zempléni-hegység érintett állományai esetében nem csak a diverzitás mértéke volt mindhárom szintben alacsonyabb, de az átlagos csapadék mennyiség is elmaradt a börzsönyi területektől közel 100 mm-rel. Így feltételezhető, hogy a szubmontán kocsánytalan tölgyesek diverzitását negatívan befolyásolhatja a csapadékösszegek csökkenése.

Az ökológiai mutatók esetében a relatív hőigény volt az egyik kategória, amelyik feltételezhetően erősebben leszűkíti az egyes területeken megjelenő fajok számát, mivel csak néhány kategóriában szerepeltek fajok. SZMORAD (2011) munkája során a Soproni-hegység erdeit vizsgálta, és azt tapasztalta, hogy az 1959-es felméréshez képest 1997-re a montán túlevelű erdők övére (4) jellemző fajok dominanciája eltolódott a montán lomblevelű erdők övére (5) jellemző fajok dominanciája felé. Jelen kutatás eredményei is azt mutatják, hogy mindhárom hegység gyepszintjében a montán lomblevelű erdők övére (5) jellemző fajok voltak a leggyakoribbak. Számos faj északi elterjedési határa a klímaváltozás hatására felfelé tolódik, ennek köszönhető, hogy a melegebb klímát kedvelő fajok száma megnövekedett. Ugyanakkor ez a kocsánytalan tölgyesek gyepszintjét alkotó fajok körének a megváltozását is jelzi, melyből így eltűnhetnek a hűvösebb klímát kedvelő fajok.

A talajtani vizsgálataink során mindhárom hegységben erősen humuszos, barna erdőtalajokat találtunk, a humusztartalom átlagosan 6,19% volt, amely alátámasztja HEFLER (2020) eredményeit, aki a magyarországi erdők humusztartalmának növekedéséről számolt be ([http10](http://10)). Ennek egyik oka a tarvágásokban keresendő, hiszen a tarvágott erdő helyén létrejövő nyíltabb, melegebb és szárazabb körülmények, a szervesanyagok gyorsabb lebontását eredményezik.

A mintaterületeinken a talajok kálium-kloridos pH tartalmának a vizsgálata során többnyire savanyú talajokat találtunk. A makroelemek hasznosíthatósága szempontjából a pH 6-7-es



tartomány lenne az optimális. A légszennyezés nyomán fellépő savas ülepedés egyik következménye az erdei talajok savanyodása. A kutatási eredmények is valószínűsítik a tölgypusztulás egyik okaként meghatározott talajsavanyodást, melyet a hosszabb-rövidebb ideig tartó aszályos periódusok is súlyosbítanak.

## 7 Új tudományos eredmények

Az új tudományos eredményeimet az alábbi pontokban szedtem össze:

1. A korcsoportok FAKOPP műszerrel történt vizsgálata során megállapítottam, hogy a 100 éves *Quercus petraea* állományok egészségi állapota a legrosszabb, valamint a Kőszegi-hegység *Quercus petraea* állományai a legjobb egészségi állapotúak.
2. A műszeres mérések segítségével el tudtam különíteni az idős állományokat azok eredete szerint azáltal, hogy a sarj és a mag eredetű állományok romlottsági mintázatát meghatároztam és összehasonlítottam.
3. A műszeres mérések két egymást követő évben, ugyanazon faegyedeken történő ismétlésével megállapítottam, hogy a *Quercus petraea* korhadtságának mértéke évente átlagosan 1%-kal növekszik.
4. A *Quercus petraea* klímaadaptációját jelezheti, hogy a legszárazabb területeken nem a legmagasabb romlottsági értékeket mértem.
5. A három hegység korcsoportjainál a fajkészletek összehasonlításához a Sørensen-index egy általam módosított verzióját használtam, amely nem csak 2, hanem 3 csoport összehasonlítására is alkalmas.

## 8 Összefoglalás

Az IPCC 2018-ban kiadott tematikus jelentése 1,5-2 °C-os globális hőmérséklet-emelkedést prognosztizál. Azonban a hazai éghajlat modellezések alapján Magyarországon ennél nagyobb átlagos hőmérséklet emelkedés várható, így az átlagosnál jobban melegező régiókhoz tartozunk. A klímamodellek a hőmérsékletemelkedés mellett az extrém időjárási események egyre gyakoribbá és intenzívebbé válását jósolják. Az élőlények az éghajlati átlagok változásánál sokkal nehezebben alkalmazkodnak a szélsőséges klimatikus eseményekhez. A hőmérsékletemelkedés és az egyre szárazabbá váló klíma valószínűleg a fajok elterjedési határait is érinteni fogja. Az élőlények klímaváltozásra adott válaszainak kutatásában a legnagyobb nehézséget az adja, hogy az élővilág válaszai régióként és fajonként eltérőek lehetnek. Legérzékenyebben feltehetően a klimatikusan meghatározott zónák fognak reagálni a klímaváltozásra. A Kárpát-medence ökoszisztémáit a hőmérséklet emelkedés mellett a csapadék viszonyok megváltozása veszélyezteti leginkább. Az aszályos periódusok komoly veszélyt jelentenek az erdei életközösségek egészségi állapotára. Korábbi vizsgálatok már bizonyították, hogy ilyenkor az állományok egészségi állapota leromlik, ennek következtében gyérülés vagy akár a fiatalabb állományok teljes pusztulása is bekövetkezhet. Hazánkban a *Quercus petraea* számára optimális klímater jelentősen beszűkülhet, kutatások szerint az állományok 80-100%-a is a számukra optimális klímateren kívülre eshet 2050-re. A hazánkban megjelenő tölgypusztulás fő okaként is az aszályos periódusokat jelölték meg a kutatók, amikor a vízhiány hatására legyengült fákon tömegesen jelennek meg lombfogyasztó rovarok és parazita gombák.

Az előbbieket miatt választottuk kutatási témának a magyarországi kocsánytalan tölgyesek vizsgálatát. A *Quercus petraea* esetében számos adattal rendelkezünk a hazai állományokat ért károsodásokról, többek között az EVH (Erdővédelmi Hálózat) és az erdővédelmi kárbejelentő lapok rendszerének köszönhetően, ám ezek a felmérések becslésen alapuló módszerekkel határozzák meg a károsodás mértékét. Így kutatómunkánk ebből a szempontból is hiánypótlónak tekinthető, hiszen a műszeres mérések segítségével ki tudjuk küszöbölni az emberi szubjektivitásból eredő hibákat.

Vizsgálataink fő célkitűzései az alábbiak voltak:

- meghatározni és összehasonlítani a *Quercus petraea* korhadtságát a Kárpát-medence három hegységében, amelyek egy Ny-K-i transzsekt mentén helyezkednek el,
- meghatározni és összehasonlítani a *Quercus petraea* korhadtságát 5 különböző korcsoportban, mind a 3 kiválasztott hegységben,

- a *Quercus petraea* egészségi állapotának kiértékelése az egyes korcsoportokban, valamint hegységekben,
- cönológiai felvételezés készítése a 3 hegység 5-5 különböző korcsoportjában,
- a cönológiai felvételezések eredményeinek kiértékelése szimilaritás, diverzitás, szociálmagatartás-típusok és relatív ökológiai mutatók alapján,
- a csapadékadatok összegyűjtése és kiértékelése a vizsgált területeken,
- a legfontosabb talajtani paraméterek kiértékelése a vizsgált területeken.

A méréseinket Magyarországon, egy több mint 300 km hosszú nyugat-keleti traszszekt mentén végeztem el, a Kőszegi-hegységben, a Börzsönyben és a Zempléni-hegységben. Valamennyi hegységben 5-5 korcsoportot választottam ki a vizsgálataink helyszínéül, melyek 20, 40, 60, 80 és 100 évesek voltak. Annak érdekében, hogy az adatok egymással összevethetőek legyenek standard paraméterek mentén jelöltem ki a vizsgálni kívánt állományokat. Minden korcsoportot 1-1 erdőrészlet képviselt, melyek 400 méteres tengerszint feletti magasságban terülnek el, déli kitettségű hegyoldalon, aminek a lejtőszöge 2-17° között változik, illetve a *Quercus petraea* dominál bennük. Az állományokon belül 20×20 méteres kvadrátokat jelöltem ki a cönológiai felmérésekhez, majd a kijelölt kvadrát sarokpontjaihoz, illetve középpontjához legközelebb eső kocsánytalan tölgyet választottam mintafának, így kvadrátonként 5-5 mintafával dolgoztam. A kijelölt faegyedeken a FAKOPP 3D Akusztikus Tomográf segítségével végeztem méréseket. Annak érdekében, hogy a korhadtság pontos helyét és méretét meg tudjam határozni 5 rétegben készítettem felvételeket (40, 80, 120, 160 és 200 cm). 2015-ben és 2016-ban is 10-10 mintafával dolgoztam erdőrészletenként, ám az első évben végzett 5 mintafa méréseit 2016-ban megismételtem, hogy következtetéseket tudjak levonni a korhadás terjedésének az üteméről. Így két év alatt összesen 1500 rétegfelvételt készítettem.

A cönológiai felvételezéseket a Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység minden korcsoportjának 2-2 kvadrátjában végeztem el, mely a lombkorona-, cserje- és gyepszintre is kiterjedt.

A korcsoportok két kvadrátjának hasonlóságát a Sørensen-index segítségével vizsgáltam. Mivel ez az index két társulás hasonlóságának a kifejezésére alkalmas, de én a három hegység azonos korú állományait is szerettem volna összehasonlítani egymással, így az indexet úgy alakítottam át, hogy segítségével képes legyek 3 csoport szimilaritásának a vizsgálatára is.

Vizsgálataim során a korcsoportok szintjeinek diverzitás meghatározásához a Shannon- és a Simpson-féle diverzitás indexeket is felhasználtam. Valamint annak érdekében, hogy az eltérő

abundanciájú társulásokat diverzitásuk alapján sorba tudjam rendezni a Hill-számok módszerét is alkalmaztam.

Az állományok társulástani és vegetációdinamikai jellemzéséhez a felvételezett taxonokat szociálismagatartás-típusok és relatív ökológiai mutatók alapján értékeltem. Az ökológiai mutatók és szociálismagatartás-típusok hegységek, korcsoportok és szintek között megmutatkozó trendjét euklidészi távolság alapján elvégzett hierarchikus klaszteranalízis segítségével értékeltem ki.

Talajmintákat 2015-ben gyűjtöttem a Kőszegi-hegység, a Börzsöny és a Zempléni-hegység 5-5 korcsoportjának 3-3 különböző kvadrátjából, a talaj felső 0-10 cm-es rétegéből. A talajmintákat a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszékének talajtani (jelenlegi nevén: MATE Talajtani Tanszék) laboratóriumában elemezték. A humusz tartalmat, a pH-t (KCl) valamint a kötöttséget értékeltem ki a jelen dolgozatban.

A csapadék adatsorokat 1951-től gyűjtöttem össze a mintaterületeinkhez legközelebb eső állomásokról.

A statisztikai kiértékeléshez a MINITAB statisztikai programot, illetve az R statisztikai programcsomagot használtam fel.

A korhadtság statisztikai kiértékelése alapján a Kőszegi-hegység állományait találtam a legjobb egészségi állapotban, valamint a csapadékadatok alapján ezek a területek voltak a legcsapadékosabbnak. Habár a csapadékmennyisége a vizsgált időszak alatt csökkent, ám közben a szórás alacsony maradt. Úgy tűnik, hogy a csapadék ilyen ütemű és mértékű változása nem okozza az állományok egészségi állapotának a leromlását. A Börzsönyi területek szintén csapadékban gazdagok voltak, bár elmaradtak a Kőszegi-hegységben mért adatoktól, mégis a romlottság mértéke itt volt a legmagasabb. Ebben szerepet játszhatott, hogy gyakoriak voltak az aszályos évek, melyek az állományok vitalitásának a csökkenését okozzák. Ehhez kapcsolódik, hogy a klímaváltozás hatására a tenyészidőszak kitolódik, ami az erdő produktivitását is fokozza. A csapadékosabb éghajlat és a hosszabb tenyészidőszak hatására szélesebb évgyűrűk jönnek létre, amelyek érzékenyebben reagálnak a korhasztó gombák által okozott kártételekre. A Zempléni-hegység esetében hullott a legkevesebb csapadék, ám a romlottsági értékek mégsem itt voltak a legmagasabbak. Valószínűleg a korhasztógombák számára sem kedvező a szárazabb környezet, ugyanakkor az alacsonyabb korhadtság a *Quercus petraea* adaptálódását is jelezheti a szárazabb klímához.

A három hegység korcsoportjainak az összehasonlítása során mindhárom hegység esetében a 100 éves állomány egészségi állapotát találtam a legrosszabbnak. Néhány fiatalabb állomány romlottsága magasabb volt a tőle idősebb korcsoportokénál egy-egy hegységen belül, hiszen a művelés során az állományok egészségi állapota jelentősen javítható a beteg fák eltávolításával,

ugyanakkor maguk az erdőművelési munkák is indukálhatják az egészségi állapot leromlását a keletkező sebzéseken keresztül.

Az idősebb állományokban az egyes mintafák rétegfelvételeinek az értékelése során azt tapasztaltam, hogy a fák romlottsági mintázata elkülöníthető az alapján, hogy sarj- vagy mageredetűek voltak. A sarj eredetű kocsánytalan tölgyek esetében a korhadás a korábbi tuskó felől indult meg, majd a törzs magasabban fekvő rétegei felé csökkent. Ezzel szemben a mag eredetű idős állományok esetében a korhadás a kéreg felől indult és jellemzően a magasabban fekvő rétegeket érintette. Ilyen volt a Börzsönyi 100 éves korcsoport, míg a Zempléni 100 éves korcsoport sarj eredetét a mérések alapján is igazoltam.

Az ismétlőmérések eredményeinek a kiértékelése során már egy év elteltével a korhadtság növekedését tudtam megállapítani, mely a három hegység valamennyi korcsoportjának a figyelembevételével 1% volt. Ez az érték a hegységek 100 éves állományaiban már 2,25% volt, mely érték felhívja a figyelmet a vágásérett állományok érzékenységére.

A cönológiai felvételezések során a lombkoronaszintben a kocsánytalan tölgy dominanciáját figyeltem meg. A főkomponens analízis során is elkülönült a többi fafajtól, amely arra utal, hogy jelenléte a többi fafaj borítottságát negatívan befolyásolja, amely hazai viszonyok között egyáltalán nem ritka.

A szimilaritás vizsgálatok során a lombkoronaszintben tapasztaltam a legnagyobb hasonlóságot, ám ahogy nőtt az előforduló fajok száma a cserje- és gyepszintben, úgy csökkent a szimilaritás. A korcsoportok két kvadrátjának a vizsgálata során magasabb hasonlósági értékeket tapasztaltam, mint a három hegység azonos korú korcsoportjainak az esetében. A szimilaritás csökkenése részben a fajszám növekedésével magyarázható, részben pedig azzal, hogy a három halmaz metszete nem lehet nagyobb, mint kettőé.

A diverzitás vizsgálatok során valamennyi szint esetében a Börzsönyi állományok diverzitása volt a legmagasabb, melyet a lombkorona- és a cserjeszint esetében a Kőszegi-hegység majd a Zempléni-hegység állományai követtek, azonban a gyepszint esetében a Kőszegi-hegység diverzitása volt alacsonyabb.

Szociálistmagatartás-típusok esetében mindhárom hegység lombkoronaszintjében a kompetitor fajok domináltak. A cserje- és gyepszint esetében viszont a generalista és a természetes zavarástűrő fajok magas aránya volt jellemző. Az ökológiai mutatók kiértékelése során az egyes mutatókon belüli kategóriák számából arra következtettünk, hogy a relatív hőigény (TB), a relatív vízigény (WB) és relatív talajreakció (RB) erősebben limitálja a fajok megjelenését, mint a relatív nitrogénigény (NB) vagy a relatív fényigény (LB).

## 9 Summary

The 2018 IPCC Thematic Report predicts a global temperature rise of 1.5-2°C. However, based on national climate modelling, Hungary is expected to experience a higher average temperature rise than this, putting us in the category of regions with above-average warming. In addition to the temperature increase, climate models predict that extreme weather events will become more frequent and intense. Living organisms adapt to extreme climatic events much more difficult than the change in climate averages. Rising temperatures and increasingly arid climates are likely to affect species' ranges. The main difficulty in studying the response of organisms to climate change is that responses can vary between regions and species. The most sensitive responses to climate change are likely to be in climatically defined zones. In the Carpathian Basin, ecosystems are most vulnerable to changes in precipitation patterns in addition to temperature increases. Periods of drought pose a serious threat to the health of forest communities. Previous studies have already shown that the health of stands deteriorates during these periods, leading to thinning or even complete mortality of younger stands. In our country, the optimum climate space for sessile oak may be significantly reduced, with research suggesting that 80-100% of stands may fall outside their optimum climate space by 2050. The main cause of oak mortality in Hungary has also been identified by researchers as drought periods, when herbivorous insects and parasitic fungi appear in large numbers on trees weakened by water shortages.

For these reasons, I have chosen to investigate the Hungarian sessile oaks. In the case of sessile oak, I have a lot of data on damage to Hungarian stands, including data from the EVH (Forest Protection Network) and the Forest Protection Damage Report Forms system. However, these surveys use estimation-based methods to determine the extent of damage. Thus, my research can be seen as a missing link in this respect, as instrumental measurements can help to eliminate errors due to human subjectivity.

The main objectives of our studies were:

- to determine and compare the rotting of sessile oak in three mountain ranges of the Carpathian Basin along a west-east transect,
- to determine and compare the rotting of sessile oak in 5 different age groups in all 3 selected mountain ranges,
- to evaluate the health status of the sessile oak in each age group and mountain range,

- phytosociological sampling in 5 different age groups in the 3 mountains,
- evaluation of the results of the phytosociological sampling on the basis of similarity, diversity, social behaviour types and relative ecological indicators,
- collection and evaluation of precipitation data in the study areas,
- evaluation of the main soil parameters in the study areas.

The measurements were carried out in Hungary, along a more than 300 km long west-eastern transect in the Kőszeg, Börzsöny and Zemplén Mountains. In all mountain ranges, 5-5 age groups were selected as study sites, aged 20, 40, 60, 80 and 100 years. In order to make the data comparable, I selected the stands to be studied according to standard parameters. Each age class was represented by 1 forest subcompartment, located at an altitude of 400 m above sea level, on a south-facing hillside with a slope angle varying between 2° and 17° and dominated by sessile oak. Within the stands, quadrats of 20x20 m were designated for the phytosociological samplings, and the sessile oak closest to the corners or centre of the designated quadrat was selected as the sample tree. Thus 5-5 sample trees per quadrat were used. The selected trees were measured using the FAKOPP 3D Acoustic Tomograph. In order to determine the exact location and extent of the decay, 5 layers were measured (40, 80, 120, 160 and 200 cm above the ground level). In 2015 and 2016, 10-10 sample trees were used per forest subcompartment, but the measurements of 5 sample trees in the first year were repeated in 2016 to draw conclusions on the rate of decay spread. Thus, a total of 1500 tomography images were taken over two years.

The phytosociological samplings were carried out in 2-2 quadrats of each age group of the Kőszeg, Börzsöny and Zemplén Mountains, covering canopy, shrub and ground layers.

The similarity of the two quadrats of the age groups was assessed using the Sørensen index. Since this index is a measure of the similarity of two associations, but I also wanted to compare stands of the same age in the three mountain ranges, I adapted the index to be able to test the similarity of 3 groups.

The Shannon's and Simpson's diversity indices were also used to determine the diversity of age-groups' layers. In order to rank the different abundances of the different associations according to their diversity, the method of Hill's numbers was also applied.

To characterise the assemblages in terms of association and vegetation dynamics, the taxa recorded were evaluated according to social behaviour types and relative ecological indicators.



The trends of ecological indicators and social behaviour types among mountains, age groups and layers were evaluated using hierarchical cluster analysis based on Euclidean distance.

Soil samples were collected in 2015 from 3-3 different quadrats of the 5-5 age groups of the Kőszeg, Börzsöny and Zemplén Mountains, from the top 0-10 cm of the soil. The soil samples were analysed in the soil laboratory of the Department of Soil Science and Agrochemistry of Szent István University. Humus content, pH (KCl) and physical characteristic were evaluated in this paper.

Precipitation data series were collected from 1951 from the nearest stations to our sample plots.

For the statistical evaluation the statistical software MINITAB and the statistical software package R were used.

Based on the statistical evaluation of rotting, the stands of the Kőszeg Mountains were found in the best health, and based on precipitation data, these areas were the most precipitated. Although precipitation decreased during the period under study, the variance remained low. This rate and magnitude of change in precipitation does not appear to be causing a decline in stand health. The Börzsöny sample areas were also rich in precipitation, although they were lower than in the Kőszeg Mountains, but the rate of decay was still the highest here. This may have been due to the frequent years of drought, which cause a decline in the vitality of the stands. This is linked to the fact that climate change is leading to a longer growing season, which also increases forest productivity. A wetter climate and a longer growing season are leading to wider annual rings, which are more sensitive to damage by wood-decay fungi. The Zemplén Hills have the lowest precipitation, but the highest levels of decay were not found here. It is likely that the drier environment is not favourable for the wood-decay fungi either, but the lower decay rates may also indicate the adaptation of *Quercus petraea* to the drier climate.

When comparing the age groups of the three mountain ranges, the health of the 100-year-old population was found to be the worst in all three mountains. Some stands showed higher deterioration than their older age groups within a mountain range, since the health of stands can be significantly improved by removing diseased trees during cultivation. But the forestry operations themselves can also induce deterioration of health through the resulting wounds.

In the older stands, the assessment of the tomography of each sample tree showed that the decay pattern of the trees could be distinguished by whether the trees were either coppice shoot or

seedling stands. In the case of the sessile oaks of coppice shoot, the decay starts from the earlier stump and then decreases towards the higher layers of the trunk. In contrast, in the case of older stands of seedling stands, decay starts in the bark and typically affects the higher layers. This was the case for the 100-year-old age group in Börzsöny, while the 100-year-old age group in Zemplén was confirmed by measurements to be of coppice shoot.

The results of the repeat measurements showed an increase in decay after only one year, which was 1% for all age groups in the three mountain ranges. This value was already 2.25% in the 100-year-old stands in the mountain ranges, which highlights the sensitivity of stands susceptible to cutting.

During the phytosociological sampling, a dominance of sessile oak was observed in the canopy. It was also isolated from the other tree species in the PCA analysis, suggesting that its presence negatively affects the canopy cover of the other tree species, which is not at all uncommon in the Pannonian Basin.

In the similarity analyses, the highest similarity was observed at the canopy layer, but as the number of species present at the shrub and grassland layer increased, the similarity decreased. I found higher similarity values for the two quadrats of age groups than for the age groups of the same age in the three mountains. The decrease in similarity can be explained partly by an increase in the number of species and partly by the fact that the intersection of the three sets cannot be larger than that of two

In the diversity analyses, the highest diversity was found in the stands of the Börzsöny Mountains for all layers, followed by the stands of the Kőszeg Mountains for canopy and shrub species, and then the Zemplén Mountains, but the lowest diversity was found in the Kőszeg Mountains for the grassland layer.

In terms of social behaviour types, the canopy layer of all three mountain ranges was dominated by competitor species. For the shrub and grassland layer, however, a high proportion of generalist and natural disturbance tolerant species was characteristic. In the evaluation of the ecological indicators, the number of categories within each indicator suggested that relative heat demand (TB), relative water demand (WB) and relative soil reaction (RB) were more limiting for species than relative nitrogen demand (NB) or relative light demand (LB).

## 10 Mellékletek

### M1 Felhasznált irodalmak

- ÁCS F., MIHAILOVIC D.T., RAJKOVIC B. (1991): A Coupled Soil Moisture and Surface Temperature Prediction Model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 30 (6) 812–822 p.
- AAS G. (2002): *Quercus petraea* (Mattuschka) Lieblein, Traubeneiche. In: ROLOFF A, WEISGERBER H, LANG U, STIMM B, SCHÜTT P (Szerk.): Enzyklopädie der Holzgewächse. *Handbuch und Atlas der Dendrologie*. Wiley-VCH. 2002.
- ACZÉL J., DARÓCZY Z. (1975): On measures of information and their characterization. *Mathematics in Science and Engineering*. Academic Press, New York. 115:234 p.
- ÁDÁM L., MAROSI S. (Szerk.) (1975): A Kisalföld és a Nyugat-Magyarországi-peremvidék. Akadémiai Könyvkiadó. Budapest, 362-364 p.
- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D.D., HOGG E.H., GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANGM Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.H., ALLARD G., RUNNING S.W., SEMERCI S., COBB N. (2010): A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*. 259: 660–684 p.
- AL-QUDAH S. K. (2017): A study of the AIAG measurement system analysis (MSA) method for quality control. *Journal of Management & Engineering Integration*, 10(2), 68-80. p.
- AMATEIS R. L., BURKHART H.E. (2015): Use of the Fakopp TreeSonic acoustic device to estimate wood quality characteristics in loblolly pine trees planted at different densities. In Proceedings of the 17th biennial southern silvicultural research conference. e-Gen. Tech. Rep. SRS-203. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station. 5 p.
- AUSSENAC G., (2000): Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*. 57, 287-301 p.
- AVDEEV Y. M. (2015): Vnutrividovoe bioraznoobrazie kak faktor ustoichivosti, kachestva i fitosanitarnogo sostoyaniya drevesnih ekosistem [Intraspecific biodiversity as a factor of stability, quality and the phytosanitary status of tree ecosystems]. In collection: Actual problems and prospects of developing the timber industry complex Collection of scientific works of the III International Scientific Technical Conference. 54-55.p.
- AVDEEV Y. M. (2017): Ekologicheskaya otsenka svoystv fitotsenozov v razlichnih lesorastitel'nykh usloviyakh. Environmental assessment of the properties of plant communities in various forest conditions. *Bulletin of the Kras.SAU*, 10: 108-114.
- AVDEEV Y. M. (2018a): Dendrometricheskie pokazateli derevev razlichnih ekologicheskikh form v urboekosistemah [Dendrometric values of trees of various ecological forms in urban ecosystems.] *Bulletin of the Kras.SAU*, 1 (136) 177-181.p.
- AVDEEV Y. M. (2018b): Vliyanie rubok uhoda na produktivnost i kachestvo drevostoev v taezhnoi zone [The influence of improvement felling on the productivity and quality of forest stands in the taiga zone]. *New technology*, 1: 110-114.p.
- BACSO N. (1959): Magyarország éghajlata. - Akadémiai Kiadó, Budapest. 302 p.

- BADER P., JANSSON S., B. G. (1995): Wood-inhabiting fungi and substratum decline is selectively logged boreal spruce forests. *Biological Conservation*, 72. 355-362. p.
- BALMORI J.A.; ACUÑA L.; BASTERRA L.A. (2016): Estudio de la influencia de la dirección de la fibra en la velocidad de propagación de ultrasonidos (Fakopp) en madera estructural de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus radiata* D. Don. (Grain angle influence on ultrasound velocity (Fakopp) on *Pinus sylvestris* L. and *Pinus radiata* D. Don structural timber). In Proceedings of the Congreso Euro-Americano REHABEND 2016. Burgos, Spain. 746-755 p.
- BARTHA D. (2004): Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 301p.
- BARTHA D. (Szerk.) (1994): A Kőszegi hegység vegetációja. Erdészeti és Faipari Egyetem, Sopron 1994. 64-99 p.
- BARTHA D., NAGY L., OROSZI S (szerk) (2014): Vadregényes erdőtáj a Börzsöny. Ipoly Erdő Zrt., Balassagyarmat. 15-197 p.
- BARTHOLY J. BOZÓ L. (2001): Magyarország éghajlati atlasza, OMSZ, Budapest, 107 p.
- BARTHOLY J., PONGRÁCZ R. (2005): Néhány extrém éghajlati paraméter globális és a Kárpát-medencére számított tendenciája a XX. században. *AGRO-21 Füzetek*, 40: 70-93 p.
- BARTHOLY J., PONGRÁCZ R. (2007): Regional analysis of extreme temperature and precipitation indices for the Carpathian Basin from 1946 to 2001. *Global and Planetary Change*, 57: 83-95 p.
- BARTHOLY J., PONGRÁCZ R., PIECZKA I., KARDOS P., HUNYADY A. (2009): Analysis of expected climate change in the Carpathian Basin using a dynamical climate model. *Lecture Notes in Computer Science*, 5434: 176– 183 p.
- BENKŐ Z. R. (1993). Tokaj-Hegyalja természeti értékei: összegzés a feladatsorok és a feladatsorok megoldása alapján. *Iskolakultúra*, 3(3-4), 108-111 p.
- BÉRES CS., FENYVESI A., RASCHI A., RIDDER H. W. (1998): Field experiment on water transport of oak trees measured by computer tomograph and magnetic resonance imaging. *Chemosphere*, 36: 925–930 p.
- BERKI I. (1991): Research into the cause of oak decay decline in Hungary. Proceedings of International Symposium on Ecological Approaches of Environmental Chemicals. Debrecen, 8–14 p.
- BERKI I. (1993). Az aszály szerepe a magyarországi tölgypusztulásában. *Debreceni Szemle*. 1 :103-108. p.
- BERKI I. (1995): Az Északi-középhegységi kocsánytalan tölgypusztulás néhány okának vizsgálata. Kandidátusi értekezés, Debrecen, 132 p.
- BERKI I., MÓRICZ N., RASZTOVITS E., VIG P. (2007): A bükk szárazság tolerancia határának meghatározása. In: MÁTYÁS CS., VIG P. (Szerk.) Erdő és Klíma V. Sopron, 213-228 pp.
- BERKI I., RASZTOVITS E., MÓRICZ N., KOLOZS L. (2016): The Role of Tree Mortality in Vitality Assessment of Sessile Oak Forests. *South-east European Forestry*, 7 (2): 91-97. doi: <https://doi.org/10.15177/seefer.16-14>. p.
- BESZE P., FARKAS J., MÁRTA V. (Szerk.) (1999): Pro Silva. Pro Silva Hungaria, Mátrafüred, 15 p.
- BIDLÓ A., HORVÁTH A., GÁLOS B. (2014): Változó termőhely – változatlan erdők? In.: BIDLÓ A., HORVÁTH A., SZÚCS P. (Szerk.): Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, IV. Kari Tudományos Konferencia. NymE Erdőmérnöki Kar Sopron 407 p.

- BIGLER C., BRAKER O.U., BUGMANN H., DOBBERTIN M., RIGLING A. (2006): Drought as an inciting mortality factor in Scots pine stands of the Valais, Switzerland. *Ecosystems*, 9: 330–343 p.
- BONDOR A. (Szerk.) (1987): A kocsánytalan tölgy. A Magyar Tudományos Akadémia Agrártudományok Osztályának erdészeti kismonográfia sorozata. Akadémia Kiadó, Budapest. ISBN 963-05-4512-8
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – KTM & JPTE, Pécs
- BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica*. 39: 97–181 p.
- BÖLÖNI J. (2015): Tanulmányok a félszáraz tölgyesek ökológiai viszonyairól. MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai 1. 61p.
- BRADSHAW R.H.W., HOLMQVIST B.H., COWLING S.A., SYKES M.T. (2000): The effects of climate change on the distribution and management of *Picea abies* in southern Scandinavia. *Canadian Journal of Forest Research*, 30(12): 1992-1998
- BRAUN-BLANQUET J. (1928): Pflanzensozologie. – Verlag von Julius Springer, Berlin, 330 pp.
- BRAUN-BLANQUET J. (1951): Pflanzensozologie (Zweite, umgearbeitete und vermehrte Auflage). – Springer-Verlag, Wien, 631 pp.
- BRAUN-BLANQUET J. (1964): Pflanzensozologie (Dritte, neubearbeitete und wesentlich vermehrte Auflage). – Springer-Verlag, Wien – New York, 865 pp.
- BREDA N., HUC R., GRANIER A., DREYER E. (2006): Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation processes and long-term consequences. *Annals of Forest Science* 63: 625–644 p.
- BUCUR V. (1995): Acoustics of wood. CRC Press, Boca Raton, FL, USA
- BUNCE R. (1982): Trees and Their Habitats: An Ecological Guide to Some European Trees Grown at Westonbirt Arboretum. Forestry Commission Research and Development Division, Edinburgh.
- BUSOTTI F., POLLASTRINI M. (2017): Traditional and novel indicators of climate change impacts on European forest trees. *Forests*, 8(4): 137. <https://doi.org/10.3390/f804013>
- BUZA Á. (2016): Élő fák stabilitása – az ágak és a gyökérszövet vizsgálata. Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem. Sopron. 86p.
- BUZA A.K., DIVOS F. (2016): Spruce tree fighting back – Study of honey fungus infection. *Folia Oecologica*, 42: 204–207 p.
- CHAO A., CHAZDON R. L., COLWELL R. K., SHEN T.J. (2004): A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology letters*, 8: (2) 148-159 p.
- CHUPROV N.P. (2007): The problem of dying spruce stands in forests of the Russian European North. In: Dying Spruce Forests of Arkhangelsk Region, Problems and Means of their Solution, Department of Forest Complex of Arkhangelsk Region, Arkhangelsk, Russian Federation, 66–71. p.
- CURE J. D., ACOCK B. (1986): Crop response to carbon dioxide doubling: literature survey. *Agricultural and Forest Meteorology*, (38): 127-145 p.
- CZÓBEL SZ., HORVÁTH L., SZIRMAI O., BALOGH J., PINTÉR K., NÉMETH Z., ÜRMÖSZS., GROSZ B., TUBA Z. (2010): Comparison of N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> fluxes from Pannonian natural ecosystems. *European Journal of Soil Science* 61: 671-682 p.

- CZÓBEL SZ., SZIRMAI O., NAGY J., BALOGH J., ÜRMÖS ZS., PÉLI E.R., TUBA Z. (2008): Effects of irrigation on the community composition, and carbon uptake in Pannonian loess grassland monoliths. *Community Ecology* 9: 91-96 p.
- CZÚCZ B. (2010): Az éghajlatváltozás hazai természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásainak értelmezése. Doktori (PhD) értekezés. Budapest, 2010. 167p.
- CZÚCZ B., GÁLHIDY L., MÁTYÁS CS. (2011): Present and forecasted xeric climatic limits of beech and sessile oak distribution at low altitudes in Central Europe. *Annals of Forest Science* 68(1): 99-108 p.
- CZÚCZ B., GÁLHIDY L., MÁTYÁS CS. (2013): A bükk és a kocsánytalan tölgy elterjedésének szárazsági határa. *Erdészettudományi Közlemények*, 3(1): 39-53 p.
- CSIKY, J. (2002): A Nógrád-Gömöri bazaltvidék flórája és vegetációja. PhD értekezés, Pécsi Tudományegyetem, Pécs
- CSÓKA GY.; KOLTAY A.; HIRKA A., JANIK G. (2007): Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyeseink és bükköseink egészségi állapotára. In: MÁTYÁS CS. ÉS VIG P. (Szerk.): Erdő és klíma V. kötet, Sopron, 229–239 p.
- CSÓKA GY., KOLTAY A., HIRKA A., JANIK G. (2009): Az aszályosság hatása kocsánytalan tölgyesek és bükkösök egészségi állapotára. „Klíma-21” Füzetek, 57: 64-73 p.
- DAMJANOVICS S., FIDY J., SZÖLLÖSI J. (Szerk.) (2007): Orvosi biofizika, Medicina Könyvkiadó Zrt., Budapest,
- DÁVID B. Á. (2019). Idős magas kőrös állományok egészségi vizsgálata a Farkasgyepői Erdészet területén. Diplomamunka, Nyugat-Magyarországi Egyetem. 51p.
- DEFIORIO G., FINK S., SCHWARZE F.W.M.R. (2008): Detection of incipient decay in tree stems with sonic tomography after wounding and fungal inoculation. *Wood Science and Technology*, 42: 117–132 p.
- DELATOUR C. (1983): Les dépérissements de chênes en Europe (Oak die-back in Europe). *Revue forestière française* 35 (4), 265–282 p.
- DIVÓS F., MÉSZÁROS K. (1994): Root decay detection by stress wave technique. In Proceedings of the 1st European Symposium on Nondestructive Testing, Sopron, Hungary, 21–23 September; p. 524.
- DIVOS F., DENES L., INIGUEZ G. (2005a): Effect of cross-sectional change of a board specimen on stress wave velocity determination. *Holzforschung*, 59, 230-231 p.
- DIVOS F., DIVOS P., (2005b): Resolution of Stress Wave Based Acoustic Tomography. 14th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood 2005, University of Applied Sciences, Eberswalde, Germany 2005, Published by Shaker Verlag (ISBN 3-8322-3949-9).
- DIVOS F., DIVOS P., DIVOS G. (2007): Acoustic techniques: from seedling to wood structures. In ROSS, R.J. (Szerk.). Proceedings of the 15th International symposium on nondestructive testing of wood, Sept. 10–12, 2007. Madison, Wisconsin: Forest Products Society, 3–12 p.
- DIVOS F., DIVOS P., DIVOS GY. (2008): Acoustic Technique use from Seedling to Wooden Structures, Proceedings of the 15th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood Duluth, MN, 2008
- DIVOS F., SZALAI L. (2002): Tree evaluation by acoustic tomography. In: BEALL, F.C. (Szerk.). Proceedings of the 13th International symposium on nondestructive testing of wood. University of California, Berkeley Campus, Berkeley, California, USA, August 19–20, 2002. Madison, Wisconsin: Forest Products Society, p. 251–256.
- DOBBERTIN M., RIGLING A. (2006): Pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) contributes to Scots pine (*Pinus sylvestris*) mortality in the Rhone valley of Switzerland. *Forest Pathology*, 36: 309–322 p.

- DOBBERTIN M., WERMELINGER B., BIGLER C., BUERGI M., CARRON M., FORSTER B., GIMMI U., RIGLING A. (2007): Linking increasing drought stress to Scots pine mortality and bark beetle infestations. *The Scientific World Journal*, 7: 231–239 p.
- DÖVÉNYI Z. (2010) (Szerk.): Magyarország Kistájainak Katasztere. Második, átdolgozott kiadás. MTA-Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 657-672
- DRUZSIN F. (2020): A Zempléni-hegység. Útikalauz. Budapest. 5-13 p.
- DUCOUSSO A., BORDÁCS S. (2004): EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for pedunculate and sessile oaks (*Quercus robur* and *Q. petraea*). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy. p. 6
- FALVAI D., BALTAZÁR T., CZÓBEL S. (2019): Health status analysis of Norway spruce and shrubby pine along an elevation gradient. *Columella*, (6) 29–36.p.
- FALVAI D., BALTAZÁR T., SZEGLETI ZS, CZÓBEL SZ. (2020): Investigation of the health status of *Picea abies* and *Pinus mugo* tree species in the semi-natural forest stands of the Wechsel Mountains. *Természetvédelmi Közlemények*, (26) 16–27.p.
- FALVAI D., SALÁTA D., BALTAZÁR T., CZÓBEL SZ. (2021): Instrumental Study of the Health Status of *Picea abies* [L.] Karst and *Pinus mugo* (Turra) and Their Relation to Environmental Parameters in the Eastern Alps. *Forests*, (12) 716.p doi:10.3390/f12060716.
- FEHÉR S. (2003). Mechanikai sebzések hatása az ezüst hárs (*Tilia argentea* Desf.) és a szürke nyár (*Populus x canescens* (Ait.) Smith) anatómiai, fizikai és mechanikai tulajdonságaira. Doktori értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem. 106p.
- FENG H., LI G., FU S., WANG X., (2014): Tomographic image reconstruction using an interpolation method for tree decay detection. *BioResources*, 9 (2): 3248– 3263.
- FUCHS M., SZEGI T., CSORBA Á., MICHÉLI E. (2019): A szervesanyagra vonatkozó osztályozási információk a hazai genetikus talajosztályozási rendszer útmutatóiban. *Agrokémia és talajtan*, 68 (2019) 1, 193-214 p.
- FÜHRER E., EDELÉNYI M., HORVÁTH L., JAGODICS A., JEREB L., KERN Z., MÓRING A., SZABADOS I., PÖDÖR Z. (2015): Effect of weather conditions on annual and intra-annual basal area increments of a beech stand in the Sopron Mountains in Hungary. *Időjárás*, 120(2): 127-161 p.
- FÜHRER E., KOLOZS L. (2019): Az EMMRE története és alrendszerei. EMMRE30 – A 30 éves Erdészeti Mérő- és Megfigyelő Rendszer eredményei és gyakorlati hasznosítása Konferencia. Agrárminisztérium. 2019. november 5.
- GÁLOS B., MÁTYÁS CS., JACOB D. (2012): Az erdőtelepítés szerepe a klímaváltozás hatásának mérséklésében. *Erdészettudományi Közlemények*, 2(1): 35-45 p.
- GEIGER R., ARON R.H., TODHUNTER P. (1995): The climate near the ground. Vieweg, Braunschwei, Germany. 528 p.
- GIBBS J.N., GREIG B.J.W. (1997): Biotic and abiotic factors affecting the dying back of pedunculate oak *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399-406 p.
- GREIG B.J.W. (1992): Occurrence of Decline and Dieback of Oak in Great Britain. Forestry Commission Research Information Note 214. Forestry Commission, Edinburgh
- HAJÓSY F. (1952): Magyarország csapadékviszonyai. - Magyarország éghajlata 6. - Országos Meteorológiai Intézet, Budapest. 157 p.
- HAJÓSY F., KAKAS J., KÉRI M. (1975): A csapadék havi és évi összegei Mo-on. A mérések kezdetétől 1970-ig. OMSZ, Budapest. 1975.
- HAMPE A., PETIT R.J. (2005): Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8: 461–467 p.

- HÄRDITLÉ W., NIEMEYER T., ASSMANN T., AULINGER A., FICHTNER A., LANG A., LEUSCHNER C., NEUWIRTH B., PFISTER L., QUANTE M., RIES C., SCHULDT A., VON OHEIMB G. (2013): Climatic responses of tree-ring width and  $\delta^{13}\text{C}$  signatures of sessile oak (*Quercus petraea* Liebl.) on soils with contrasting water supply. *Plant Ecology*, 214(9): 1147–156. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0239-1>
- HART S.A., CHEN H.Y.H. (2006): Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Review of Plant Sciences*, 25: 381-397 p.
- HARTMANN G. (1996): Ursachenanalyse des „Eichensterbens“ in Deutschland - Versuch einer Synthese bisheriger Befunde. In: Wulf and Kehr (Szerk.): Mitt. Biol. Bundesanst. Landu. Forstw. Berlin, H 318: 125- 151.
- HICKLER T., VOHLAND K., FEEHAN J., MILLER P.A., SMITH B., COSTA L., GIESECKE T., FRONZEK S., CARTER T.R., CRAMER W., KÜHN I., SYKES M.T. (2012): Projecting the future distribution of European potential natural vegetation zones with a generalized, tree species-based dynamic vegetation model. *Global Ecology and Biogeography*, 21:50-63 p.
- HILL M. (1973): Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54: 427-432.
- HIRKA A., KOLTAY A., KOLOZS L., SZÓCS L., CSÓKA GY., (2015): Erdeink egészségi állapota 2014-ben. *Erdészeti lapok* CL. évf. 9. szám 258-261 p.
- HLÁSNY T., MAREK T. (2008). Selected insect pests as climate change driven disturbances in forest ecosystems. In: STRELCOVA, K. et al. (Szerk). *Bioclimatology and natural hazards*. Springer, Berlin, Germany. pp. 165- 178.
- HOGG E. H., BRANDT J. P., MICHAELIAN M. (2008). Impacts of a regional drought on the productivity, dieback, and biomass of western Canadian aspen forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 38, 1373-1384 p.
- HORÁNSZKY A. (1964): Die Wälder des Szentendre-Visegráder Gebirges. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HORVÁTH A., MÁTYÁS CS. (2014): Növedékcsökkenés előrevetítése egy bükk származási kísérlet alapján. *Erdészettudományi Közlemények*, 4(2): 91-99 p.
- HORVÁTH B., LAKATOS F., MÁRKUS L., NÉMETH K., SZABÓ I., VARGA SZ., WALTERNÉ I.V., BONDOR A., TÓTH J., VARGA F. (2001): Erdővédelemtan. In: VARGA F. (szerk.) Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 2001. ISBN: 963-356-322-4
- HORVÁTH T. (2012): Versengés vizsgálatok a Soproni-hegyvidék hosszúlejárátú kísérleti területein. Doktori (PhD.) disszertáció, Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, p. 188.
- HURLBERT S. H. (1971): The non-concept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology*, 52: 577-586 p.
- IGMÁNDY Z. (1987): Die Welkeepidemie von *Quercus petraea* (Matt.) Lieb. in Ungarn (1978 bis 1986). *Österreichische Forstzeitung*, 98: 48-50 p.
- IGMÁNDY Z.; PAGONY H.; SZONTAGH P., VARGA F. (1985): A kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* MATT./Lieb) pusztulása hazánkban. *Növényvédelem*, 21(7): 311–311 p.
- ILLÉS G., KOLLÁR T., VEPERDI G., FÜHRER E. (2014): A zalai faállományok magassági növekedésének és fatermésének kapcsolata a termőhelyi tényezőkkel. *Erdészeti Tudományi Közlemények*, 4(2): 77-89 p.



- ISÉPY I. (1970): Phytozönologische Untersuchungen und Vegetationskartierung im südöstlichen Vértes-Gebirge. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 16, 59–110.p.
- JACCARD, P. (1912): The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist*, 11, 37–50 p.
- JAKUCS P. (1983): A hazai tölgyállományok egészségi állapotának ökológiai szemléletű vizsgálata. Kutatási zárójelentés. Megbízó: Zalai Erdő- és Fafeldolgozó Gazdaság (Nagykanizsa), Megbízott: KLTE Ökológiai Tsz. Témavezető Jakucs Pál. A zárójelentés elkészítésében részt vett: JAKUCS P., JUSTYÁK J., PRÉCSÉNYI I., PÓLYA L., TÓTH J. A., PAPP L., NAGY L., L. MÉSZÁROS I., PAPP M., SZABÓ L.. Kézirat, Debrecen, 1983 augusztus, 257 pp.
- JAKUCS P. (1984): A kocsánytalan tölgyek pusztulásának ökológiai magyarázata. *Az erdő* 33(8): 342-344 p.
- JAKUCS P. (1985): Az erősödő savasodás hatása a természetes élővilágra. *Magyar Tudomány* 10: 731–741 p.
- JAKUCS, P. (1986): A légköri eredetű savasodás hatása a természetes élővilágra. *Időjárás*. 90. 150-158. p.
- JAKUCS, P. (1988): Ecological approach to forest decay in Hungary. *Ambio*, 17(4): 267–274 p.
- JAKUCS P. (1990): A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése. *Fizikai Szemle*, 40: 225–232 p.
- JÁRÓ Z. (1963): Talajtípusok. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- JUHÁSZ N. P. (1975): Állandóság (konstancia). – In: STRAUB F. B. (Szerk.): Biológiai lexikon 1. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 88–89.
- JUMP A., MÁTYÁS CS., PENUELAS J. (2009): The paradox of altitude for latitude comparisons in species range retractions (review). *Trends in Ecology and Evolution*, 24(12): 694–700 p.
- KAILIDIS D.L., MARKALAS S. (1990): Dryness and the most destructive secondary bark beetle epidemic on fir in Greece. *Ecotopia*, 8: 38–41 p.
- KARÁTSÓN D. (2007): Börzsönytől a Hargitáig. Vulkanológiai tanulmányok a Kárpátok miocén-pliocén tűzhányóincából. *Typotex*, Budapest, 41-170 p.
- KASZAP A. (1976): A Börzsöny hegység vízföldtana. – OVH Vízkészletgazdálkodási Központ. Budapest. 1-15 p.
- KAUHANEN H., WALLENIUS T., KUULUVAINEN T., AAKALA T., MIKKOLA K. (2008): Extensive mortality of spruce forests in Arkhangelsk Region: satellite image analysis. In: Poster Presentation At: International Conference „Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate with Emphasis on Forest Health: A Review of Science, Policies, and Practices”, Umea, Sweden, FAO/IUFRO, 25–28 August 2008.
- KEYLOCK C. (2005): Simpson diversity and Shannon-Wiener index as special cases of a generalized entropy. *Oikos* 109: 203-207 p.
- KIMBALL B., IDSO S. B. (1983): Increasing atmospheric CO<sub>2</sub>: Effects on crop yield, water use and climate. *Agricultural Water Management*, 7(1-3): 55-72 p.
- KIRÁLY G. (2001): A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. *Tilia* 10, 181–303.p.
- KOLOZS L., STULLER Z., HORVÁTH L., ILLÉS G., KOLTAY A., MANNINGER M., SITKEY J., TOBISCH T. (2009): Erdővédelmi Mérő-és Megfigyelő Rendszer (EMMRE) 1988-2008. Kiadja a Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Központ Erdészeti Igazgatósága, Budapest

- KOLTAY A. (2011): Munkajelentés. A nemzetközi monitoring területeken (EVH II.) végzett egészségi állapot felmérések és ózonkár vizsgálatok eredményeiről. Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály, Mátrafüred
- KOLTAY A., CSÓKA GY., HIRKA A., JANIK G., MAJSAI E. (2011): Erdeink egészségi állapota 2011-ben. Jelentés a 16x16 km-es EVH hálózat alapján. Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály EVH I. jelentés, Mátrafüred
- KOLTAY A., CSÓKA GY., HIRKA A., JANIK G., MAJSAI E. (2015): Erdeink egészségi állapota 2014-ben. Jelentés a 16x16 km-es EVH hálózat alapján. Erdészeti Tudományos Intézet, Erdővédelmi Osztály EVH I. jelentés, Mátrafüred
- KONCZ G. (2013). Cseres-tölgyes erdők (Síkfőkút projekt és Vár-hegy) lágyszárú növényzet és magkészség vizsgálata. Egyetemi doktori (PhD) értekezés. Debreceni Egyetem. 94p.
- KOTROCZÓ ZS., KRAKOMPERGER ZS., KONCZ G., PAPP M., R. D. BOWDEN, TÓTH J. A. (2007): A Síkfőkúti cserestölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása. *Természetvédelmi Közlemények*, 13: 93–99.
- KRAMER K., DEGEN B., BUSCHBOM J., HICKLER T., THUILLER W., SYKES M.T., DE WINTER W. (2010): Modelling exploration of the future European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change-range abundance genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management*, 259: 2213-2222 p.
- KRAMER P. J. (1981): Carbon dioxide concentration, photosynthesis and dry matter production. *Bio Science*, 31: 29-33 p.
- KROTOV N.S. (2007): On problems of spruce forest mortality in the Arkhangelsk Region. In: Dying Spruce Forests of Arkhangelsk Region. Problems and Means of their Solution, Department of Forest Complex of Arkhangelsk Region, Arkhangelsk, Russian Federation, 6–11 p.
- KUN A. (2000): Összehasonlító vizsgálatok a hárshegyi homokkő növénytakaróján. *Tilia* 9, 60–127.p.
- LAKATOS F., MOLNÁR M. (2009): Mass Mortality of Beech (*Fagus sylvatica* L.) in South-West Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, Vol. 5: 75-82 p.
- LANDMANN G., DREYER E. (2006): Impacts of drought and heat on forest. Synthesis of available knowledge, with emphasis on the 2003 event in Europe. *Annals of Forest Science*, 3(6): 567–652 p.
- LÉGRÁDY G., VOJTKÓ A. (2002). Talajadottságok az Északi-középhegység egyes védett területein. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*, 26, 105-114. p.
- LÉGRÁDY GY., KÁRÁSZ G., VARGA I., HANGYEL, I. L., NAÁR,Z. (1995). Néhány hazai zonális erdőtársulás talajának összehasonlító vizsgálata. *Folia historico-naturalia Musei Matraensis*, 20, 51-62. p
- LEINSTER T., COBBOLD. C. A. (2012): Measuring diversity: the importance of species similarity. *Ecology*, 93:477–489 p.
- LI G., WANG X., FENG H., WIEDENBECK J., ROSS R.J. (2014): Analysis of wave velocity patterns in black cherry trees and its effect on internal decay detection. *Computers and Electronics in Agriculture*, 104: 32– 39 p.
- LIANG S., WANG X., WIEDENBACK J., CAI Z., FU F., (2007): Evaluation of acoustic tomography for tree decay detection. In: Ross RJ, Wang X, Brashaw BK (Szerk.) Proceeding of the 15th international symposium on nondestructive testing of wood, University of Minesota Duluth and USDA Forest Products Laboratory Madison, USA 2007, 48–54 p.
- LINDER M., MAROSCHEK M., NETHERER S., KREMER A., BARBATI A., GARCIA-GONZALO J., SEIDL R., DELZON S., CORONA P., KOLSTROM M., LEXER M.J.,

- MARCHETTI M. (2010): Climate change impacts adaptive capacity and vulnerability of European forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 259: 698-709 p.
- LLANA D.F., ÍÑIGUEZ-GONZÁLEZ G., DÍEZ M.R., ARRIAGA F. (2020): Nondestructive testing used on timber in Spain: a literature review. *Maderas Cienc. Tecnol.* 22: 133–156 p., <https://doi.org/10.4067/s0718-221x2020005000201>.
- LLORET F., SISCART D. (1995): Los efector demograficos de la sequia en poblaciones de encina. *Cuadernos de la Sociedad Espanola de Ciencias Forestales*, 2: 77–81 p.
- LLORET F., SISCART D., DALMASES C. (2004): Canopy recovery after drought dieback in holm-oak Mediterranean forests of Catalonia (NE Spain). *Global Change Biology*, 10: 2092–2099 p.
- LUKASHEVICH V. (2016): Forest certification in Russia: development, current state and problems. *Lesnícky časopis*, 62(1) 48-55.p.
- MAGYAR L (2008): A Kőszegi-hegység gesztenyései. *Erdészeti lapok CXLIII. évf. 12. szám* 361-362p.
- MARKALAS S. (1992): Site and stand factors related to mortality-rate in a fir forest after a combined incidence of drought and insect attack. *Forest Ecology and Management*, 47: 367–374.
- MARKÓ V. (2001): Zoológiai kutatások a Síkfőkút projekt mintaterületén. In: Borhidi A., Botta-Dukát Z. (Szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 201–202 p.*
- MARÓTI P., LACZKÓ G. (1998): *Bevezetés a biofizikába*, JATEPress, Szeged, 1998.
- MARTINEZ-VILALTA J., PIÑOL J. (2002): Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management*, 161: 247–256 p.
- MASSON-DELMOTTE V. (Szerk.): *Global Warming of 1.5 OC: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5° C Above Pre-industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty* (World Meteorological Organization, 2018).
- MÁTYÁS CS. (szerk.)(1996): *A biodiverzitás védelme és az erdőgazdálkodás; Erdészeti ökológia*, pp: 259-312; Mezőgazda Kiadó
- MÁTYÁS CS. (2010): Forecasts needed for retreating forests (opinion). *Nature*, 464: 1271p.
- MÁTYÁS CS., BERKI I., BIDLÓ A., CSÓKA GY., CZIMBER K., FÜHRER E., GÁLOS B., GRIBOVSZKI Z., ILLÉS G., HIRKA A., SOMOGYI Z. (2018): Sustainability of forest cover under climate change on the temperate-continental xeric limits. *Forests*, 9: 489. <https://doi.org/10.3390/f9080489>
- MÁTYÁS CS., CZIMBER K. (2004): A zonális alsó erdőhatár klímaérzékenysége Magyarországon – előzetes eredmények. In. Mátyás Cs. Vig P. (Szerk.): *Erdő és Klíma IV. Sopron, 35-44 p.*
- MÁTYÁS CS., FADY B., VENDRAMIN G.G. (2009a): Forests at the xeric limits: selective environment at the droughtstricken edge of species distribution and consequences – report from a researcher consultation. Recommendations of EVOLTREE research workshop in Sopron, May 11-14. 2009.
- MÁTYÁS CS., FÜHRER E., BERKI I., CSÓKA GY., DRÜSZLER Á., LAKATOS F., MÓRICZ N., RASZTOVITS E., SOMOGYI Z., VEPERDI G., VÍG P., GÁLOS B. (2010): Erdők a szárazsági határon. „Klíma-21” Füzetek, 61: 84-97 p.
- MÁTYÁS CS., GÁLOS B. (2010): Erdőgazdálkodás és klimatikus szélsőségek: problémák és feladatok. „Klíma-21” Füzetek, 63: 25-32 p.

- MÁTYÁS CS., VENDRAMIN G.G., FADY B. (2009b): Forests at the limit: evolutionary-genetic consequences of environmental changes at the receding (xeric) edge of distribution. *Annals of Forest Science*, 66: 800– 803 p.
- MEDLYN B.E., BADECK F.W., DE PURY D.G.G., BARTON C.V.M., BROADMEADOW M., CEULEMANS R., DE ANGELIS P., FORSTREUTER M., JACH M.E., KELLOMÄKI S., LAITAT E., MAREK M., PHILIPPOT S., REY A., STRASSEMAYER J., LAITINEN K., LIOZON R., PORTIER B., ROBERTNTZ P., WANG K., JSTBID P.G. (2000): Effects of elevated CO<sub>2</sub> on photosynthesis in European forest species: metaanalysis of model parameters. *Plant, Cell & Environment* (22): 1475-1495 p.
- MENZEL A., & FABIAN P. (1999). Growing season extended in Europe. *Nature*, 397(6721), 659-659.p.
- MINERBI S. (1993): Wie gesund sind unsere Wälder? 10. Bericht über den Zustand der Wälder in Südtirol. Agrar- und Forstbericht, Autonome Provinz Bozen, Assessorate für Land-und Forstwirtschaft, 40 p.
- MINITAB 19 - Getting Started with Minitab 19 for Windows, MINITAB Inc (2020)
- MISIK T., KÁRÁSZ I. (2012): A Síkfőkúti cseres-tölgyes erdő cserjeszintjében végzett komplex struktúra felmérés eredményei 2012-ből. Az Eszterházy Károly Főiskola tudományos közleményei (Új sorozat 40. köt.). Tanulmányok a környezettudomány területéről. *Acta Academiae Agriensis. Sectio Pericemonologica* (Tomus 8.), 53-63.p.
- MÓRICZ N., RASZTOVITS E., GÁLOS B., BERKI I., EREDICS A., LOIBL W. (2013): Modeling the Potential Distribution of Three Climate Zonal Tree Species for Present and Future Climate in Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.* 9, 85–96 p.
- NAGELEISEN L.M. (1994): Dépérissement actuel des chênes. *Revue Forestière Française* 46(5): 504–511 p.
- NAGELEISEN L.M., HARTMANN G., LANDMANN G. (1991): Dépérissements d'essences feuillues en Europe Occidentale: cas particulier des Chênes rouvre et pédonculé. 10th World Forestry Congr, Paris, 17–26 Sept 1991. *Revue Forestière Française*, 2:301–306 p.
- NARDINI A., LO GULLO M.A., SAELLEO S. (1999): Competitive strategies for water availability in two Mediterranean Quercus species. *Plant, Cell & Environment* 22(1): 109–116 p. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00382.x>
- NAVARRO-CERRILLO R., VARO M.A., LANJERI S., HERNÁNDEZ-CLEMENTE R. (2007): Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. *Ecosistemas*. 16 (3):163-171 p.
- NICOLOTTI G., SOCCO L.V., MARTINIS R., GODIO A., SAMBUELLI L. (2003): Application and comparison of three tomographic techniques for detection of decay in trees. *Journal of Arboriculture*, 29: 66–78 p.
- OBERHUBER W. (2001): The role of climate in the mortality of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Dendrochronologia*, 19: 45–55 p.
- ÓDOR P. (2018): Az álló és fekvő holtfa. In: Erdőgazdálkodás és erdőkezelés Natura 2000 területeken. Rosalia kézikönyvek (4). Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 137–155.
- OKE T.R. (2002): Boundary layer climates. Routledge. London and New York
- PAPP K. E. (2010). A faállomány szerkezetének és összetételének hatása a taplógombákra az őrségi erdőkben. Doktori értekezés. Szent István Egyetem Állatorvos-tudományi Kar, Ökológiai Tanszék. 48p.

- PAPP M., JAKUCS P. 1976. Phytozönologische Charakterisierung des Quercetum petraeae-cerris-Waldes des Forschungsgebiets «Síkfőkút Project» und seiner Umgebung. *Acta Biologica Debrecina* 13, 109–119.p.
- PARMESAN C. (2006): Ecological and Evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37: 637-669 p.
- PARMESAN C., YOHE G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42 p.
- PATIL G. P., TAILLIE C. (1979): An overview of diversity. In: Grassle, J. F., Patil, G. P., Smith, W., Taille, C. (Szerk): Ecological diversity in theory and practice, Fairland, Maryland, International Cooperative Publishers House, 3-27 p.
- PELTIER D.M.P., FELL M., OGLE K. (2016): Legacy effects of drought in the southwestern United States: A multi-species synthesis. *Ecological Monographs*, 86(3): 312–326 p. <https://doi.org/10>
- PEÑUELAS J., LLORET F., MONTOYA R. (2001): Severe drought effects on mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science*, 47: 214–218 p.
- PETERCORD R. (2008): Zukünftige Gefährdung der Rotbuche durch rinden- und holzbrütende Käfer in Baden-Württemberg. *Mitteilungen der Deutsche Gesellschaft für Allgemeine und Angewandte Entomologie*, 16: 247–250 p.
- PETRITAN A. M., PETRITAN I. C., HEVIA A., WALENTOWSKI H., BOURIAUD O., SÁNCHEZ-SALGUERO R. (2021): Climate warming predispose sessile oak forests to drought-induced tree mortality regardless of management legacies. *Forest Ecology and Management*, 491, 119097.
- POROZOV P. E. (2018): Otsenka razvitiya lesnogo sektora kak prioritetnogo napravleniya ekonomiki SZFO [Assessment of the forest sector development as a priority area of the economy of the NWFD. *Economy and entrepreneurship*, 1 (90) 1080-1084.p
- PRETZSCH H., BIBER P., SCHÜTZE G., UHL E., RÖTZER T. (2014): Forest stand growth dynamics in Central Europe have accelerated since 1870. *Nature communications*, 5:4967, DOI: 10.1038/ncomms5967
- R CORE TEAM. (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.Rproject.org/>.
- RAFTOYANNIS Y., SPANOS I., RADOGLU K. (2008): The decline of Greek fir (*Abies cephalonica* Loudon): Relationships with root condition. *Plant Biosystems*, 142: 386–390 p.
- RASZTOVITS E. (2011): Modelling the future distribution of beech at low-elevation xeric limits - comparison of empirical and stochastic models. Doctoral (PhD) dissertation, University of West Hungary, Sopron, 171 p.
- RASZTOVITS E., BERK, I., MÁTYÁS CS., CZIMBER K., PÖTZELSBERGER E., MÓRICZ N. (2014): The incorporation of extreme drought events improves models for beech persistence at its distribution limit. *Annals of Forest Science*, 71: 201–210 p. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0346-0>
- RASZTOVITS E., MÓRICZ N., BERKI I., PÖTZELSBERGER E., MÁTYÁS CS. (2012): Evaluating the performance of stochastic distribution models for European beech at low-elevation xeric limits. *Időjárás*, 116(3): 173- 194 p.
- RÉNYI A. (1961): On measures of entropy and information. In: Neymann, J. (Szerk.), Proc. 4th Berkeley Symposium on Mathematical Statistics and Probability (Vol.1), University of California Press, 547-561 p.
- RISSER P.G. (1995): The status of the science examining ecotones. *BioScience*, 45: 318–325 p.

- ROOT T.L., PRICE J.T., HALL K.R., SCHNEIDER S.H., ROSENZWEIG C., POUNDS J.A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60 p.
- ROUAULT G., CANDAU J.N., LIEUTIER F., NAGELEISEN L.M., MARTIN J.C., WARZEE N. (2006): Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63: 613–624 p.
- SCHLYTER P., STJERNQUIST I., BÄRRING L., JÖNSSON A.M., NILSSON C. (2006): Assessment of the impacts of climate change and weather extremes on boreal forests in northern Europe, focusing on Norway spruce. *Climate Research*, 31: 75–84 p.
- SCHULDT B., BURAS A., AREND M., VITASSE Y., BEIERKUHNLEIN C., DAMM A., GHARUN M., GRAMS T.E.E., HAUCK M., HAJEK P., HARTMANN H., HILTBRUNNER E., HOCH G., HOLLOWAY-PHILLIPS M., KÖRNER C., LARYSCH E., LÜBBE T., NELSON D.B., RAMMIG A., RIGLING A., ROSE L., RUEHR N.K., SCHUMANN K., WEISER F., WERNER C., WOHLGEMUTH T., ZANG C.S. & KAHMEN A. (2020): A first assessment of the impact of the extreme 2018 summer drought on Central European forests. *Basic and Applied Ecology*, 45: 86–103. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2020.04.003>
- SELÅS V., PIOVESAN G., ADAMS J.M., BERNABEI M. (2002): Climatic factors controlling reproduction and growth of Norway spruce in southern Norway. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(2): 217–225. DOI: 10.1139/x01-192
- SHTRAKHOV (2008): Forest health and protection in Russia. In: Oral Presentation At: International Conference „Adaptation of Forests and Forest Management to Changing Climate with Emphasis on Forest Health: A Review of Science, Policies, and Practices”, Umea, Sweden, FAO/IUFRO, 25–28 August 2008.
- SIMON T. (szerk.) (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. - Tankönyvkiadó, Budapest pp. 687.
- SIWECKI R., UFNALSKI K. (1998): Review of oak stand decline with special reference to the role of drought in Poland. *European Journal of Forest Pathology*, 28: 99– 112 p.
- SOARES W. D. O. S., PERUCHI R. S., SILVA R. A. V., ROTELLA JUNIOR P. (2022): Gage R&R studies in measurement system analysis: A systematic literature review. *Quality Engineering*, 34(3), 382–403. p.
- SOLBERG S. (2004): Summer drought: a driver for crown condition and mortality of Norway spruce in Norway. *Forest Pathology*, 34: 93–107 p.
- SOMOGYI Z., BARTHA D., BAROVICS A., CSÓKA GY. (2001): Erdő nélkül? L'Harmattan Kiadó, Budapest, 268 p.
- SØRENSEN T.A. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, 5, 1–34 p.
- SPIECKER H. (1999): Overview of recent growth trends in European forests. Water air and soil pollution, Kluwer Academic Publishers, 116: 33–46 p.
- SPIECKER H., KÖHL M., MIELIKÄINEN K., SKOVSGAARD J.P. (1996): Growth trends in European forests. European Forest Institute Research Report 5. Springer-Verlag, p. 372.
- SPINONI J., NAUMANN G., VOGT J. & BARBOSA P. (2015): European drought climatologies and trends based on a multi-indicator approach. *Global Planetary Change*, 127: 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2015.01.012>
- STANDOVÁR T., PRIMACK R.B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Mezőgazda kiadó, 35:542 p.

- STEFANOVICS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (2009): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 470 pp.
- STOJANOVIĆ D., LEVANIČ T., MATOVIĆ B., ORLOVIĆ S (2015): Growth decrease and mortality of oak floodplain forests as a response to change of water regime and climate. *Eur. J. For. Res.*, 134 (2015), pp. 555-567
- SYKES M.T., PRENTICE I.C., CRAMER W. (1996): A bioclimatic model for potential distributions of north European tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography*, 23: 203–233 p.
- SZALAI S., MIKA J. (2007): A klímaváltozás és időjárási anomáliák előrejelzése az erdőtakaró szempontjából fontos tényezőkre. In: MÁTYÁS CS., VIG P. (Szerk.) Erdő és klíma V. Sopron, pp. 133-143.
- SZAPPANOS A. (1989): A tölgyek dendrológiai ismertetése, elterjedése, termesztéstechnológiai tulajdonságai. In.: BÉKY A. (Szerk.) A tölgy termesztése és hasznosítása, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest ISBN: 963 232 664 4
- SZÁSZ G., TŐKEI L. (Szerk.) (1997): Meteorológia mezőgazdáknek, kertészeknek, erdészeknek. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 722 p.
- SZMORAD F. (2011): A Soproni-hegység erdeinek történeti, növényföldrajzi és cönológiai vizsgálata. *Tilia* vol 16. 287p.
- SZMORAD F., KELEMEN K., KOVÁCS B., STANDOVÁR T. (2013): Többcélú erdőállapot-felmérések módszertanának kidolgozását megalapozó irodalmi áttekintés. ELTE Biológiai Intézet, Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék. 140 p.
- SZODFRIDT I. (1967): Kocsánytalan tölgy. In.: KERESZTESI B. (szerk.) A tölgyek. Akadémiai Kiadó, Budapest
- SZOLLÁT Gy. (1989): A Gerecse-hegység cseres- és molyhos-cseres tölgyeseinek cönológiai vizsgálata. Doktori disszertáció, ELTE, Budapest.
- SZONTÁGH P. (1985): Tölgy nagylepke károsításának populációdinamikája és másodlagos károsító rovarok okozta kárláncolatok. *Erdészeti kutatások*, 77: 305-314 p.
- SZUJKÓ-LACZA J. (1964): Die kalkholden und Eichen-Zerreichenwalder des Börzsöny-Gebirges. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae* 10, 239–256.p.
- THABEET A., VENNETIER M., GADBIN-HENRY C., DENELLE N., ROUX M., CARAGLIO Y., VILA B. (2009): Response of *Pinus sylvestris* L. to recent climate change in the French Mediterranean region. *Trees, Structure and Functions*, 23(4): 843–853 p.
- THEURILLAT J-P., GUISAN A. (2001): Potential impact of climate change on vegetation in European Alps: a review. *Climatic Change* 50:1 77-109 p.
- THOMAS F.M., BLANK R., HARTMANN G. (2002): Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *For. Pathol.*, 32 (2002), pp. 277-307
- THOMAS F.M., HARTMANN G. (1996): Soil and tree water relations in mature oak stands of northern Germany differing in the degree of decline. *Annals of Forest Science* 53: 697-720 p
- TOMPA K., FIRBÁS O. (1964). Erdészeti alapismeretek. Mezőgazdasági kiadó, Budapest, 393p.
- TÓTHMÉRÉSZ B. (2001): A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. In: BORHIDI A., BOTTA-DUKÁT Z. (Szerk.): Ökológia az ezredfordulón I. Konceptió, hosszú távú kutatások. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, 21 p.
- TÓTHMÉRÉSZ, B. (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science* 6:283-290 p.

- TRENYIK P., BORCSA-BODOLAY J., BARCZI A., CZÓBEL SZ. (2014): Impact of forest management in semi-natural oak stands in the Börzsöny Mountains, Hungary pp. 573-582 In: BENE SZ. (Szerk.): 20th Youth Scientific Forum, University of Pannonia Georgikon Faculty, Keszthely, Hungary, p. 600.
- TRENYIK P., DEMETER A., CZÓBEL SZ. (2016a): A Zempléni-hegység és a Kőszegi-hegység kocsánytalan tölgyeseinek több korcsoportot érintő cönológiai vizsgálata. LVIII. Georgikon Napok 58th Georgikon Scientific Conference Kivonat-kötet. Pannon Egyetem, Georgikon Kar. ISBN 978-963-9639-84-3 166:150pp.
- TRENYIK P., FICSOR CS., DEMETER A., FALVAI D., CZÓBEL SZ. (2017b): Examination the health state with instrumental measurements and the diversity of sessile oak stands in Zemplén mountains. *Columella - Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 4 (1): 21-30 p. DOI: 10.18380/SZIE.COLUM.2017.4.1.21
- TRENYIK P., SKUTAI J., SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2019): Instrumental analysis of health status of *Quercus petraea* stands in the Carpathian Basin. *Central European Forestry Journal* 65: 34-40 p. (Online ISSN: 2454-0358, DOI: 10.2478/forj-2019-0001)
- TRENYIK P., SZIRMAI O., BARCZI A., SKUTAI J., Czóbel Sz. (2016b): Examination on the state of health regarding a protected sessile oak stock. *Review of Faculty of Engineering Analecta Technica Szegedinensia* 10: 23-28 p.
- TRENYIK P., SZIRMAI O., MAGYAR V., DEMETER A., SKUTAI J., CZÓBEL Sz. (2017a): Instrumental measurement of health status of old natural sessile oak stands. *Studia Botanica Hungarica* 48: 125-132 p.
- TSOPELAS P., ANGELOPOULOS A., ECONOMOU A., SOULIOTI N. (2004): Mistletoe (*Viscum album*) in the fir forest of Mount Parnis, Greece. *Forest Ecology and Management*, 202: 59–65 p.
- TSVETKOV V.F., TSVETKOV V.I. (2007): The problem of spruce forests mortality in the Arkhangelsk Region. In: Dying Spruce Forests of Arkhangelsk Region. Problems and Means of their Solution, Department of Forest Complex of Arkhangelsk Region, Arkhangelsk, Russian Federation, pp. 20–30.
- VAJNA L. (1989): A kocsánytalan tölgy pusztulásának kórok- és járványtani kérdései. *Erdő*, 38: 169–175 p.
- VAJNA L. (1990): Fungi associated with oak-decline. *EPPO Bulletin*, 20: 3 p.
- VAN BEMMELEN J.M. (1890): Ueber die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloïdalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u.s.w. im Ackerboden. *Landwirtschaftlichen Versuchs-Stationen*, 37, 279-290.
- VENNETIER M, et al. (2008): Etude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols: recherche d'indicateurs. Rapport final. Cemagref, Ministère de l'Agriculture et de la pêche, Union Européenne, Aix en Provence, 236 pp
- VENNETIER M., VILA B., LIANG E.Y., GUIBAL F., THABEET A., GADBIN-HENRY C. (2007): Impact of climate change on pine forest productivity and on the shift of a bioclimatic limit in a Mediterranean area. *Options Méditerranéennes*, Série A, Bari, Italy, pp. 189–197 p.
- VERTUI F., TAGLIAFERRO F. (1998): Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) die-back by unknown causes in the Aosta Valley, Italy. *Chemosphere* 36: 1061–1065 p.
- VIDA G. (1996): A biodiverzitás eredete. *Természet Világa*, 127 (II. Különszám): 2-4 p.
- WALTHER G.R., POST E., CONVEY P., MENZEL A., PARMESAN C., BEEBEE T.J.C., FROMENTIN J.M., HOEGH-GULDBERG O.H., BAIRLEIN F. (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395 p.



- WANG X. (2013): Acoustic measurements on trees and logs: a review and analysis. *Wood Science and Technology*, 47: 965–975 p.
- WANG X., ALLISON R. B. (2008): Decay detection in red oak trees using a combination of visual inspection, acoustic testing and resistance microdrilling, *Journal of Arboriculture and Urban Forest*. 34(1), p. 104
- WANG X., ALLISON R., B., WANG L., ROSS R., J., (2007): Acoustic tomography for decay detection in red oak trees; Research paper FPL-RP-642; United States Department of Agriculture, Forest Service, Forest Product Laboratory: Madison, WI, U.S.A., 2007, 1-7 p.
- WANG X., WIEDENBECK J., LIANG S., (2009): Acoustic tomography for decay detection in black cherry trees. *Wood and Fiber Science*, 41 (2): 127–137 p.
- WENG S.H., KUO S.R., GUAN B.T., CHANG T.Y., HSU H.W., SHEN C.W. (2007): Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. *Forest Ecology and Management* 241, 91-100 p.
- WERMELINGER B., RIGLING A., SCHNEIDER M., DOBBERTIN M. (2008): Assessing the role of bark- and wood-boring insects in the decline of Scots pine (*Pinus sylvestris*) in the Swiss Rhone valley. *Ecological Entomology*, 33: 239–249 p.
- WHIGHAM D.F. (2004): Ecology of woodland herbs in temperate deciduous forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 35: 583-621 p.
- ZAR J.H. (1984): *Biostatistical Analysis*, 2nd edn. - Prentice-Hall, London. 718.p.
- ZENTAI Z, ORBÁN R. BODA L. (szerk.1999): *A Kőszegi-hegység. Kalauz turistáknak és természetbarátoknak*. BKL Kiadó, Szombathely. 216 p.
- ZIMMERMANN J., HAUCK M., DULAMSUREN C. LEUSCHNER C. (2015): Climate warming-related growth decline affects *Fagus sylvatica*, but not other broad-leaved tree species in Central European mixed forests. *Ecosystems* 18(4): 560–572 p. <https://doi.org/10.1007/s10021-015-9849-x>

#### Elektronikus hivatkozások:

http1: [https://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek\\_tanulmanyok/index.php?id=2334](https://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/index.php?id=2334) Lekérdezés időpontja: 2023.03.08)

http2: [https://nfk.gov.hu/download.php?id\\_file=40283](https://nfk.gov.hu/download.php?id_file=40283). Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http3: [www.forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Quercus\\_robur\\_petraea.pdf](http://www.forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Quercus_robur_petraea.pdf). Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http4: [Microsoft Word - termeszetieroforr150327.docx \(borzsonyleader.hu\)](http://www.borzsonyleader.hu/termeszetieroforr150327.docx). Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http5: [ArborSonic 3D - Fakopp Bt - PDF Catalogs | Technical Documentation | Brochure \(agriexpo.online\)](http://www.agriexpo.online/). Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http6: [Erdészeti információk \(gov.hu\)](http://www.erdészetiinformacio.gov.hu/). Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http7: <http://lengyel-attila.blogspot.com/2016/10/a-sokfeleseg-igazi-meretekegysege-az.html>. Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http8: <https://talajreform.hu/tudasbazis/a-ph-ertekek-ertelmezese-egy-talajvizsgalatban/> (utolsó letöltés: 2023.03.08)

http9: <https://mindentudas.hu/eloadasok/tudomanyteruletek/termesztudomany/106-biologia-tudomanyok/6009-a-novenyek-tarsadalma.html>. Lekérdezés időpontja: 2023.03.08

http10: [http://talaj.hu/wp-content/uploads/2020/09/Hefler\\_PICO\\_TVGY2020\\_Sarvar.pdf](http://talaj.hu/wp-content/uploads/2020/09/Hefler_PICO_TVGY2020_Sarvar.pdf) (utolsó letöltés: 2023.03.08)

## 11 Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom doktori (PhD) témavezetőimnek, Prof. Dr. Czóbel Szilárdnak (SZTE) és Dr. Szirmai Orsolyának, akik nem csak emberileg, hanem szakmailag is segítettek a munkámat, legyen szó terepi munkáról, vagy a kéziratok átnézéséről.

Szeretném megköszönni Prof. Dr. Csontos Péternek (Agrártudományi Kutatóközpont Talajtani Intézet (ATK TAKI), valamint Prof. Dr. Gyulai Ferencnek (MATE) a doktori tervem elbírálását és a konstruktív javasolataikat.

Szeretnék köszönetet mondani Sándor Zsoltnak (Északerdő Zrt. Sárospataki Erdészeti Igazgatóság, igazgató) és Vitányi Márknak (Északerdő Zrt., Sárospataki Erdészeti Igazgatóság, igazgató-helyettes) az üzemtervek rendelkezésemre bocsátásáért és a mintaterületek kiválasztásában nyújtott segítségükért. Továbbá hálával tartozom nekik, amiért a terepi munkánkat is megkönnyítették azzal, hogy szállást biztosítottak számunkra, valamint a mintaterületekre való eljutásunkban is közreműködtek.

Köszönettel tartozom Németh Jánosnak (Szombathelyi Erdészeti Zrt., fahasználati műszaki vezető) és Varga Lászlónak (Szombathelyi Erdészeti Zrt., erdei iskola referens) az üzemtervek rendelkezésemre bocsátásáért, valamint a tanácsaikért az állományok kiválasztásában.

Hatalmas hálával tartozom volt főnökömnek néhai Borcsa-Bodolay Jánosnak (Ipoly Erdő Zrt., erdőművelési főmérnök), aki megismertetett az erdész szakma szépségeivel, és meg is szeretett velem azt. Tudásával és szakmai tapasztalatával is támogatta a kutatás tervezésénél, valamint a megfelelő erdőrészek kiválasztásában is segédkezett.

Hálával tartozom Dr. Baltázár Tivadarnak (MENDELU) a statisztikai kiértékelésben nyújtott segítségéért, magyarázataiért.

Szeretném megköszönni dr. Puskás Jánosnak (ELTE SEK) a csapadékadatsorok összegyűjtésében nyújtott segítségét.

Köszönettel tartozom opponenseimnek, Prof. Dr. Divós Ferencnek (SOE), hogy biztosította számomra a kutatáshoz szükséges FAKOPP-ot, valamint, hogy megmutatta annak használatát. Továbbá hálásan köszönöm a munkahelyi vitára megfogalmazott észrevételeit, javaslatait.

Köszönöm Dr. Saláta Dénesnek (MATE), amiért észrevételeivel és javaslataival hozzájárult az értekezés tudományos értékének a növeléséhez.

Köszönöm a MATE Talajtani Tanszékének a munkatársainak a segítségét a talajminták kiértékelésében.

De legfőképpen köszönöm családomnak, hogy támogatták törekvéseimet, biztattak és segítettek az évek folyamán. Külön köszönöm apukámnak és testvéreimnek, hogy terepi mérésekre velem tartottak, ezzel is segítve a munkám. Köszönöm a férjemnek a támogató hozzáállását és hogy stabil háttérrel biztosított a munkám befejezéséhez, valamint, hogy matematikai kérdésekben mindig fordulhattam hozzá. Köszönöm férjemnek és anyukámnak, hogy míg én dolgoztam vigyáztak a kislányunkra, és köszönöm Elizának a hosszú délutáni alvásait, mialatt dolgozhattam.