



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (MATE)

A KÖZÖNSÉGES LUCFENYŐ *Picea abies* (L.) H. Karst/ ÉS A
HAVASI TÖRPEFENYŐ /*Pinus mugo* Turra/ EGÉSZSÉGI
ÁLLAPOTÁNAK MŰSZERES VIZSGÁLATA KELET-ALPESI
MINTATERÜLETEKEN

Doktori (Ph. D.) értekezés

DOI: 10.54598/002980

Falvai Dominika

Gödöllő

2022

A Doktori Iskola

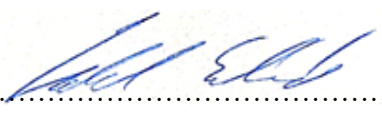
Megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

Tudományága: Környezettudomány

Vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár, DSc
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani Tanszék

Témavezető: Dr. Czóbel Szilárd
Egyetemi tanár, PhD
Szegedi Tudomány Egyetem
Növénytudományi és Környezetvédelmi Intézet
Mezőgazdasági Kar

.....
Csákiné Dr. Michéli Erika
Az iskolavezető jóváhagyása

.....

Dr. Czóbel Szilárd
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1.	BEVEZETÉS	6
2.	CÉLKITŰZÉSEK	9
3.	IRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
3.1.	Hegyvidéki területek klimatikus változásai	10
3.2.	Kapcsolódó hazai szakirodalom.....	11
3.2.1.	Korhadtság vizsgálata.....	11
3.2.2.	Közönséges lucfenyő egészségi állapotának vizsgálata	12
3.3.	Kapcsolódó nemzetközi szakirodalom.....	14
3.3.1.	Klimaváltozás hatása a hegyvidéki erdőkre.....	14
3.3.2.	A közönséges luc és a havasi törpefenyő vizsgálatai	16
4.	ANYAG ÉS MÓDSZER	21
4.1.	Vizsgált növényfajok.....	21
4.2.	Vizsgálati területek	22
4.2.1.	Hochkar-hegység	24
4.2.2.	Stuhleck-hegység.....	24
4.2.3.	Wechsel-hegység.....	25
4.3.	Vizsgálati módszerek	25
4.3.1.	ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf (FAKOPP)	25
4.3.1.1.	ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf működési elve.....	30
4.3.1.2.	ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf összeszerelése	31
4.3.1.3.	Elektródák rögzítése és eltávolítása.....	32
4.3.1.4.	Mérési módszertan rövid ismertetése:	32
4.3.1.5.	Geometria beállítások	32
4.3.1.6.	Idő adatok.....	34
4.3.1.7.	Egyrétegű mód.....	35
4.3.1.8.	Többrétegű mód	36
4.3.1.9.	Szoftver.....	37
4.3.1.10.	Terepi akusztikus tomográf (korhadtság) mérések.....	37
4.3.2.	ArborElectro impedancia tomográf	41
4.3.2.1.	Működési elve.....	41
4.3.2.2.	A műszer összeszerelése	43
4.3.2.3.	Mérések ismertetése.....	43
4.3.2.4.	Szenzor geometria beállítások.....	46
4.3.2.5.	Az adatok kiértékelése	48

4.3.2.6.	A tomogramok értelmezése	48
4.3.2.7.	Szoftver	49
4.3.2.8.	Terepi impedancia tomográf (gombafertőzöttség) mérések	50
4.3.3.	Talajtani vizsgálatok	51
4.3.3.1.	Talaj pH mérések.....	52
4.3.3.2.	Terepi talajtani mintavételezés, adatgyűjtés.....	53
4.3.4.	Lejtőszög mérés	54
4.3.5.	Meteorológiai adatgyűjtés	54
4.3.5.1.	Léghőmérséklet, csapadék	54
4.3.5.2.	A rácsos módszer alkalmazása.....	59
4.3.5.3.	Interpolált GSP adatok	59
4.4.	Statisztikai kiértékelés	60
5.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	63
5.1.	Akusztikus tomográf (korhadtság) mérések	63
5.1.1.	Hochkar-hegység	63
5.1.1.1.	<i>Picea abies</i>	63
5.1.1.2.	<i>Pinus mugo</i>	64
5.1.2.	Stuhleck-hegység.....	65
5.1.2.1.	<i>Picea abies</i>	65
5.1.2.2.	<i>Pinus mugo</i>	66
5.1.3.	Wechsel-hegység.....	68
5.1.3.1.	<i>Picea abies</i>	68
5.1.3.2.	<i>Pinus mugo</i>	70
5.1.4.	A három vizsgált terület együttes kiértékelése	73
5.2.	Impedancia tomográf (gombafertőzöttség) mérések	76
5.2.1.	Hochkar-hegység	76
5.2.2.	Stuhleck-hegység.....	79
5.2.3.	Wechsel-hegység.....	81
5.3.	Talajtani adatok.....	84
5.4.	Lejtőszög mérések eredményei.....	87
5.4.1.	Hochkar-hegység	87
5.4.2.	Stuhleck-hegység.....	88
5.4.3.	Wechsel-hegység.....	89
5.5.	Meteorológiai adatok	90
5.6.	Környezeti paraméterek	94
6.	KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK	99

7.	ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	101
8.	ÖSSZEFOGLALÁS	102
9.	SUMMARY	106
10.	KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS	110
11.	IRODALOMJEGYZÉK	112

1. BEVEZETÉS

Az éghajlatváltozás globális elemzése azt mutatja, hogy a Föld hőmérséklete világátlagban 0,7 °C-ot melegedett a múlt század kezdetétől, és a tíz legmelegebb év 1990 után következett be. Az utóbbi három évtizedben rendre melegebb volt a Föld felszíne, mint bármely megelőző évtizedben 1850 óta (NATÉR 2018).

Számos klimatikus modell a hőmérséklet jelentős emelkedését prognosztizálja a hegyvidéki régiókban, amely más tényezőkkel együtt befolyásolhatja a montán és szubalpin fajok eloszlását és az itteni életközösségek összetételét. A globális klíma alakulását az üvegházhatású gázok és a szennyezőanyagok légköri jelenléte befolyásolja a legnagyobb mértékben. A napjainkban tapasztalható klímaproblémát a légköri folyamatok megváltozása okozhatja, amely főleg az antropogén eredetű tevékenységekhez köthető (IPCC 2007). A kibocsátás közvetett hatásai mára minden kontinensen és óceánon a fizikai és biológiai folyamatok megváltozását idézték elő. A klímaváltozás nem pusztán az ökológiai rendszerekre van hatással, hanem érinti valamennyi gazdasági és társadalmi szektort is, hiszen ezek a szektorok az alapvetően korlátos természeti javakra támaszkodnak (MEA 2005). Így nem meglepő, hogy az ökoszisztémáknak, valamint az ökoszisztémák egyes elemeinek a klímaváltozásra adott válaszai az ökológia egyik legdinamikusabban fejlődő ágává vált. Az eddigi kutatások alapján általánosságban elmondható, hogy az élővilág klímaváltozásra adott válaszai régióként, fajonként eltérőek, így ezek a kutatások az időbeni és térbeni változások minél pontosabb előrejelzésében töltenek be fontos szerepet (Walther et al. 2002, Root et al. 2003, Parmesan & Yohe 2003, Parmesan 2006). A természetvédelem alapvetően passzív, megőrző jellegéből adódóan, az aktív természetvédelmi beavatkozások sok esetben akadályozottak, így a klímaváltozás még inkább veszélyezteti a védett területeket. Amennyiben egy természetvédelmi terület élővilága számára a létfeltételek alkalmatlanná válnak, és az ott élő fajok nem cserélhetőek le, csupán azok adaptációja és migrációja jöhet számításba. Eddig is fontos szerepet kaptak a természetes ökoszisztémákat körülölelő területek, de a jelentőségük több fokos hőmérséklet emelkedés esetén tovább növekedhet, amikor a társulásokban jelenleg uralkodó viszonyok jelentősen megváltozhatnak. Azoknak a természetközeli erdőknek a vizsgálata, melyekben extenzív erdőművelési tevékenység folyik, segítségül szolgálhatnak abban, hogy a változásokat nyomon követhessük (Czúcz et al. 2007).

Több tanulmány szerint a klimatikusan meghatározott átmeneti zónák fognak várhatóan a legérzékenyebben reagálni a klímaváltozásra (pl. Risser 1995). Kovács Láng és mtsai (2000) szerint, mivel hazánk nagy része az átmeneti jellegű erdőssztyepp zónába tartozik, így ezeket a területeket is nagyban veszélyezteti a felmelegedés. A Kárpát-medence ökoszisztémái a hőmérséklet emelkedése mellett, különösen sérülékenyek lehetnek a jelenleg észlelt és előrejelzett csapadékviszony változásokra földrajzi fekvésük miatt (Czöbel et al. 2010). A hegyvidéki növényzet - beleértve a magashegységek vegetációit - ökoszisztémái természetüknél fogva sérülékenyebbek, részben egyszerű szerkezetük miatt, másrészt, mert számos növényfaj itt túlélési korlátaihoz közel él. Ezen jellegzetességek alapján, illetve az elmúlt évek átfogó kutatásai révén (pl. Elmendorf et al. 2012, Gottfried et al. 2012) igazolódott, hogy a magashegyvidéki ökoszisztémák és az itt előforduló fajok érzékenyebben és gyorsabban reagálnak a globális klímaváltozásra. Azonban az ökoszisztémák válaszai ezekre a változásokra nem, vagy alig ismertek (Beniston 2003, Beniston 2005, Czöbel et al. 2008).

A kibocsátások előrejelzett szintje nem túl biztató, a pesszimista forgatókönyvek szerint a kibocsátások hatására a 21. század végére az 1986-2005 közötti időszak átlagához képest akár 4 °C-os növekedéssel is számolhatunk (IPCC 2014, Clayton et al. 2015).

A magashegyi növények alkalmazkodtak az alacsony hőmérséklethez (Körner & Larcher, 1988, landy-gyebnár 2022) mivel ezek a magashegyi területek kisebb areával rendelkeznek, ezáltal az itt élő fajok sokkal érzékenyebben reagálnak az egyre melegedő éghajlatra. Az alpesi növények kevésbé reagálnak a rövid távú éghajlat ingadozásra, ezzel szemben sokkal inkább hat az említett területen elhelyezkedő növényekre a hosszabb ideig tartó éghajlati változás, mivel a legtöbb faj tartós, lassú növekedésű és hosszú életű (Billings & Mooney 1968, Körner 2003, de Witte & Stöcklin 2010). A magashegyi ökoszisztémákat, az éghajlati tényezők szabályozzák. Ezért az alpesi növényfajok előfordulásának és összetételének változásai rendkívül relevánsak az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak mutatójaként (Theurillat & Guisan 2001, Grabherr et al. 2010, Malanson et al. 2011). Mivel Magyarország mai területe nem rendelkezik magas hegységekkel, ezért doktori kutatómunkám témájaként a kelet-ausztriai hegységek kiválasztott fásszárú fajainak vizsgálatát választottam. Eddig az Alpokban a klímaváltozás fásszárúakra gyakorolt hatását, jellemzően dendrokronológiai módszerekkel vizsgálták (pl. Cherubini et al. 1998, Nicolussi et al. 2005, Chauchard et al. 2010, Savva et al. 2006). A hegyvidéki területek faállományának vertikális transzekt mentén történő vizsgálata szintén nem gyakori (Ohsawa & Ide 2007), pedig az ilyen típusú vizsgálatokkal jól áttekinthetővé válik egy adott fafaj egészségi állapota az általa dominált növényzeti öv teljes területén.

Doktori kutatásom a szakirodalom áttanulmányozása alapján azért tekinthető hiánypótlónak, mivel korábban még nem vizsgálták az Alpok lucfenyő és törpefenyő állományának egészségi állapotát, nem destruktív műszerekkel, vertikális transzekt mentén, a kiválasztott növényfajok által dominált növényzeti öv teljes területén.

A fatörzset megrongáló folyamatok megértése és kimutatása kulcsfontosságú az erdők hosszútávú fenntartásának szempontjából (Shigo 1991, Matheny & Clark 1994, Mattheck & Breloer 1994, Mattheck 2007, Schwarze 2008). Ezek alapján terepi méréseimet a fák korhadtságát, illetve gomba fertőzöttségét mérni képes, hordozható műszerekkel terveztem.

Annak ellenére, hogy bőséges adat áll rendelkezésre a fák növekedési tendenciáiról és az éghajlat által kiváltott reakcióikról (pl. Camarero et al. 2021), az erdők fahatárán lévő területek gyakran cserjés jellegű ökoszisztémáit szinte alig kutatták eddig. Utóbbi miatt korlátozott ismeretekkel rendelkezünk az itt előforduló fák növekedési jellegzetességeiről, továbbá korlátozott adatok állnak rendelkezésünkre a klímaváltozás hatására bekövetkező változásokról (Büntgen et al. 2007, Palombo et al. 2013, Carrer et al. 2019, Šenfeldr et al. 2021). Mivel kutatásom érinti ezek ökoszisztéma domináns fásszárú növényfaját, a *Pinus mugot*, ezért doktori kutatómunkám, ezen a téren is hiánypótlónak tekinthető.

2. CÉLKITŰZÉSEK

Vizsgálatom fő célkitűzései az alábbiak voltak:

- Meghatározni és összehasonlítani a közönséges lucfenyő korhadtságát és gombafertőzöttségének mértékét a Keleti-Alpokhoz tartozó három különböző mintaterületén, vertikális transzektek mentén.
- Meghatározni és összehasonlítani a havasi törpefenyő korhadtságát és gombafertőzöttségének mértékét a Keleti-Alpokhoz tartozó három különböző mintaterületén, vertikális transzektek mentén.
- A legfontosabb meteorológiai háttér adatok összegyűjtését a vizsgált mintaterületeken.
- A főbb talajtani paraméterek vizsgálata a vizsgált mintaterületeken, transzekt mentén.
- A vizsgált fafajok egészségi állapotának kiértékelése a tengerszint feletti magasság, valamint a mért és modellezett háttérváltozók függvényében.

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Hegyvidéki területek klimatikus változásai

A hegyvidéki területek klimatikus változásairól számos publikáció jelent meg eddig. A változások főbb jellegzetességeit válogatott nemzetközi szakirodalmak alapján mutatom be. A világszerte tapasztalható éghajlati melegedés az eddigi mérések szerint a hegyvidéki ökoszisztémákat nagyobb mértékben érinti, mint az alacsonyabban fekvő régiókat (IPCC 2007). A 21. században végzett klíma-mérések alapján a hegyvidéki területek hőmérséklet-növekedésének üteme két-háromszor nagyobb, mint a 20. században (Nogués-Bravo et al. 2007, Wipf et al. 2013). A globális felmelegedés hatványozottabban jelentkezik a magasabban fekvő területeken, összehasonlítva az alföldi területekhez képest (Barry 2008, Liu et al. 2009, Ohmura 2012, Mountain Research Initiative EDW Working Group 2015). Egyre több bizonyíték van tehát arra vonatkozóan, hogy a felmelegedés sebessége növekszik a vertikális magassággal Európában. Az Alpokban a magasabban fekvő területek egyenletes felmelegedési tendenciákat mutatnak: 0,8 °C-os éves átlaggal 1981 és 2010 között, ezen belül 2,5 °C-os átlaggal áprilistól júniusig, ami 3,5-szer nagyobb, mint az északi féltekén mért hőmérsékletemelkedés (Marty & Meister, 2012).

A felmelegedés tengerszint feletti magasságtól függő eltérő sebessége, a különböző magassági régiókban eltérő mértékben hat az ökoszisztémák változásának ütemére (Pepin et al. 2015). A felmelegedés valószínűleg befolyásolja a hegyvidéki erdők biodiverzitását és ökoszisztéma-szolgáltatásait is (Máliš et al. 2016). Előbbi egyes fajok eltűnésével és a társulások összetételének megváltozásával járhat (Nogués-Bravo et al. 2007). Évtizedenként 1951 óta átlagosan 2,7 nappal növekszik a vegetációs időszak hossza (Defila & Clot 2005, OcCC 2008), ami lehetővé teszi a növények számára, hogy egyre magasabban lévő területeken terjedjenek el (Lenoir et al. 2008).

A csapadék a hőmérséklettel szemben nagyobb regionális és szezonális változékonyságot mutat, különösképpen Európában (Kovats et al. 2014). A párolgás és a légköri páratartalom növekedése, valamint a hómennyiség és a hóborítás időszakának csökkenése az éghajlat felmelegedését jelzi (Jiménez Cisneros et al. 2014). A hóborítás térbeli mintázatát a domborzat és az uralkodó szélirány határozza meg, a hóolvadás időben való megnyilvánulását viszont a hőmérséklet szabályozza (Friedel 1961, Kirkpatrick et al. 2017). Az Alpok esetében a hótakaró mennyisége csökkenő tendenciát mutat, míg annak olvadása gyorsuló ütemet jelez (Gottfried

et al. 2011, Cramer et al. 2014). A jövőbeli klímaticus jellemzőkre készített forgatókönyvek a hegyvidéki régiók esetében az egy éven belüli, téli időszakban lehulló hó mennyiség és eső aránya közötti folyamatos ingadozást jósolják, ami már önmagában a hótakaró időtartamának jelentős csökkenéséhez vezethet Közép-Európában (Steger et al. 2013, Jiménez Cisneros et al. 2014). Ez a jelenség vegetációs időszak meghosszabbodását eredményezné, és potenciális veszélyt jelenthet az alpesi növényfajokra azáltal, hogy megnyitja a bevándorlási utakat az alacsonyabb szintről érkező vetélytársak számára (Dullinger et al. 2007, Steger et al. 2013). A 20. században Közép-Európában már kimutatták az aszályos időszakok növekvő hosszát, amelynek elsődleges oka az 1980-as évek közepétől a melegedő felszíni környezet volt (Dai et al. 2004, Gobiet et al. 2014). A jövőben, az Alpokban is az aszályos periódusok hosszának növekedése várható. Ezen kívül az éghajlati viszonyok megváltozása miatt, az alpesi élőhelyek területének csökkenése prognosztizálható. Az éghajlatváltozási modellek előrejelzései azt mutatják, hogy a 21. század végére néhány európai hegységben, beleértve az Alpok egyes részeit is az alpesi fajok 55%-a fogja elveszteni a számára optimális élőhelyének a 80%-át (Engler et al. 2011). Az élőhelyek csökkenését, majd eltűnését feltehetően nem kíséri azonnal a fajszám gyors csökkenése, mivel ez a folyamat több évtizeden át megy végbe (Dullinger et al. 2012b). A fák megtelepedését és növekedését az alacsony hőmérséklet limitálja (Liang et al. 2016), ezért a felmelegedés várhatóan felfelé tolja majd az erdők, és ezzel az alpesi fahatár és számos faj elterjedését (Vittoz et al. 2013, Bussotti et al. 2015, Máliš et al. 2016). Ezzel párhuzamosan a fafajok elterjedésének alsó (szárazsági) határán a felmelegedés-okozta erőteljes stressz-szelekció a genetikai diverzitás és a stabilitás csökkenésével járhat (Dullinger et al. 2012).

3.2. Kapcsolódó hazai szakirodalom

3.2.1. Korhadtság vizsgálata

Trenyik és mtsai (2019) három hazai középhegységben (Kőszegi-hegység, Börzsöny, Zemplén), öt különböző korcsoportú (20, 40, 60, 80, 100 év) kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl.) állományban vizsgálták a kocsánytalan tölgy egyedek egészségi állapotát. A kutatás célja az volt, hogy a fatörzsek aktuális korhadtsága alapján megismerjék a különböző korcsoportok egészségi állapotát. Hegységenként és korcsoportonként 2-2 állomány

lett kiválasztva és mindegyik állományban 5-5 kocsánytalan tölgy egyed lett lemérve. A mérések a fatörzsön, a talajszinttől öt különböző magasságban (40, 80, 120, 160 és 200 cm) mérve történtek, Fakopp 3D Akusztikus Tomográf segítségével. Az állományok korhadtságát vizsgáló elemzés, kimutatta, hogy a vizsgált területek közül a legcsapadékosabb Közéghegységben (szubatlanti klíma) található kocsánytalan tölgyes állományok a legegészségesebbek. A vizsgált korcsoportok közül a száz éves korosztály mutatta a legalacsonyabb, mindössze 0,68%-os átlagos korhadtságot. A legnagyobb mértékben leromlott kocsánytalan tölgy állományok a valamivel szárazabb klímájú Börzsönyben (kontinentális klíma) fordultak elő, ahol a faj korhadtságának átlagos értéke a 60 éves korosztály esetében 4,24% volt (Trenyik et al. 2019).

Mátyás Csaba (2010) lucosokhoz és bükkösökhöz köthető kutatásai arra hívják fel a figyelmet, hogy a fajok és populációk klíma-toleranciája és plaszticitása meghatározott. Amennyiben az éghajlatváltozást a szelekció nem képes kompenzálni, akkor a toleranciahatár túllépését a fajok tömeges mortalitása jelzi. Vizsgálatai alapján elmondható, hogy az éghajlati változások Közép-Európában leginkább a montán övben gyakran domináns lucfenyőt érintették, de a bükkösök ellenálló képességét is próbára teszi a változó klíma (Mátyás 2010). A leírtak alapját nem meglepő, hogy egyre több tudományos kutatás célja bizonyos fajok éghajlati tűrőképességének meghatározására (Trenyik et al. 2019).

3.2.2. Közönséges lucfenyő egészségi állapotának vizsgálata

Az állami tulajdonban álló Egererdő Magyarország legnagyobb összefüggő erdővel borított hegyvidéki táján gazdálkodik, mintegy 11 ezer hektáron. Az általa kezelt terület magába foglalja a Mátrát, a Bükk nyugati részét és a Heves-Borsodi-dombságot is. A társaság egyik erdészeti ágazatvezetője, Dudás Béla szerint a klímaváltozás hatására elkezdett átalakulni az erdő állománya, és az utóbbi időkben egyre több negatív változást észleltek az általuk kezelt erdőkben (http1). Ezekhez a változásokhoz pedig alkalmazkodnia kell az erdész szakmának, hogy erdeinket felkészítsék a változásra. Erdeink fafaj összetétele megváltozik, bizonyos növényzeti típusok, mint a fenyvesek, idővel eltűnnek hazánkból, ahogyan Európában is lecsökken állományuk, a jelenség pedig már napjainkban is tart (http2).

A közönséges lucfenyő (*Picea abies*) Európa-szerte pusztul, és nem csak azokban a térségekben, ahol nem őshonos. A fekete- és erdeifenyőket is gombák támadták meg az Egererdő területén. Gombafertőzés már korábban is sok fenyőt pusztított el Magyarországon más

tájain. A Keszthelyi-hegységben például az aszályok miatt legyengült feketefenyők (*Pinus nigra*) mintegy kétharmada pusztult el 2013 környékén egy ilyen fertőzés miatt. A társaság erdészei az elmúlt két évtizedben azzal szembesültek, hogy az időjárási anomáliák (mint például az aszályok) mértéke és gyakorisága is növekedett. A jellemzően őshonos fafajokból álló állománnyal szemben, először az örökzöld fenyveseknél okozott szembetűnő változást a klímaváltozás. Az aszály miatt meggyengült állományon belül a lucfenyőket szúk támadták meg. Szűbogarak eddig is jellemzőek voltak a fenyőkben, de az utóbbi időben egyrészt nagyon elszaporodtak, másrészt, míg korábban a gyantájával védekezett ellenük a fenyő, de napjainkban a száradás miatt már képes bevetni ezt a védekezési stratégiát (http3).

A klímaváltozás miatt hazánk hegységei úgy tűnik már nem elég magasak a fenyőfajok számára. Kellene még legalább plusz 500 méter tengerszintfeletti magasság, hogy megfelelő termőhelye legyen a fenyőknek. A fenyvesek eltűnése hazánkban tehát elkerülhetetlennek látszó folyamat, de a Föld egész északi féltekén ezt lehet tapasztalni (http4).

Horváth Iván, a Pro Silva Hungaria Országos Erdészeti Egyesület elnökének az alábbi véleménye van a lucfenyővel kapcsolatban: „a lucfenyőre keresztet lehet vetni Magyarországon, csak mutatóban fog maradni belőle pár példány” (http5).

Magyarországon húsz év alatt az ötödére csökkent a fenyvesek területe, a húsz évvel ezelőtti 2400 km² mára mindössze 500 km² maradt. Ezenkívül 2020-ban a feketefenyő-állomány tizede elpusztult. Az Agrárminisztérium adatai szerint hazánkban a telepített fenyőfajok közül az erdeifenyő egyedek 27%-a egészséges, míg a feketefenyő esetén mindössze az állomány 3%-a (http6).. Gálhidy László, a WWF Magyarország erdővédelmi projektfelelőse felhívta a figyelmet arra, hogy a klímaváltozás okozta aszályos időszakok, a fenyőültetvények területén korábban nem honos rovarkártevők, valamint a gombásodás terjedése okozza a legnagyobb problémát a fenyőállománynak (WWF 2008). Az elmúlt években az egyébként telepített feketefenyő-állományok vörös színét okozó tűvörösödést gombafertőzés okozza, de a klímaváltozásnak olyan rovarkártevők előnyére is válhat, amelyek hazánkban honosak. Az európai lucfenyőket károsító közönséges szű is sokkal elterjedtebb, mint korábban (http6). Magyarországon is egyre nagyobb problémát jelent a szű, amit megerősített Ódor Péter, a Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai Kutatóközpontjának tudományos főmunkatársa (http6). A lucfenyők elsősorban Nyugat-Magyarországon tapasztalt állománypusztulásában is komoly szerepe volt a szű károsításának; igaz, a kártétel nagyságához hozzájárult az is, hogy a klímaváltozás miatt a fák ellenálló-képessége csökkent a bogarakkal szemben, mert rosszabb a gyantatermelésük.

Európában nemcsak Magyarországon pusztulnak a fenyvesek. Németországban 2018 óta 110 ezer hektárnyi fenyőerdő pusztult el, amivel 70 millió köbméternyi hulladékfa keletkezett (http6)..

3.3. Kapcsolódó nemzetközi szakirodalom

3.3.1. Klimaváltozás hatása a hegyvidéki erdőkre

Az alpesi fahatárok felfelé tolódó tendenciáját már többen prognosztizálták (Kullman 2002, Hagedorn et al. 2014, Harsch et al. 2009), akárcsak a növekvő számú edényes növényfaj elterjedését az alpesi területeken (Grabherr et al. 1994, 2001, Bahn & Körner 2003, Klanderud & Birks 2003, Holzinger et al. 2008, Vittoz et al. 2008, Stöckli et al. 2011, Pauli et al. 2012, Wipf et al. 2013, Steinbauer et al. 2018).

Azonban a klímaváltozásnak az európai erdők fáinak jövőbeni növekedésére és egészségi állapotára gyakorolt hatása egyelőre tisztázatlan (Mátyás & Kramer 2016). Északnyugat-Kanadában a magassági fahatáron végzett kutatások kimutatták, hogy a 11,3 °C-os júliusi, augusztusi átlaghőmérséklet optimális a fák növekedése szempontjából. Amennyiben ezen nyári hónapok átlagos hőmérséklete meghaladja ezt a küszöbértéket, az évgyűrű-szélesség és a hőmérséklet között fennálló pozitív összefüggés gyengül, és csökken az évgyűrűk vastagsága (D'Arrigo et al. 2004). Egy másik, 230 éves dendrokronológiai adatsort felhasználó vizsgálat szerint a magasabb nyári hőmérséklet és a kevesebb havazás egyaránt pozitívan hathat egyes fahatáron tenyésző fák növekedésére (Dolezal et al. 2014).

A hegyvidéki erdők, alpesi fahatárait túlnyomóan a hőmérséklet szabályozza (Körner 2012). A fafajok szempontjából ökológiai határnak tekintett fahatár, nem egy statikus vonal (Yu et al. 2019), a környezeti változások hatásaira eltolódhat, ami további változásokat idézhet elő.

Korábbi tanulmányok kimutatták, hogy az alpesi fahatárok felfelé tolódnak a hőmérséklet emelkedésével párhuzamosan (Beckage et al. 2008, Kammer et al. 2009, Harsch et al. 2009), bár egyes hegyvidéki régiókban a vártnál lassabb lehet, a fahatárok felfelé történő elmozdulása. Ez több okkal is magyarázható, mint amilyen például a fajok közötti kölcsönhatások és válaszreakciók (Liang et al. 2016), továbbá ezek mellett a fahatárt évszázadok, évezredek óta befolyásoló geomorfológiai folyamatok (Macias-Fauria & Johnson 2013), az eltérő környezeti feltételek, mint például a talaj tápanyagtartalma, a permafroszt mélysége és a hótakaró

mintázata, amelyeket a domborzat és a szélhatás erősen befolyásol (Frost & Epstein 2014, Kullman & Öberg 2009, Lloyd 2005, Macias-Fauria & Johnson 2013, Richardson 2004, Wilmking et al. 2012).

Ausztriában, az Alpokban található Schrankogel-hegységben (legmagasabb pontja 3497 méter) vertikális transzekt mentén vizsgálták az edélyes növényfajokat 1994-ben, 2004-ben és 2014-ben (Lamprecht et al. 2018). A gyűjtött adatok azt mutatták, hogy 1994-től 2004-ig alig változott a fajösszetétel a kijelölt mintaterületeken. Ezzel szemben 2004. és 2014. között jóval gyorsabb texturális változásokat észleltek a kutatók. Eredményeik alapján azon melegebb és szárazabb klímához jobban alkalmazkodó növényzet megjelenését és további felfelé történő terjedését prognosztizálták a kutatók, amelyek korábban az alacsonyabb fekvésű, kevésbé zord klímájú hegyvidéki területeken voltak megtalálhatóak. A növényfajok vertikális eloszlási csoportjainak eltérő válaszaik alapján feltételezhető, hogy a megfigyelt mintázatok elsődleges okai feltehetően közvetlenül a felmelegedés hatásai, nem pedig a kompetitív helyettesítés (Lamprecht et al. 2018).

A klímaváltozás hatásai, a magashegyvidéki növényekre nézve, egyelőre nem ismertek, mivel pontosan nem tudjuk, hogy egyes fajok hogyan fognak reagálni, képesek lesznek-e kellőképpen alkalmazkodni a megváltozott élőhelyi sajátosságokhoz. Márpedig ezek az egyelőre nem teljesen ismert válaszreakciók következményekkel járnak a jövő erdőösszetételére nézve (McLachlan et al. 2005, Visser 2008). A Föld szárazföldi területeinek megközelítőleg 30%-át erdők borítják (FAO 2010). Az erdei ökoszisztémák változásai kihatnak a szén- és vízciklusokra, a nettó primer produkció mértékére és sok olyan ökoszisztéma szolgáltatásra, amelyekre az emberi társadalomnak szüksége van, és nagymértékben támaszkodik is rá (Courbaud et al. 2011).

A megváltozó körülményekre adott válaszreakciók a vizsgált fajok függvényében rendkívül eltérőek lehetnek, és akár időben jelentősen késleltetve jelenhetnek meg. A hosszú életű növényfajok, akár még azután is sokáig jelen lehetnek egy adott területen, ha az már számukra klimatikus szempontból alkalmatlanná vált (Suttle et al. 2007).

Egyre több szakirodalom foglalkozik a klímaváltozás és a növények növekedése közötti összefüggésekkel, azonban ezek között alig található a montán és szubalpin övek területének növényzetéhez köthető, ilyen jellegű kutatások. A cserjés területek terjeszkedése a tundrán klímamódosító hatású mivel befolyásolja a felszín albedóját, az energia- és vízmérleget és a permafrosztot, ennek ellenére a cserjék növekedését befolyásoló tényezők alig ismertek (Myers-smith. et al. 2015) Utóbbi elmondható a hegyvidéki fahatáron előforduló cserjéket befolyásoló klimatikus tényezőkről is (Weijers et al. 2018). Pedig a magashegységi és a

magasabb szélességi körök mentén előforduló erdők szenzitívek a klimatikus változásokra, már csak areaperemi helyzetükből adódóan is (Carrer et al. 2007).

Az előrejelzések szerint, a vízkörforgás változásai nem lesznek egyformák a Földön, továbbá növekedni fog a csapadékos és a száraz régiók közötti különbség (IPCC 2013). A magasabb földrajzi szélességeken, valamint a Csendes-óceán Egyenlítő környéki területén az éves átlagos csapadékmennyiség valószínűleg növekedni fog. Több közepes földrajzi szélességen fekvő, szubtrópusi száraz klímájú területen az átlagos csapadékmennyiség valószínűleg csökkenni fog, ezzel szemben a közepes földrajzi szélességű, csapadékosabb területeken a csapadékmennyiség növekedése várható, a legtöbb forgatókönyv alapján. Nagy valószínűséggel, a csapadékkal járó események intenzívebbé és gyakoribbá válnak majd a közepes földrajzi szélességek jelentős részén, akárcsak a csapadékos trópusi területeken (NATÉR 2018). Az Európai Környezetvédelmi Hivatal jelentése szerint (EEA 2017) a klímaváltozás miatt mediterrán jellegű klíma alakulhat ki Magyarországon, amely az ország déli részén rendszeres aszály veszélyével fenyeget. Magyarországon az elmúlt 50 év átlagában a csapadékmennyiség 10-15% csökkent. Ez azt jelenti, hogy az évi átlagos csapadékmennyiség 720 milliméterről 640 milliméterre esett vissza. Magyarország sajátos földrajzi viszonyaiból következően az árvizek és a belvizek előfordulásának egyaránt nagy a valószínűsége, és a jövőben is számolnunk kell ezzel a veszéllyel. A klímaváltozás következtében nőttek az intenzív, hirtelen lezúduló esőzések, a szélsőséges csapadékesemények és egyes vízgyűjtőkben a vízhozamok növekvő trendje, amely regionális léptékben nagyobb árvízi kockázatot jelent. Az éghajlati szélsőségek újabb keletű hatásai, mint a hőhullámok, az aszályok, az árvizek, a ciklonok és a tüzek azt mutatják, hogy egyes természetes ökoszisztémák, továbbá számos ember által létrehozott agroökoszisztéma rendszer, jelentős mértékben sérülékeny és ki van téve az éghajlat jelenlegi változékonyságának (NATÉR 2018).

3.3.2. A közönséges luc és a havasi törpefenyő vizsgálatai

A közönséges lucfenyő (*Picea abies* (L.) H. Karst) egészségi állapotát a legtöbb esetben dendrokronológiai módszerekkel vizsgálták. A Magas-Tátra területén egy magassági gradiens (839–1468 m) mentén végzett kutatás azt mutatta ki, hogy az adott évi sugárirányú évgyűrűvastagodás, valamint az átlagos márciusi, áprilisi, júniusi és júliusi, illetve a megelőző év októberi átlaghőmérséklete között pozitív korreláció figyelhető meg (Savva et al. 2006). A magasabb térszíneken tenyésző fák szenzitívebbnek bizonyultak a hőmérséklet-változással

szemben. Egy páneurópai elemzés igazolta, hogy a lucfenyő vertikális elterjedésének alsó határát képviselő hegyvidéki elegyes erdőkben az elmúlt 30 évben a faj produkciója szignifikánsan, közel negyedével csökkent (Hilmers et al. 2019). Szintén európai léptékű modellezéssel mutatták ki, hogy a jövőbeli klimatikus változások következtében feltételezhető a lucfenyő elterjedésének magasabb, hegyvidéki régiók felé történő elmozdulása (Falk & Hempelmann 2013).

A *Picea abies* klimatikus változásokkal szembeni ellenállóképessége elmarad más fafajoktól, mint például a közönséges bükkötől (*Fagus sylvatica*) és a kocsánytalan tölgytől (*Quercus petraea*), amit a faj melegebb és szárazabb élőhelyeken tapasztalható produkciócsökkenése is jelez (Sáenz-Romero et al. 2019).

A Svájci-Alpokban közel 600 faegyed évgyűrűvizsgálata kimutatta, hogy a lucfenyő esetében az évgyűrű-vastagodás és a rövid nyári időszak átlaghőmérséklete között erős, pozitív összefüggés van. Magasabb tengerszint feletti magasságban és hosszabb időskálán modellezve mind a közönséges lucfenyő, mind a havasi törpefenyő (*Pinus mugo* Turra) produkciója erősebb hőmérsékletfüggést mutatott (Matthias et al. 2017). A havasi törpefenyő esetében az eddigi egészségi állapot-vizsgálatok jellemzően a faj és a légszennyezettség kapcsolatára fókuszáltak, mivel a *Pinus mugo* kiváló bioindikátornak számít. A havasi törpefenyő pollenmag-abortivitása és a légszennyezettség között pozitív összefüggést figyeltek meg, ami legerősebben a faj vertikális elterjedésének felső határán volt észlelhető (Chropeňová et al. 2016). Ez egyben jelzi a fahatáron előforduló egyedeknek, az abiotikus stressztényezőkkel szembeni fokozott mértékű kitettségét és érzékenységét.

Csehországban egy országos léptékű reprezentatív felmérés eredményeként azt tapasztalták, hogy a száradó telepített lucfenyő (*Picea abies* [L.] Karst) állományok 61,2%-a, míg a vizuálisan egészségesnek tűnő egyedek 42,9%-a volt korhasztó hatású tuskógombával (*Armillaria ostoyae* [Romagnesi] Herink) fertőzött, feltehetőleg a szárazság és a csökkenő talajvízszint miatt (Holuša et al. 2018).

Az eddigi vizsgálatok kimutatták, hogy a közönséges lucfenyő és a havasi törpefenyő egyedek együttes előfordulása esetén, a magassági eloszlásuk felső (lucfenyő) és alsó (törpefenyő) szegélyeiben a két faj versengő kölcsönhatásban van egymással, egészséges esetben a havasi törpefenyő egyedek megakadályozzák a lucfenyő egyedek vertikálisan felfelé történő terjeszkedését (Šenfeldr et al. 2014, Dial et al. 2016, Liang et al. 2016). Ennek ellenére Közép- és Kelet-Európából a lucfenyő széles körű felfelé történő terjeszkedéséről számoltak be kutatók (Gehrig-Fasel et al. 2007, Czajka et al. 2015a, Kaczka et al. 2015a, Treml et al. 2016). Ezeket a felfelé történő agresszív terjeszkedést, azonban lassítják a havasi törpefenyves öv sűrű

állománnyal rendelkező területei (Kaczka et al. 2015b, Treml & Chuman 2015). Másrészt a törpefenyő állomány magoncokat védelmező mikroklimatikus hatása révén megkönnyíthetik a lucfenyvesek lassú, felfelé való haladását (Šenfeldr et al. 2014, Calderaro et al. 2020).

Pellizzari (2017) egy másik hegyvidéki faj, a közönséges boróka (*Juniperus communis*) egyedeinek példáján keresztül eltérő növekedési tendenciákat mutatott ki a faj cserje- és fatermetű egyedei között, előbbiek a fahatár szélén, utóbbiak a boróka állomány közepén fejlődtek.

Közép-Európa erdeiben, az utóbbi évtizedekben a fásszárúak produkciójának intenzívebb növekedése tapasztalható, egyrészt az éghajlat melegedése (Büntgen et al. 2008, Treml et al. 2015, Jochner et al. 2018, Ponocná et al. 2018), másrészt feltehetően más tényezők, mint például a nitrogén fokozódó mértékű légköri ülepedésének, illetve a légköri CO₂ koncentráció mennyiségének a növekedése miatt (Kolář et al. 2015, Cienciala et al. 2018).

A fásszárúak közül a cserjék, jellemzően jobban ki vannak téve a környezet különböző változásainak, mivel alacsonyabb termetük miatt jobban hatnak rájuk a talajközeli viszonyok, mint a magasabb termetű fákra (Körner 2012, Treml et al. 2019). Ezért a cserjék a fáktól eltérő növekedési tendenciákat mutathatnak, amit valószínűleg a klímaváltozás különböző tényezői is befolyásolnak. A fák által dominált hegyvidéki magassági öv és a cserjék által uralt alsó alpesi öv határtelületén a cserjék helyettesítik a fákat, mivel előbbiek alacsonyabb termetükre való tekintettel, jobban alkalmazkodtak a zord, hideg időjárási körülményekhez (Myers-Smith et al. 2015, Götmark et al. 2016).

A havasi törpefenyő (*Pinus mugo*) dominálta cserjések növekedése a Nyugati-Kárpátokban jól korrelált a nyári léghőmérséklettel, hasonlóan más, a környező területek fahatárán elterjedt fajokhoz [39]. Ugyanezeket a *Pinus mugo* cserjés területeket a növekedés kezdetekor hasonló hőmérsékleti küszöbértékek jellemezték, de a közönséges lucfenyőhöz képest rövidebb növekedési periódussal ugyanazon a helyen (Treml et al. 2019).

Az Északi-Alpoktól a Fehér-Kárpátok néhány alpesi növényzetű szigetén át, a Nyugati-Kárpátokig a *Picea abies* és a *Pinus mugo* a domináns fa- és cserjefaj a zárt lombkoronájú erdők és a cserjék által dominált alsó-havasi öv közötti átmeneti zónában (Úradníček et al. 2010, Švajda et al. 2011, Czajka et al. 2015b, Šenfeldr et al. 2016).

A vegetációs övek határtelületének két oldalán uralkodó fásszárú fajok növekedési tendenciáinak és klimatikus válaszainak összehasonlítása hasznos lehet, annak előrejelzésében, hogy az általuk dominált vegetáció hogyan fog változni a jövőben, a globális felmelegedés során (Šenfeldr et al. 2016). Az eddigi vizsgálatok alapján feltételezhető, hogy a *Picea abies* és a *Pinus mugo* eltérő nagyfrekvenciás növekedési mintákat mutatnak, mivel ezek az uralkodó

fa- és cserjefajok eltérő környezeti feltételekkel jellemezhetőek, ami különböző növekedési formában is tetten érhető. A *Pinus mugo* feltehetően kisebb mértékű választ fog mutatni a hőmérséklet változására, mint a *Picea abies*, mivel több növekedést befolyásoló tényező hat rá. A *Pinus mugo* növekedési tendenciája várhatóan lassabb lesz, a *Picea abies*-hez képest, mivel a *Pinus mugo*-t befolyásolják a talajközeli mikroklímatis viszonyok (Šenfeldr et al. 2021).

Közép-Európa négy hegységében, a Magas-Tátrában (2655 m), a Hrubý Jeseník-hegységben (1491 m), a Krkonoše-hegységben (1603 m) és a Bajor-Alpokban (2962 m) vizsgálták a *Picea abies* és a *Pinus mugo* fajokat. A felmérés célja az volt, hogy megfigyeljék és összehasonlítsák a lucfenyő és a hegyi törpefenyő változásait az éghajlat- illetve a növekedés tekintetében. A kiválasztott mintaterületek közzétanilag változatosak voltak, mivel savanyú, tápanyagszegény gránit (Magas-Tátra), savanyú, tápanyagszegény metamorf kőzetek (Hrubý Jeseník, Krkonoše), illetve mészkő alapkőzet (Bajor-Alpok) egyaránt megtalálhatóak voltak a kiválasztott mintaterületen. Az évi átlagos csapadékösszeg 1200 és 2500 mm között változott (előbbi (Hrubý Jeseník, utóbbi a Magas-Tátra). A hőmérsékleti jellemzők, minden vizsgált területen hasonlóak voltak a kiválasztott növényzeti övekben, ami a lucfenyő és törpefenyő fajok, területtől független, hasonló hőmérsékleti limitációjára utal. A fahatárokon mutatkozó nagyobb hőmérsékleti különbséget az óceani/kontinentális hatás mértéke befolyásolta, ami kihatott a tenyészidőszak klímájára is (Kašpar & Tremel 2016). A kutatás folyamán évgyűrűs mintasorozatokot gyűjtöttek Közép-Európa négy említett hegyvonulatán, ahol egyaránt megtalálható a közönséges lucfenyő (*Picea abies*) és a havasi törpefenyő (*Pinus mugo*). A kutatócsoport összeállított egy évgyűrű-kronológiát, amely nagy gyakoriságú változékonyságot és hosszú távú tendenciákat tartalmazott, majd feltárták és összehasonlították a közönséges lucfenyő és a havasi törpefenyő esetében, illetve között, az éghajlat-növekedés kapcsolatát, illetve a növekedési tendenciákat. Az elemzések az mutatják, hogy a *Picea abies*-t jobban befolyásolja a nyári hőmérséklet, mint a *Pinus mugo* egyedeket. A havasi törpefenyő esetében viszont megfigyelhető volt, hogy a mikro helyszínek, a mikroklíma jobban befolyásolja a faj elterjedésének a mértékét, irányát, mint a lucfenyővel borított területek esetében. A kutatások alapján elmondható, hogy a vizsgált közép-európai helyszíneken a közönséges lucfenyők növekedése gyorsabb volt, mint a havasi törpefenyőké (Kašpar & Tremel 2016).

Az egyre növekvő hőmérséklet miatt, sokkal inkább stresszelt állapotban vannak a lucfenyvesek a felső elterjedési határukon, mint a feljebb elhelyezkedő törpefenyők (Šenfeldr et al. 2021). Bréda & Peiffer (2014) a klímaváltozás látható jeleiként több egyidejű jelenséget is felsoroltak, így az erdőtüzek gyakoribbá válását (különösen Dél-Franciaországban), egyes klaszikus kórokozók fertőzési veszélyének növekedését, a

vegetációdinamikai folyamatok felgyorsulása és a szárazodó klíma miatt. Ezzel párhuzamosan az erdőállományok klimatikus stressz miatti legyengülése és ennek következtében a kórokozókkal és kártevőkkel szembeni ellenálló képességük csökken, és extrém esetekben az egyre gyakoribb és jelentősebb klimatikus szélsőségek miatti állomány-pusztulások várhatóak (Bréda 2014). Borhidi (2014) is arra keresi a választ, hogy az erdőkben a klímaváltozás kapcsán megváltozó létfeltételekhez való alkalmazkodás, hogyan valósítható meg, illetve mennyire lehet a változások elébe menni. Az özőnfajok térhódítása feltehetően tovább nő a változó klíma hatására, mivel a stresszelt őshonos fajokból álló társulások, a megváltozó környezetben még inkább ki vannak téve az inváziós fertőzöttség veszélyének (Smith et al. 2000, Stachowitz et al. 2002). Az átmeneti zónák érzékenységére hívja fel a figyelmet Brown és munkatársainak (1997) kutatása, amikor a megváltozó klimatikus körülményeket (több téli csapadék) tették felelőssé az arizonai gyepterületek elcserjésedéséért, ami a tájhasználatától független volt. Szintén az átmeneti zónák érzékenységét emeli ki Allen & Breshears (1998), kutatásuk szerint az 1950-es évekbeli aszály hatása, hogy Új-Mexikó északi részén 5 év alatt 2 km-rel feljebb húzódott az összefüggő erdőállományok határa a hegyekben. Az ökológiai mutatók és a szociálmagatartás-típusok együttes alkalmazásával a társulásokban végbemenő változások már korai stádiumban detektálhatók, például a pionír fajok elterjedése a sivatagosodás első jeleként értékelhető (Borhidi 1993).

4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. Vizsgált növényfajok

Közönséges lucfenyő – *Picea abies* (L.) H. Karst

Az európai hegyvidékeken és az északi síkságokon a Lappföldtől egész a Balkánig terjedő fontos erdőalkotó fa. Európai elterjedési területe egy északi, jórészt síksági-dombvidéki, és egy alpesi-kárpáti övre különül. Északon eléri a finn Inari-tavat, délen a Riviéra fölött Tengeri-Alpokat, keleten pedig a bolgár-görög határon az Ali Botuson (Slavjanka) is jelen van. A Kárpátokban északon 500 és 1800, délen 800 és 1950 m között fordul elő és a bükkösök fölött összefüggő övet alkot. A századfordulón a történelmi magyarországi erdők még közel 14%-a lucos volt (Polunyin 1981, Debreczy & Rácz 2000).

Magas, szabályos kúpos fa, amely akár 50 méter magasra is megnőhet. A közönséges lucfenyő kérge sima, szürkés-vörösbarna majd idősebb korában kerekded, pikkelyekben leváló. Vezérágai ívesen felhajlók, oldalágai csüngők, érett hajtásai vörös- vagy sárgásbarnák, csaknem kopaszak, az elfásodott levélalapoktól pikkelyesen rovátkoltak. Tülevelei (1-2,5 cm) fiatal korában és lenn a hajtás két oldalára hajlók, fenn sugárirányban elállóak, négyélűek, sötétzöldek és szúrósan kihegyezettek. A tobozok (10-16 cm) merev, de rugalmas pikkelyűek, kettős („kicsípett”) vagy lekerekedő csúcsúak. A porzós tobozok végállóak, a termősek felállóak majd lehajlók, a tobozok egészben lehullók. Jól felismerhető a lucokra oly jellemző elfásodott – a tűk lehullása után is visszamaradó – levélalapokról, melyek a kopasz hajtásnak érdes, szúrós tapintást adnak (Polunyin 1981, Debreczy & Rácz 2000).

Havasi törpefenyő – *Pinus mugo* Turra

Az alpi-hegységrendszer növénye, rokonaival nyugat felé a Pireneusokig, északon a cseh Érc- és Óriás-hegységig, délkeleti irányban a Kárpátokon át a Balkán-hegységi Pirinig, az Appennini-félszigeten az Abruzzi-Alpokig, az Ibériai-félszigeten „Castellan Spanyolországig” a Serrania de Cuenca-ig jutott el. Az európai magashegységekre jellemző, de tőzegmohalápokon az alacsonyabb övben is előfordul (Polunyin 1981, Debreczy & Rácz 2000).

Termőhelyén cserjés növekedésű vagy heverő törzsű bokorfa, mely mindössze 3,5 m-es magasságot ér el. Idős kérge pikkelyes, a hajtások rugalmasak, tűi (3-6 cm) viszonylag szélesek, kissé csavartak, fényes sötétzöldek; a tobozok (2-4 cm) keskeny kúp alakúak, olykor gömbösek, gyakran részaránytalanok. Iker-edénynyalábos (diploxyton), 2 tűs faj. A Földön csak három

ikertűs törpefenyő ismert, de a másik két faj haploxyton /az egyik cirbolya (*Pinus cembra*), a másik pedig diófenyő (*Pinus monophylla*)/ (Polunyin 1981, Debreczy & Rácz 2000).

4.2. Vizsgálati területek

Doktori kutatásomat az Alpokban végeztem, amelynek vonulatai a Ligur-tengertől a Kárpát-medencéig közel 1200 km hosszúságban és mintegy 180 km szélességben húzódnak K-Ny-i irányban (Küpper 1964). Az egykori Laurázsia és Gondwana összeütközésének eredményeként létrejött fiatal lánchegységben hatalmas áttolt takaróredők képződtek és kialakult az Alpok jellegzetes szerkezete, amelyben a kőzettípus és a területi elhelyezkedés alapján három jellegzetes takarót különíthetünk el. A még variszkuszi elemeket is tartalmazó helvétai takaró az egykori laurázsiai területeken képződött a földtörténeti középidő elején. A pennini takaró a Gondwana és Laurázsia között elhelyezkedő óceáni medencék térségéhez tartozó kőzetekből áll, míg az ún. kelet-alpi takaró a Gondwana északi partszegélyén képződött, nagy tömegű vastagpados triász üledékeket (mészkö, dolomit) jelenti. E három takarórendszer a lemeztektonikai mozgások következtében egymás fölé torlódott, majd az eltérő mértékű lepusztulás térben jól differenciált felszíni előfordulást eredményezett (http7).

Az Alpokat nagyjából a Bodeni-tó és a Comói-tó közti képzeletbeli vonal mentén két részre, Nyugati- és Keleti-Alpokra oszthatjuk fel. Doktori kutatómunkámat a Keleti-Alpokban végeztem, ezt a területet főként a kelet-alpi takaró borítja, ahol az idősebb kristályos és átalakult helvétai és pennini szerkezetek csak egyes, ún. tektonikai ablakokon keresztül (pl. Engadini-ablak, Tauern ablak, Wechsel-ablak, Kőszeg-rohonci-ablak) bukkannak a felszínre (Földtani közlöny 1977). A Keleti-Alpok legmagasabb tagja (Grossglockner 3797 m) kristályos kőzetből épül fel. A kristályos vonulatokat javarészt mészkőből felépülő hegyláncok fogják körül. A vonulatok átlagmagassága keleti irányba, a Duna-völgyéig, illetve a Bécsi-medencéig fokozatosan csökken, de még a legkeletibb vonulatok is megőrzik magashegységi jellegüket (http8).

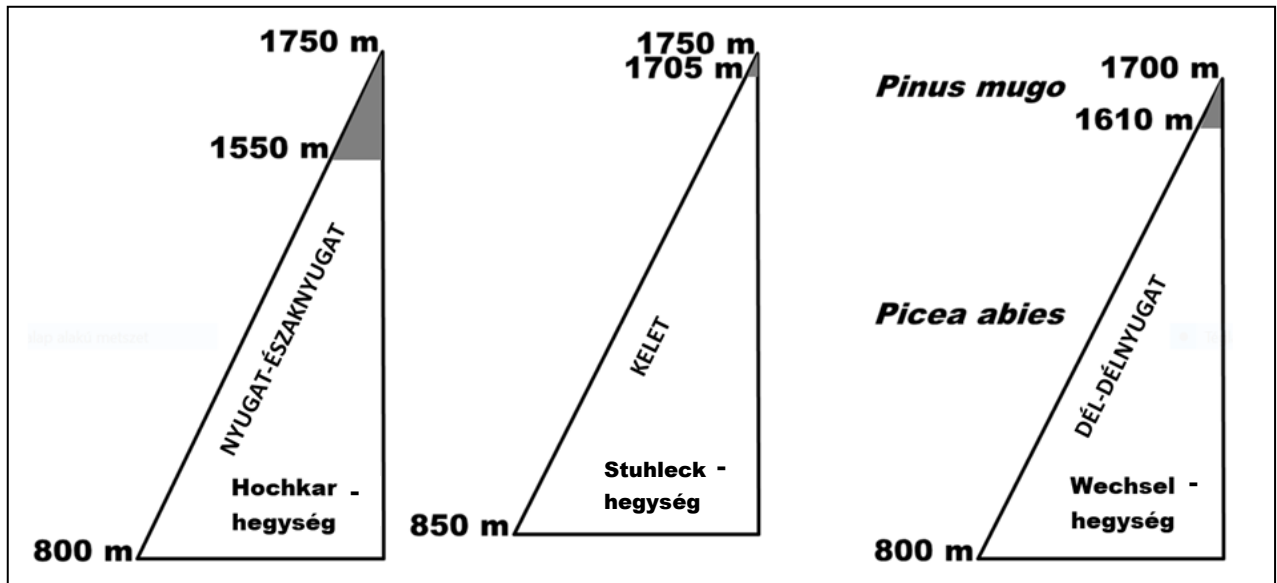
A Keleti-Alpokban, Ausztriában kiválasztott vizsgálati területem az alábbiak voltak (1. ábra):

- Hochkar-hegység,
- Stuhleck-hegység,
- Wechsel-hegység.



1. ábra: A három kiválasztott mintaterület elhelyezkedése a Keleti-Alpokban. A sárga színű pont jelölés mutatja a Hochkar-hegység, a piros jelölés a Stuhleck-hegység, míg a zöld jelölés a Wechsel-hegység elhelyezkedését (Saját szerkesztés, Google Earth, 2021. november).

Mindhárom kiválasztott hegység alacsonyabb hegyvidéki (montán) övében a *Picea abies*, míg a magasabban fekvő (szubalpin) övben a *Pinus mugo* dominált (2. ábra), ezért ezek a fajok lettek kiválasztva a műszeres egészségügyi állapot vizsgálatához, az ArborSonic és az ArborElectro mérőműszerekkel végzett méréseimhez. Mind a három mintaterületen a *Picea abies* és a *Pinus mugo* által dominált állományok teljes elterjedési területén, egy magassági (vertikális) transzekt mentén végeztem az adatgyűjtéseket. Fontos szempont volt, hogy a hegyi utaktól minimum 10 méteres távolságban az erdőállomány belső része felé legyenek kiválasztva a fák a mintavételezésre, ezáltal minimalizálva az antropogén eredetű zavarást és környezeti terhelést.



2. ábra: A kiválasztott hegységekben a vizsgált mintaterületek tengerszint feletti magasságának vertikális kiterjedése. Az ábrán látható a mintaterületek kitétsége is. Az ábrán a fehér háttérrel rendelkező terület mutatja a *Picea abies* dominálta zónát, míg a felette lévő, sötét színnel jelzett sáv a *Pinus mugo* állomány szintű elterjedési területét mutatja (Falvai et al. 2021).

4.2.1. Hochkar-hegység

A Hochkar-hegység a Göstling-Alpok részeként, Steiermark és Alsó-Ausztria határán helyezkedik el, Béctől 150 km-re DNY-ra (György et al. 2018). A Hochkar-hegység meredeken süllyed déli irányba, a Lassingbach- és a Salza-völgyéig, míg északi szárnya enyhébb lejtésű az Ybbs nevezetű település felé. Geológiai szempontból a Hochkar-hegység területe mészkőben gazdag, különösen az északi szélén (Dekkenstim). A hegység legmagasabb pontja 1808 méterrel van a tengerszint felett (Hans 1996), mely csúcsnak a koordinátái a következők: 47°43'N, 14°54'E.

4.2.2. Stuhleck-hegység

A Stuhleck-hegység földrajzi értelemben a Fischbacher-Alpokhoz tartozik, ami a Stájer Randgebirge része. Geomorfológiailag a Gleinalpe-hegység keleti folytatásaként írják le (Lieb

1991). A Ficshbach–Alpok nagy része geológiailag az úgynevezett Semmering- és Wechsel-rendszerhez tartozik (Pahr 1982). A Semmering-rendszer jellemző kőzetei a durva gneisz, a kvarcban gazdag csillámpalák, a kvarcfillitek, a finomszemcsés metakvarzitok, valamint a karbonátos triász mészkő és dolomitok (Pahr 1982, Flügel & Neubauer 1984).

A Stuhleck-hegység legmagasabb pontja 1782 méter magasan van, amelynek csúcs koordinátái: 47°34'N, 15°47'E.

4.2.3. Wechsel-hegység

A Wechsel-hegység az Alsó Ausztria és Steiermark területén helyezkedik el, az Alpok legkeletibb hegyvonulataként a Murától keletre. Geológiai szempontból a terület az osztrák Közép-Alpok kelet felé húzódó, ún. Carapace régióját képviseli. Kőzetállományát főként Wechsel-pala és Wechsel gneisz alkotja (Faupl 1970). Triász időszaki karbonátjai, a szomszédos Semmering-rendszerhez hasonlóan mészkőből, dolomitból, különböző kvarcitokból és kvarckonglomerátumokból állnak (Schuster 2001).

Legmagasabb pontja, az ún. Hochwechsel 1743 méter tengerszint feletti magasságban van. Ennek koordinátái: 47°31'49"É, 15°54'50"K.

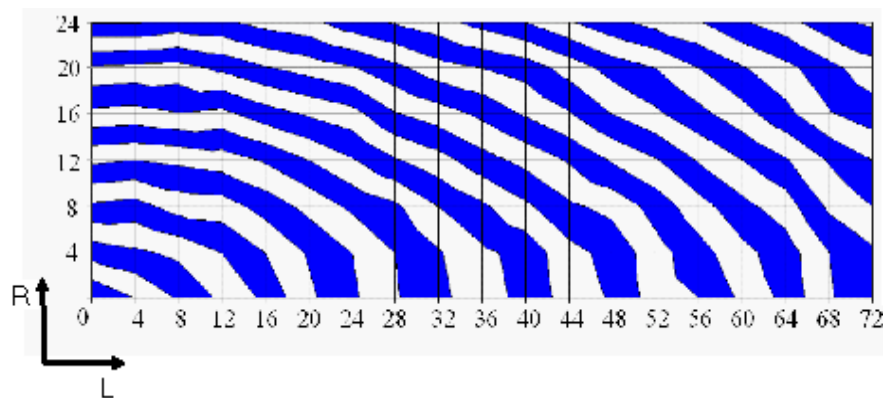
4.3. Vizsgálati módszerek

4.3.1. ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf (FAKOPP)

Az ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf roncsolásmentesen képes meghatározni a faszervezet pillanatnyi szilárdságát, illetve a károsodás mértékét és kiterjedését segít körülhatárolni (Frankl et al. 2006, Divós & Szalay 2002, Falvai et al. 2021). Az Akusztikus Tomográf a hangsebesség mérésével kitűnő lehetőséget biztosít az élő fák rejtett hibáinak (üregek, korhadás) felderítésére (Divós & Szalay 2002, Kloiber et al. 2006), vagyis alkalmas a korhadtság vizsgálatára.

A rostokkal párhuzamosan a hang terjedési sebessége elérheti a 4000-5000 m/s-ot, mely 15-ször gyorsabb, a levegőben terjedő sebességnél. Ezt a jelentős különbséget kihasználva került kifejlesztésre a FAKOPP műszer, valamint azon a tényen alapulva, miszerint a hanghullámok terjedési sebessége szoros összefüggésben van a faanyag mechanikai tulajdonságaival (Divós & Divós 2005, Divós et al. 2005).

A korhadás és annak mértéke legtöbbször kívülről nem látható. Pedig a fatörzs belső állapotának ismerete alapvetően befolyásolja a fa megítélését. A hangsebesség mérésével a fa törzsében levő üregek, korhadások mérete és elhelyezkedése meghatározható. A sebesség csökkenése két érzékelő között jelzi a korhadás jelenlétét. Az érzékelők számának növelésével lehetőség kínálkozik a vizsgált síkban a korhadás helyének és nagyságának meghatározására. A faanyagban haladó hanghullámok terjedési sebessége, függ az anatómiai iránytól, ezért a hullámfront közel ellipszoid felületnek tekinthető. Az alábbi ábrán (3. ábra) a longitudinális rezgés kísérletileg meghatározott hullámfrontját látjuk az L-R síkban. Leggyorsabban a longitudinális hullámok terjednek, sebességük rostirányban meghaladja az 5000 m/s-ot, radiális és tangenciális irányban pedig megközelíti a 2000 m/s-ot. A hangsebesség adatok függnek a fafajtól és a nedvességtartalomtól (Bucur 1995, Divos & Divos 2005).



3. ábra: Longitudinális hullám frontja egy 24x72 cm-es fenyő deszkában. A bal alsó sarokból induló hullámfront alakját 10 μ s-os lépésekben van ábrázolva (Divós & Divós 2002).

Az alábbi táblázat (1. táblázat) néhány fafajra jellemző radiális és rostirányú hangsebességet mutatja be. Amint az a táblázatban is látható, a rostirányú hangsebesség a tűlevelű fák esetén nagyobb, mint a széleslevelű, lombos fajoknál [166, 164]. (Divós & Szalay 2002, Divos & Divos 2005).

Fafaj	Radiális hangsebesség [m/s]	Rostirányú hangsebesség [m/s]
<i>Picea abies</i>	1470	5200
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1850	4700
<i>Larix decidua</i>	1490	5100
<i>Tilia sp.</i>	1690	4400

1. táblázat: Adott fafajok hangsebesség adatai (Divós & Szalay 2002).

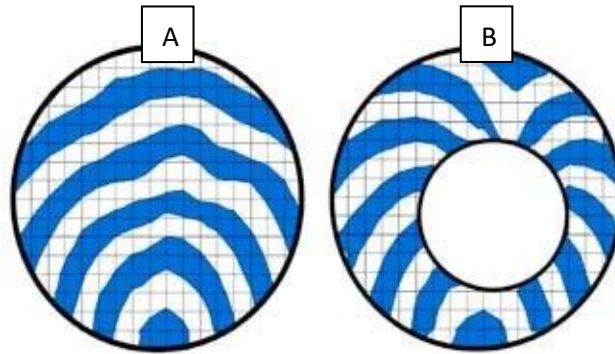
A nedvességtartalomtól való függés elsősorban a 0-30%-os tartományban meghatározó, ugyanis rosttelítettség felett a cellulóz rostok állapota már nem változik, és a hangsebesség lényegében független lesz a nedvességtartalomtól. Mivel élő fák esetében a nedvességtartalom mindig meghaladja a rosttelítettségi határt, ezért a nedvességtartalom nem befolyásolja az élő fák vizsgálatát. Viszont a hang terjedését, üregek jelenléte vagy korhadtság jelentősen befolyásolja (Bethge & Mattheck 1993, Divos & Divos 2005).

A korhadást okozó gombákat két fő csoportba sorolhatjuk: barna és fehér korhasztó gombák. A barna korhasztó gombák a cellulózt bontják, ami felelős a hang továbbításáért is. Ezért a barna korhasztó gomba által korhasztott faanyag jól kimutatható. A fehér korhasztó gombák a lignint bontják le a fában. Az ilyen fahiba akusztikus detektálása nehéz, mert csak kismértékben változtatja meg a faanyag akusztikai tulajdonságait. Amikor egy korhadt élő fát két érzékelő segítségével vizsgálunk (4. ábra), a hang áthaladási idejének növekedését rendszerint az úthossz növekedésével magyarázzuk (Divós & Divos 2002).



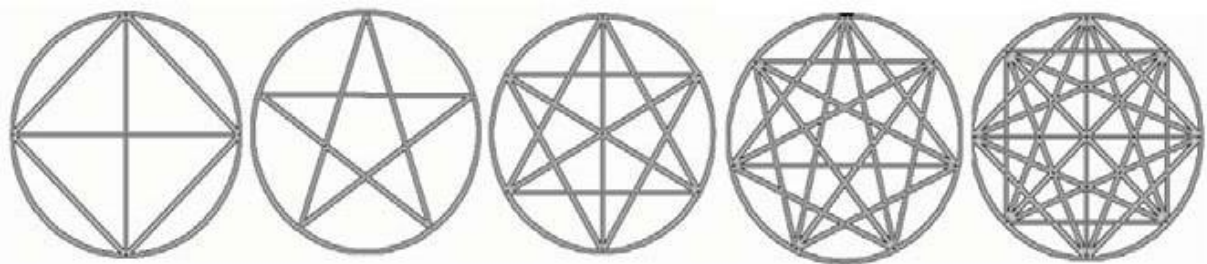
4. ábra: A hang terjedési ideje egészséges és korhadt fában, rostirányra merőlegesen. A hang egy lehetséges útját a szürke vonal jelzi (Divós & Szalay 2002).

A hang természetesen nem csak egy vonal mentén terjed, hanem hullámfront formájában halad végig a faanyagban. Ennek a hullámfrontnak a terjedését szemlélteti az (5. ábra) egy 32 cm átmérőjű ép (A), illetve egy 12 cm átmérőjű üreget tartalmazó (B) tölgy fakorong esetén (Divós & Divós 2002).



5. ábra: A hullámfront terjedése egy 32 cm átmérőjű ép (A) és üreges (B) tölgyfa korongban. A hanghullám a korong alsó széléről indul. A hullámfrontot 20 μ s-os időközönként van ábrázolva (Divós & Szalay 2002, Divos & Divos 2005).

Amennyiben kíváncsiak vagyunk a korhadás helyére és nagyságára is, akkor nem elegendő csupán egyetlen vonal mentén mérni a hangsebességet, hanem több pont között kell elvégezni a mérést. A 6. ábrán a 4, 5, 6, 7, illetve 8 érzékelős összeállítás esetén a mérhető „útvonalak” láthatók. A szomszédos érzékelők közötti vonalak csak a négy érzékelős változatban szerepelnek (Divós & Divós 2002).



6. ábra: Több érzékelős elrendezésben vizsgálható „útvonalak” (Divós & Szalay 2002).

Az érzékelők számának növelésével egyre jobban, egyre érzékenyebben fedjük le a vizsgált keresztmetszetet. Amennyiben az érzékelők száma N , akkor $N(N-1)/2$ útvonalon tudjuk meghatározni a hangsebességet. A 6. ábrán felrajzolt vonalak különböző anatómiai irányokat tükröznek. Ez azt jelenti, hogy mennyiben N számú érzékelőt használunk, akkor $N/2$ egész részszámú különböző anatómiai irányban jutunk hangsebesség adathoz a rostokra merőleges

RT síkban. Ez azért fontos, mert a hangsebesség függ az anatómiai iránytól, radiális irányban 10-30%-kal nagyobb, mint tangenciális irányban. Az értékelés során ezt figyelembe kell venni. Ez úgy történik, hogy a radiális irány kivételével mindegyik sebességet egy korrekciós tényezővel megszorozzuk azért, hogy a mérés helyén a radiálissal egyenértékű sebességet kapjunk. További mérés technikai érdekesség, hogy az érzékelő túske és a hozzá érkező hullámfront felülete által bezárt szög befolyásolja a detektált jel amplitúdóját, nevezetesen, ha a túske α szöget zár be a hullámfronttal, akkor $\sin(\alpha)$ tényezővel változik a jel nagysága. A jel nagysága sajnos kismértékben befolyásolja a mért terjedési időt is, ezáltal a csökkenő amplitúdó kismértékben csökkenő sebességet eredményez. Ezt a jelenséget szintén figyelembe kell venni a korrekciónál. Az anatómiai irány és a mérés technikai hiba együttes hatását egy 6 csatornás elrendezés esetében a 2. táblázatban szereplő korrekciós tényezők segítségével lehet figyelembe venni (Divós & Divós 2002).

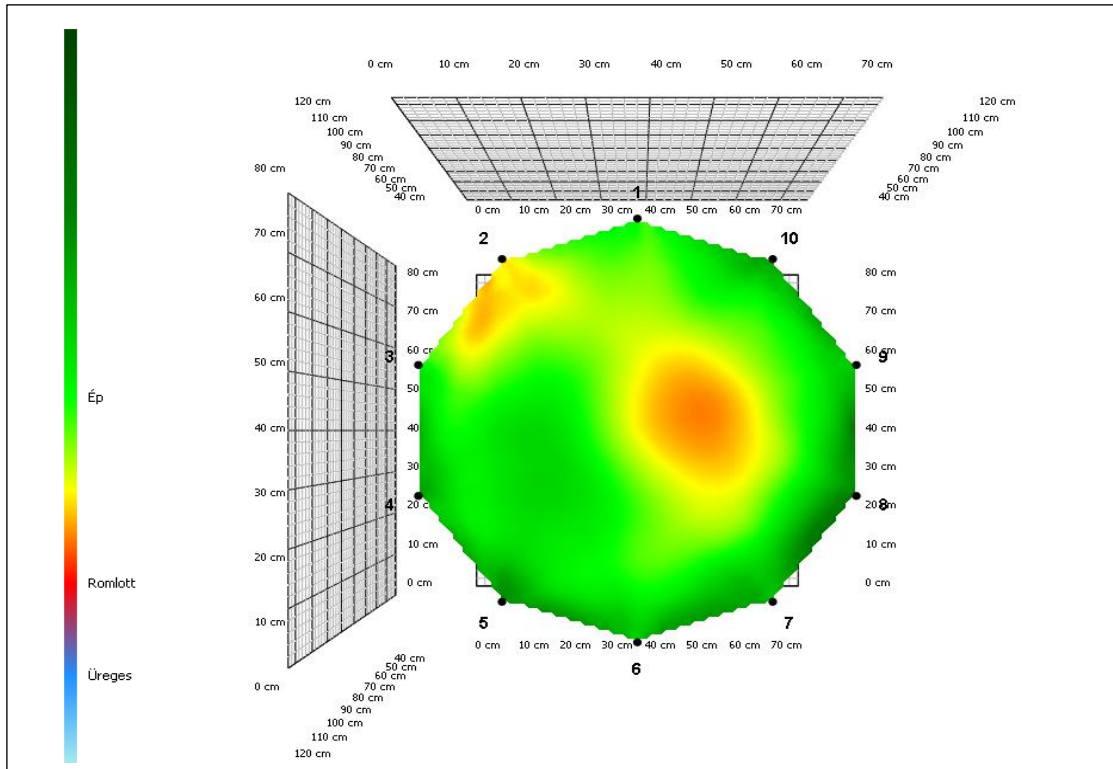
Fafaj	Radiális iránnyalbezárt szög	0	30	60
	Anatómiai irány	radiális	-	közel tangenciális
<i>Picea abies</i>		1	1,17	1,30
<i>Quercus</i>		1	1,09	1,21
<i>Fagus sylvatica</i>		1	1,05	1,1
<i>Tilia</i>		1	1,19	1,31

2. táblázat: Korrekciós tényezők az anatómiai irány és fafaj függvényében (Divós & Szalay 2002, Divos & Divós 2005).

Ezekkel megszorozva a mért adatokat egységesen a radiálissal egyenértékű hangsebességet kapunk. Ez a korrekciós tényező, fafaj és anatómiai irányfüggő. A táblázatban a radiális iránynak 0° , a tangenciálisnak a 90° felel meg. Az érzékelők számának növelésével lehetőség kínálkozik a felbontás növelésére. A felbontás csak egy bizonyos, jelenleg vizsgált határig növelhető, de az érzékelők számát minden bizonnyal nem éri meg végtelenségig növelni, mert egy idő után nem jutunk többlet információhoz (Divós & Divós 2005, Haylock 2008).

A doktori kutatásom fő pillérét az ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf műszerrel történt mérések adják, mely maximálisan 32 érzékelőt képes fogadni. Két-két érzékelőhöz tartozik egy erősítő doboz. Az erősítő dobozok RS232-es soros vonalon küldik a mért adatokat az adatgyűjtő és értékelő számítógéphez. Az egyik érzékelőt megkoppintva az összes többi érzékelő megméri a hang beérkezési idejét. Az érzékelők közti távolság adatokat átlalóval határozzuk meg,

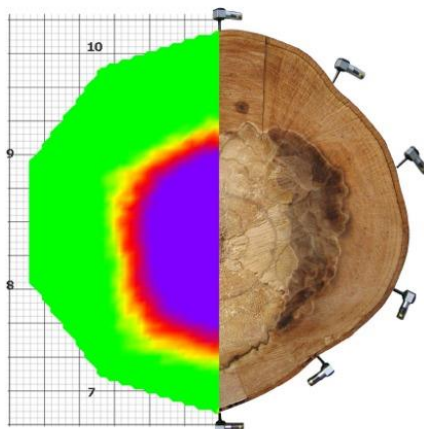
háromszögeléses módszerrel. N érzékelőhöz 2N-3 úthosszat kell mérni. A 7. ábrán egy közönséges lucfenyő vizsgálata látható egy 10 csatornás mérési elrendezésben. Ezt a berendezést hívjuk akusztikus tomográfának. Megfelelő kiértékelést alkalmazva létrehozhatjuk az érzékelők által kijelölt sík radiális hangsebesség térképét (Divós & Divós 2005).



7. ábra: Akusztikus tomográf 10 csatornás elrendezésben, közönséges lucfenyő vizsgálata közben. (Saját szerkesztés).

4.3.1.1. ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf működési elve

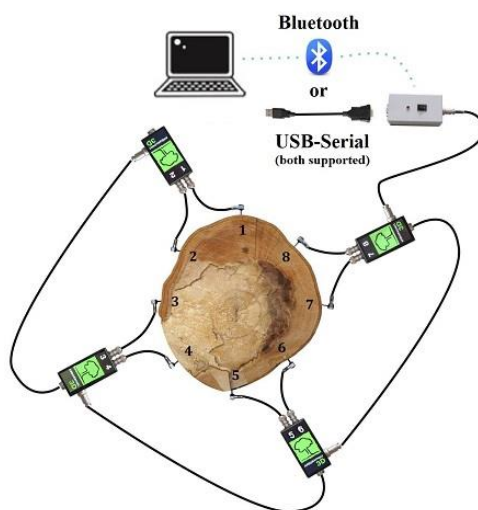
A vizsgálandó fatörzsrre több szenzor kerül (számuk függ a törzskerülettől), melyek tűskével csatlakoznak a fához (8. ábra). Minden egyes szenzorra rá kell koppintani egy kalapáccsal, majd az eszköz megméri a kalapács ütés által keltett hanghullám terjedési idejét az érzékelők között. Amennyiben a két érzékelő között üreg van, akkor a hang nem tud egyenes úton haladni, hanem meg kell kerülnie az üreget, ami magasabb (lassabb) terjedési időt eredményez (Divós & Szalay 2002).



8. ábra: Szenzorok, melyek tűskével csatlakoznak az adott fának a törzséhez (Divós & Szalay 2002).

4.3.1.2. ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf összeszerelése

Első lépésként rögzíteni kell az érzékelőket óramutató járásával ellentétes sorrendben, majd csatlakoztatni az érzékelőket az erősítőkhöz (9. ábra). (Az alsó csatlakozó a szomszédos doboz oldalsó csatlakozójához tartozik.) Ezután csatlakoztatni kell az elemtartó dobozt a sor tetszőleges végére. Utolsó lépésként létesíteni kell Bluetooth vagy kábeles kapcsolatot a számítógéppel (Divós & Szalay 2002).



9. ábra: Az ArborSonic 3D Akusztikus Tomográf összeszerelt, mérésre készen álló állapota (Divós & Szalay 2002).

4.3.1.3. Elektródák rögzítése és eltávolítása

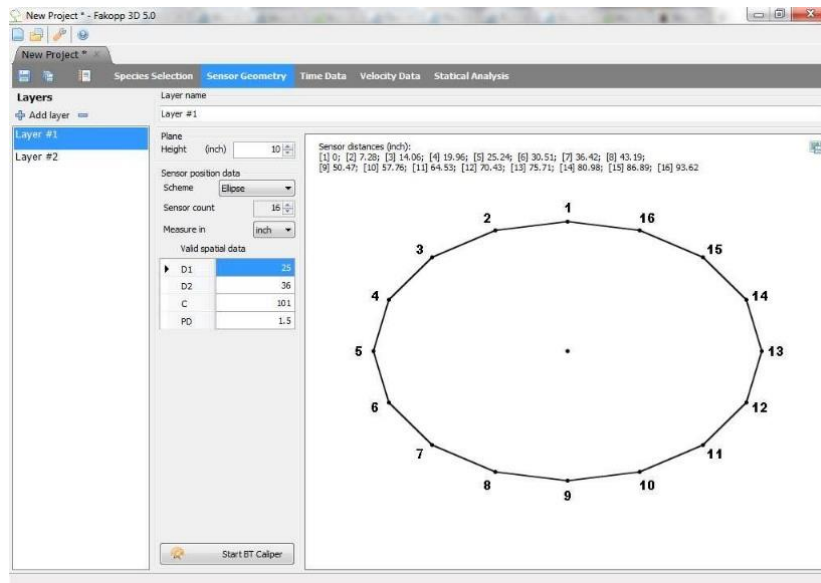
Az érzékelők rögzítése egy gumikalapács segítségével történik, melyet a fatörzsbe óvatos ütésekkel kell behelyezni. Fontos, hogy a tűskének át kell jutnia a kérgen, mert csak így képes a mérőműszer helyes eredményt adni. A tűske és a faanyag közötti jó csatolás kifejezetten fontos. Az érzékelőknek mindig egészséges faanyagban kell lenniük, kerülni kell a korhadt anyagot. A szoftver kéri az érzékelők behatolási mélységét (PD paraméter) (Divós & Szalay 2002). A tűskéknek a törzs közepe felé kell mutatniuk, hogy mérés közben az áthaladó hanghullámok célba érjenek a megfelelő elektróda párjához. Az érzékelőket egy síkban kell felrakni, de ennek a síknak nem kell feltétlenül vízszintesnek lennie. Az elektródák eltávolításhoz célszerű erre a célra kialakított eltávolítót használni. Amennyiben nem áll rendelkezésünkre, kézzel kell eltávolítani az érzékelőket, először forgatni, majd ez után kifelé el kell kezdeni húzni. Mindig a tűske irányába kell húzni, nehogy elferdüljenek az elektróda érzékelői (http9).

4.3.1.4. Mérési módszertan rövid ismertetése:

Ki kell választani a magasságot, ahol mérni szeretnénk, majd rögzíteni az elektródákat a fentebb említett módon, és ezek után regisztrálni a geometria adatokat. A mérés megkezdéséhez a fém kalapácsot kell használni az elektródák kopogtatásához. Kopogtatás előtt mindig el kell távolítani a mérőszalagot a törzs felületéről, mivel akusztikus rövidzárként működhet és meghamisíthatja az eredményeket. Mindig az érzékelő közepére kell ütni. Amennyiben több réteget is meg szeretnénk mérni egy adott fásszárú egyeden, akkor ismételjük meg az említett eljárást. A kiválasztott rétegek megmérése után tekinthetjük meg a kiszámított tomogramokat (http9).

4.3.1.5. Geometria beállítások

A szoftver több különböző magasságban végzett mérést képes kezelni, ezeket nevezzük rétegeknek (http9). (10. ábra).



10. ábra: A rétegek beállítását, kalibrálását végezhetjük el. Itt pontosan megadhatjuk, hogy a kívánt mért réteg milyen magasságban van a talajszinthez képest, és hogy pontosan hány darab érzékelővel dolgozunk. Miután bevittük a szükséges adatokat, információt kapunk, hogy milyen távolságban kell felhelyezni az elektródákat a törzs adott rétegében. Ezek mellett a program vizuálisan megjeleníti a mérendő egyednek a törzsgeometriáját (Saját szerkesztés).

Az érzékelők egyszerre csak egy rétegen lehetnek és miután az egyik rétegen megtörtént a mérés, a következőre kell őket áthelyezni. A réteg talajtól mért magasságát be kell állítani. Az érzékelők számát rétegenként lehet állítani (http9).

A doktori munkám során legtöbbször azonos számú érzékelővel dolgoztam rétegenként, azonban a szoftver képes arra, hogy rétegenként különböző legyen az érzékelők száma. Három féle geometria séma van: kör (Circle), ellipszis (Ellipse), és szabálytalan (Irregular) (http9). Az érzékelőket felülről nézve az óramutató járásával ellentétes irányba kell rögzíteni. Ezért mindegyik érzékelő az előzőtől jobbra van (Divós & Divós 2005).

Kör

Ezt a sémát akkor használjuk, ha kör alakú a törzs keresztmetszete. Meg kell mérni a törzs területét, majd be kell írni „C” értéknek. A többi érzékelőt a szoftver által számolt pozíciókra kell rögzíteni. Majd be kell írni a „PD” paramétert (http9).

Ellipszis

Ezt a sémát akkor használjuk, ha elliptikus alakú a törzs keresztmetszete. Először meg kell mérni a törzs területét, majd be kell írni „C” értéknek. Ezután meg kell mérni átlalóval a

nagyobb átmérőt és azt be kell írni „D1” értéknek, míg a kisebb átmérőt „D2” értéknek. Ezt követően rögzíteni kell a többi érzékelőt a megadott pontokra, melyeket a szoftver kiszámolt, majd meg kell adni a „PD” paramétert (http9).

Szabálytalan

Ezt a sémát akkor használjuk, ha szabálytalan alakú a törzs keresztmetszete. Miután rögzítve vannak az érzékelők, meg kell mérni átlalóval közöttük a távolságot. Például az 1-es és 2-es érzékelő közötti távolságot az 1-2 mezőbe kell írni, majd meg kell adni a „PD” paramétert (http9).

4.3.1.6. Idő adatok

Az idő adatok a Fakopp 3D által mért hullám terjedési ideje. A geometria regisztrálása után „Time Data” lapon lehet az idő adatokat gyűjteni. Mindegyik érzékelőre legalább 3-szor kell koppintani. A mért idők a „Time Rows” táblázatba kerülnek (11. ábra) (http9).

The screenshot shows the 'Time Data' tab in the Fakopp 3D software. The 'Time rows' table contains the following data:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
227	226	202	167	117	0	119	161	196	211	
231	232	208	173	122	0	125	166	202	216	
228	227	203	168	118	0	120	162	196	211	
230	230	206	171	119	0	122	164	198	214	
210	192	154	101	0	113	168	187	198	205	
207	192	154	101	0	113	168	188	198	205	
208	192	154	102	0	114	168	188	198	203	
210	194	156	104	0	115	170	190	198	206	
208	166	114	0	106	167	209	214	213	215	
212	170	119	0	112	173	214	220	217	219	
210	168	118	0	110	172	211	218	215	218	

The 'Processed Times' section shows the following 'Regularized Time' table:

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	symm. diff.
1		140±1µs	182±1µs	208±1µs	211±1µs	227±1µs	235±0µs	209±2µs	151±3µs	122±1µs	3
2	140±1µs		103±1µs	163±1µs	192±1µs	225±2µs	240±1µs	235±2µs	205±2µs	184±1µs	5
3	182±1µs	103±1µs		114±1µs	156±1µs	203±1µs	225±1µs	227±2µs	213±2µs	208±1µs	3
4	208±1µs	163±1µs	114±1µs		106±1µs	170±2µs	208±1µs	217±2µs	212±2µs	213±1µs	6
5	211±1µs	192±1µs	156±1µs	106±1µs		116±1µs	168±1µs	190±2µs	197±1µs	205±1µs	4
6	227±1µs	225±2µs	203±1µs	170±2µs	116±1µs		120±1µs	164±2µs	195±2µs	210±1µs	5
7	235±0µs	240±1µs	225±1µs	208±1µs	168±1µs	120±1µs		115±2µs	172±2µs	203±1µs	3
8	209±2µs	235±2µs	227±2µs	217±2µs	190±2µs	164±2µs	115±2µs		122±2µs	163±2µs	3

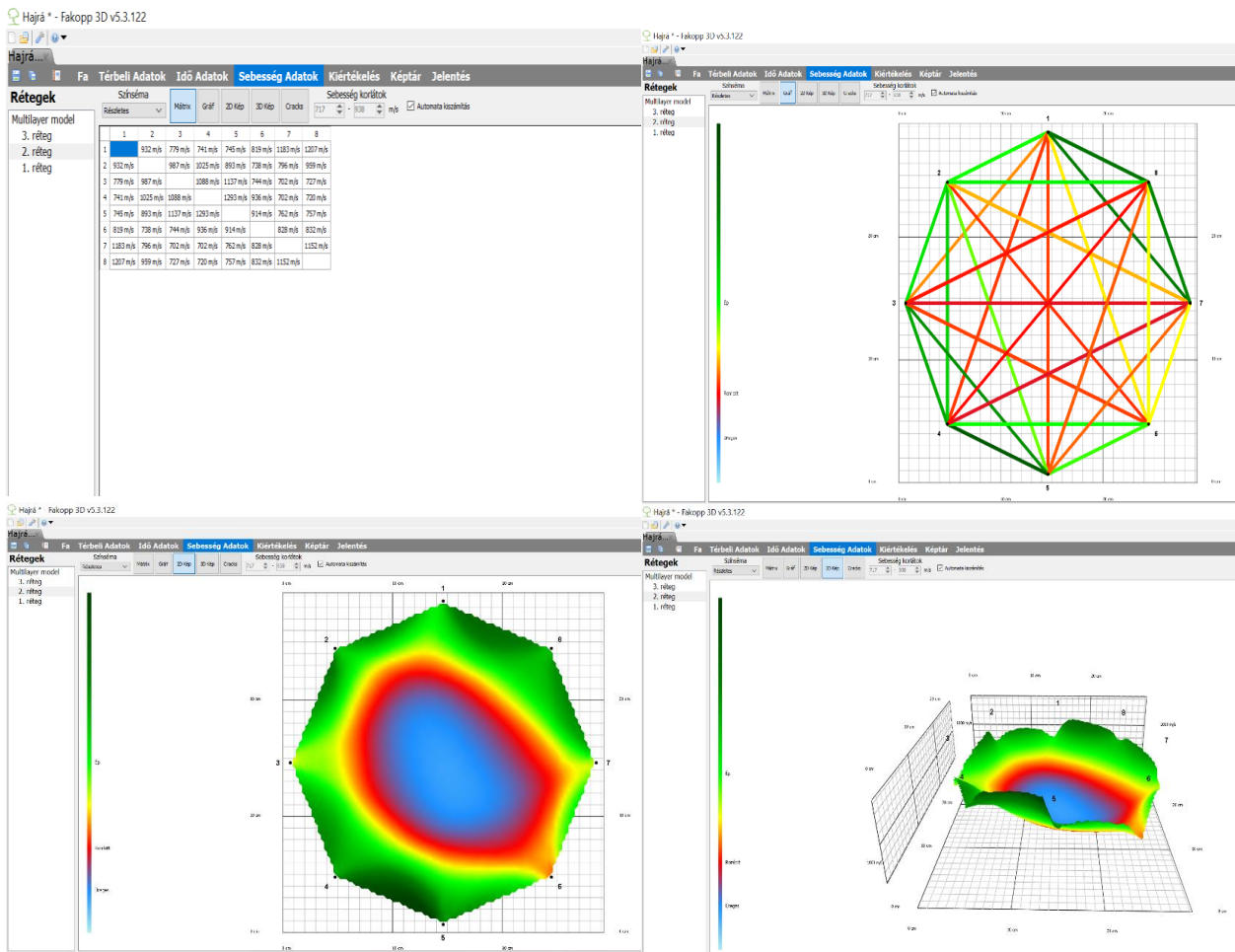
11. ábra: Hibamentes mérés, ahol megfigyelhető a zöld négyzetekben, hogy pontosan hány darab kalapácsütéssel mértek egy adott rétegben és azok milyen eredményt adtak (Saját szerkesztés).

Egy sor, egy darab ütésnek felel meg és tartalmazza az ütött érzékelőtől az összes másik érzékelőig mért terjedési időt. Ezért az ütött érzékelőhöz tartozó érték mindig nulla. Az oszlop címkék melletti számok az arról az érzékelőről érkező összes ütés számát jelölik. Amennyiben minden érzékelőről elég idő adat áll rendelkezésre, a „Processed Times” táblázat tartalmazza

az érzékelő párok közötti átlagos időket. A mért adatok szórása a \pm jel után látszik. A szórást mind mikrosecundumban, mind relatív értékben, százalékosan is meg lehet jeleníteni. Fontos, hogy amennyiben a szórás valamelyik érzékelő pár között 5% fölé megy, vissza kell menni a „Time rows” táblázatba, kitörölni a megfelelő érzékelőkhöz tartozó adatokat és újra mérni őket. Amikor mindegyik érzékelőről történik mérés, akkor bármely két érzékelő között kétféle irányban állnak rendelkezésre terjedési idők: amikor az egyik érzékelő volt az ütött és a másik a Stop, valamint fordítva. A „Symm.diff.” táblázat azt mutatja meg, hogy egy érzékelőn átlagosan mekkora eltérés volt a két irányba mért idők között. Amennyiben valamelyik érzékelőn ez a szám megnő a szokásoshoz képest, az az érzékelő helytelen működésére utal ([http9](#)).

4.3.1.7. Egyrétegű mód

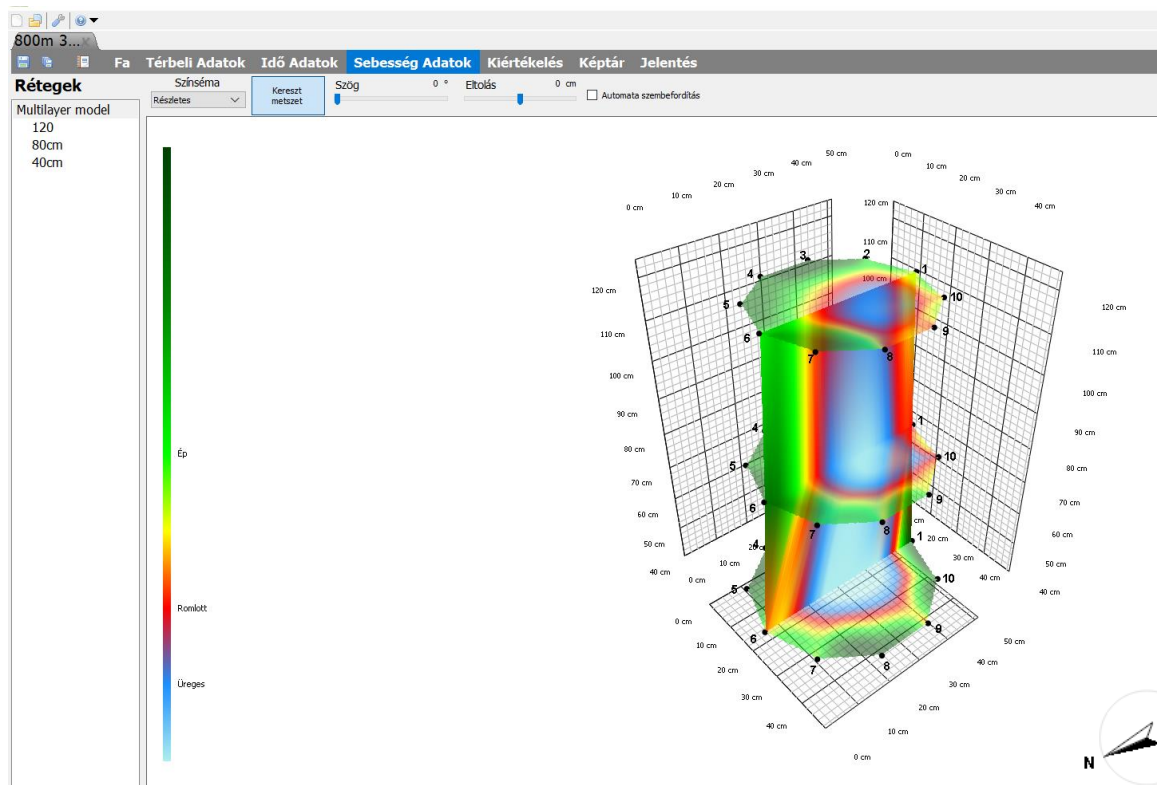
Miután a geometriai és idő adatok rendelkezésre állnak, a „Tomograms” lapon láthatók az ábrák (12. ábra). Többféle színséma közül lehet választani, az ajánlott színséma a „Deatiled”. Amennyiben a bal oldali réteg listából csak egy réteg van kiválasztva, csak ehhez a réteghez tartozó tomogram jelenik meg. A „Calculate Automatically” checkbox bekapcsolásával a sebességhatárok, amelyekhez a színeket igazítja a program, automatikusan számolódnak [166]. „Matrix” módban az érzékelők között mért átlagos sebességeket lehet megjeleníteni. „Graph” módban az átlagsebességek egy vonalas ábrán jelennek meg, ahol a vonalak színe a sebességre utal. „2D Map” módban a számított 2 dimenziós tomogram látszik az ábrán. „3D Map” módban a 2 dimenziós tomogram egy térbeli felületként van megjelenítve ([http9](#)).



12. ábra: Egyrétegű mód ábrázolási lehetőségei. Fentről jobbra haladva, „Mátrix, Gráf, 2D és 3D”-os ábrázolás melyek lehetővé teszik a különböző kiértékeléseket (Saját szerkesztés).

4.3.1.8. Többrétegű mód

Amennyiben az alkalmazáson belül a bal oldalon nem egy réteg, hanem a „Multiplayer model” van kiválasztva, az összes rétegen mért összes tomogram kirajzolódik egyszerre, egy 3 dimenziós ábrán (13. ábra). A „Isec Plane.” gomb hatására egy függőleges interpolációs sík jelenik meg, amely összeköti a rétegeket ([http9](http://9)).



13. ábra: Többrétegű mód, amely alkalmas háromdimenziós kép alkotására. Az ábrán a sebesség adatok kiértékelt fázisa látható. Segítségével a különböző rétegek egészségügyi állapotát olvashatjuk le. A zöld szín azt jelenti, hogy teljes mértékben egészséges a megvizsgált réteg, a sárgás-pirosas szín a korhadt, a kék-fehér az üreges rétegeket és azok szórását jelöli (Saját szerkesztés).

4.3.1.9. Szoftver

A legutóbbi verzió letölthető a <http://www.fakopp.com> címről. Támogatott platformok: Windows Vista SP2, Windows 7 SP1, Windows 8, Windows 8.1, Windows 10 (http9).

4.3.1.10. Terepi akusztikus tomográf (korhadtság) mérések

A korhadtság vizsgálatokat ArborSonic 3D akusztikus tomográf műszerrel végeztem. A méréseket az akusztikus tomográf esetén a fatörzs több rétegében végeztem el, figyelembe véve a vizsgált fafajok eltérő fiziognómiáját. Ügyeltem arra, hogy a kiválasztott faegyedeknek a fatörzs geometriája inkább kör alakú legyen, mint sem elliptikus vagy szabálytalan. Ez azért volt fontos, hogy az alapfeltételek hasonlóak legyenek a vizsgált faegyedeken.

2018-ban egy vertikális transzekt mentén, 50 méteres tengerszint feletti magasságokban történtek a korhadtság mérések mindhárom vizsgálati területen, a közönséges lucfenyő és a havasi törpefenyő esetében egyaránt. A 2018-ban gyűjtött akusztikus tomográf adatok – mint elővizsgálatok – adatainak kiértékelése alapján 2019-ben egyes tengerszint feletti magasságokban finomabb térbeli léptékű, sűrűbb mintavételezést alkalmaztam, a korhadtság mértékében bekövetkezett változások pontosabb kiértékelése érdekében.

2018 év folyamán, a montán övben uralkodó *Picea abies* esetében a Hochkar-hegység (800-1500m) területén 135, a Stuhleck-hegység (850-1700m) területén 162, míg a Wechsel-hegységben (800-1600m) összesen 163 faegyed került lemérésre. Szintén 2018-ban a szubalpin övben domináns *Pinus mugo* esetében a Hochkar-hegységben (1550-1760m) 36, a Stuhleck-hegységben (1750m) 6, míg a Wechsel-hegységben (1600-1700m) 14 faegyedet vizsgáltam meg. 2018-ban mindösszesen tehát a Hochkar-hegységben 171, a Stuhleck-hegységben 168, míg a Wechsel-hegységben 177 faegyedet mértem le.

2019 év folyamán, a *Picea abies* esetében a Hochkar-hegységben (800-1540m) 369, a Stuhleck-hegységben (850-1700m) 342, míg a Wechsel-hegységben (800-1600m) 369 faegyed került lemérésre. 2019 év folyamán, a *Pinus mugo* esetében a Hochkar-hegységben (1550-1750m) 234, a Stuhleck-hegységben (1705-1750m) 60, míg a Wechsel-hegységben (1610-1700m) 114 faegyed került lemérésre. 2019-ben mindösszesen tehát a Hochkar-hegységben 603, a Stuhleck-hegység területén 402, míg a Wechsel-hegységben 483 faegyed mértem le.

Mindhárom hegység esetében a közönséges lucfenyőnél a talajszinttől számítva 3 rétegben, 0,4, 0,8, és 1,2 méteres magasságban, míg a jóval alacsonyabb termetű havasi törpefenyő esetében 2 rétegben, 0,2 és 0,4 méter talajszint feletti magasságban történt a korhadtság vizsgálata az ArborSonic 3D akusztikus tomográf segítségével.

Hochkar-hegység

A méréseket 2018-ban, augusztus 16 és 23 között végeztem a Hochkar-hegység területén. A korhadtság méréseket a tengerszinttől számítva 800 méteres magasságtól kezdtem, mivel ettől a magasságtól kezdve volt a közönséges lucfenyő állományalkotó, domináns faj. A közönséges lucfenyő korhadtságát 800 m-től 1500 méteres tengerszint feletti magasságig mértem 2018-ban, egy vertikális transzekt mentén. Ebben a magassági tartományban minden 50 méteres tengerszint feletti magasságban 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyed vizsgáltam meg a Fakopp 3D akusztikus mérőeszközzel. A *Picea abies* esetében a Hochkar-hegységben 135 db faegyed mértem le, 2018-ban (lásd CD melléklet).

A havasi törpefenyő esetében 1550 m-től 1750 méteres tengerszint feletti magasságig mértem mindkét évben a korhadtságot. 2018-ban a mintavételi sűrűség ebben az intervallumban – a közönséges lucfenyővel egyezően – 50 méteres tengerszint feletti magasságonként történt a havasi törpefenyőnél, minden kiválasztott tengerszint feletti magasságban 3-3 faegyed lemérésével. A *Pinus mugo* esetében a Hochkar-hegységben 36 db faegyedet mértem le, 2018-ban (látsd CD melléklet).

A méréseket 2019-ben, szeptember 2 és 19 között végeztem a Hochkar-hegység területén. A közönséges lucfenyő korhadtságát 800 m-től 1540 méterig – a faj által dominált erdőállomány legfelső határáig – mértem. A 2018. évi adatok kiértékelése alapján 2019-ben egyes magassági zónákban sokkal sűrűbb mintavételezést alkalmaztam. Ez azt jelenti, hogy 800 m-től 1000 m-ig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, majd 1000 m-től 1400 m-ig – az előző évhez hasonlóan – 50 méterenként, míg 1400 m-től egészen 1540 m-ig 10 méterenként végeztem el a méréseket, minden vizsgált tengerszint feletti magasságban 3-3 faegyedet vizsgálva. A *Picea abies* esetében a Hochkar-hegységben 369 db faegyedet mértem le, 2019-ben (látsd CD melléklet).

2019-ben a havasi törpefenyő esetében 1550 m és 1560 m között 5 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1560 m-től 1580 m-ig 10 méterenkénti, majd 1580 m-től 1750 m-ig szintén 5 méteres tengerszint feletti magasságonként végeztem el a méréseket. A *Pinus mugo* esetében a Hochkar-hegységben 234 db faegyedet mértem le, 2019-ben (látsd CD melléklet).

Stuhleck-hegység

A méréseket 2018-ban, szeptember 5. és 11. között végeztem a Stuhleck-hegység területén. A korhadtság méréseket 850 méteres tengerszint feletti magasságban kezdtem, mivel a hegységben ettől a magasságtól vált a közönséges lucfenyő állományalkotó, domináns fajjává. A közönséges lucfenyő korhadtságát szintén egy vertikális transzekt mentén mértem mindkét évben 850-től egészen 1700 méteres tengerszint feletti magasságig, a faj állományalkotó elterjedésének felső határáig. 2018-ban ebben a magassági intervallumban minden 50 méteres tengerszint feletti magasságban 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyedet vizsgáltam meg a Fakopp 3D akusztikus mérőeszközzel. A *Picea abies* esetében a Stuhleck-hegységben 162 db faegyedet mértem le, 2018-ban (látsd CD melléklet).

2018-ban a havasi törpefenyő esetében 1750 méteren történt meg a fafaj korhadtságának a műszeres vizsgálata három, külső bélyegei alapján az adott tengerszint feletti magasságot megfelelően reprezentáló egyeden. A mintavételezés ebben az évben azért csak egy magassági szintet érintett, mert a hegységben relatíve keskeny volt a törpefenyő öv kiterjedése. A *Pinus mugo* esetében a Stuhleck-hegységben 6 db faegyedet mértem le, 2018-ban (látsd CD melléklet).

A méréseket 2019-ben, szeptember 19 és október 4 között végeztem a Stuhleck-hegység területén.

A közönséges lucfenyő övében 850 m-től 1000 m-ig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1000 m-től 1600 m-ig – az előző évvel egyezően – 50 méterenként, míg 1600 m-től egészen 1700 m-ig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként történtek a mintavételezések, tengerszint feletti magasságonként 3-3 faegyed vizsgálatával. A *Picea abies* esetében a Stuhleck-hegységben 342 db faegyedet mértem le 2019-ben.

A Stuhleck-hegység esetében keskenyebb volt a törpefenyő öv ezért is alkalmaztam az 2019-es évben egy sokkal sűrűbb mintavételezést. 2019-ben a havasi törpefenyő esetében 1705 m és 1750 méter között 5 méteres tengerszint feletti magasságonként végeztem el a méréseket. A *Pinus mugo* esetében a Stuhleck-hegységben 60 db faegyedet mértem le, 2019-ben (látsd CD melléklet).

Wechsel-hegység

A méréseket 2018-ban, szeptember 11 és 18 között végeztem a Wechsel-hegység területén.

A közönséges lucfenyő korhadtságát mindkét évben 800 és 1600 m között, egy függőleges transzekt mentén vizsgáltam a Wechsel-hegység területén, abban a magassági tartományban, ahol a faj domináns, állományalkotó volt. 2018-ban a mintavételezés 50 méteres tengerszint feletti magasságonként történt, szintenként 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyed mérésével, Fakopp 3D akusztikus mérőeszköz segítségével. A *Picea abies* esetében a Wechsel-hegységben 136 db faegyedet mértem le, 2018-ban (látsd CD melléklet).

2018-ban a havasi törpefenyő esetében 1650 méteres magasságban és 1700 méteren vizsgáltam a fafaj korhadtságát, szintenként 3-3, külső fiziognómiája alapján reprezentatív faegyed vizsgálva. A *Pinus mugo* esetében a Wechsel-hegységben 14 db faegyed mértem le, 2018-ban (látsd CD melléklet).

A méréseket 2019-ben, október 4 és 20 között végeztem a Wechsel-hegység területén. A közönséges lucfenyő esetében 800 m-től 1000 m-ig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1000 és 1500 m között – az előző évhez hasonlóan – 50 méterenként, míg 1500 m és 1600 között 10 méteres tengerszint feletti magasságonként történtek meg a mintavételezések, szintenként 3-3 faegyed leméréseivel. A *Picea abies* esetében a Wechsel-hegységben 369 db faegyedet mértem le, 2019-ben (látsd CD melléklet).

2019-ben a havasi törpefenyő esetében a faj összefüggő elterjedési övének teljes területén, 1610-től 1700 méterig 5 méteres tengerszint feletti magasságonként történt a korhadtság vizsgálata. A *Pinus mugo* esetében a Wechsel-hegységben 114 db faegyed mértem le, 2019-ben (látsd CD melléklet).

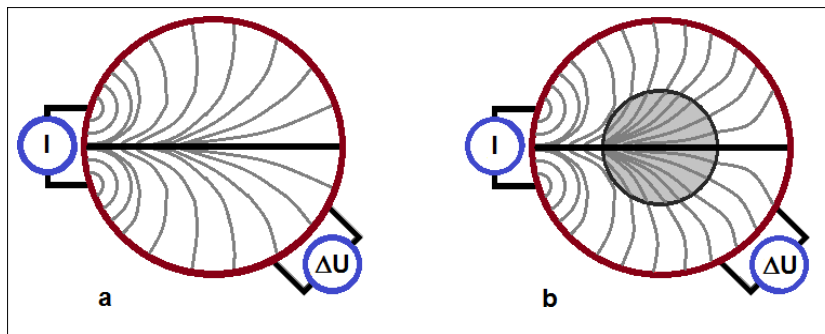
4.3.2. ArborElectro impedancia tomográf

A gombafertőzöttséget vagy romlottságot az ArborElectro impedancia tomográfal (ArborElectro, Sopron) vizsgáltam, ami roncsolásmentes módon képes kimutatni a törzsön belüli aktív gombafertőzöttség helyét és méretét. Fontos, hogy mérés közben nem szabad megérinteni a fát. Mérés előtt ellenőrizni kell az elektródákat és nem szabad használni ívelt vagy törött elektródát. Szintén nem szabad használni az ellenállásmérőt, ha a hőmérséklet 0°C alatt vagy 40°C felett van. Figyelni kell arra is, hogy mérés előtt sterilizáljuk az elektródákat/tűket, mert előfordulhat a fa megfertőzése, amennyiben egy korábban mért fa fertőzött volt ([http 10](http://10)).

4.3.2.1. Működési elve

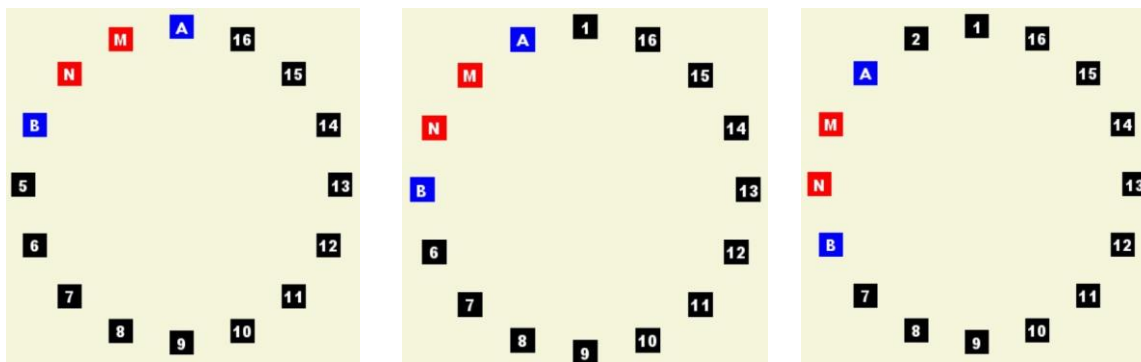
A műszer elektródák közötti elektromos ellenállást mér a törzs egy adott szeletén (mértékegysége: $\text{Ohm} \cdot \text{m}^{-1}$). Az elektromos ellenállás függ a két elektróda közötti terület ionkoncentrációjától, amit pedig a gomba jelenléte vagy hiánya határoz meg. Ezzel a módszerrel a gombafertőzések már igen korai fázisban meghatározhatóak és kimutathatóak (Divós et al. 2007). A gombafertőzöttség impedancia tomográfal történő méréséhez minimum 15 cm vastag törzskerület szükséges, ezért a jellemzően annál kisebb törzskerületű fafajokat (pl. havasi törpefenyő) vagy fagyedeket nem képes megbízhatóan mérni a műszer. Az elektromos mező másképpen viselkedik, mint az akusztikus vagy ultrahangos jelek által keltett mező, ezáltal, az

ArborElectro impedancia tomográfia mért mérések képesek kimutatni a fa egyéb elváltozásait (14. ábra). Maga a technika a geofizikából ered. A mért elektromos ellenállás változása a víz vagy ion koncentrációra utal, a piros területek (a kiértékelés során), sérülések vagy gombák jelenlétét mutatja. A korai változásokat a fában már hamar lehet detektálni ezzel a mérőműszerrel, és ez által időben megelőzheti a fák károsodását (http10).



14. ábra: a) Az ekvipotenciális vonalak sematikus képe egy impedancia tomográfiai mérés során. Jelenlegi homogén anyaghoz vezetjük („I”), miközben a feszültséget mérjük („ ΔU ”): a) Az ekvipotenciális vonalak sematikus képe egy impedancia tomográfiai mérés során. Jelenlegi homogén anyaghoz vezetjük („I”), miközben a feszültséget mérjük („ ΔU ”).
- b) A törzs impedanciás tomográfiájának sematikus képe. Az anyag változása megváltoztatja a potenciálvonalakat és a mért feszültséget is (http10).

A mérés során elektródákat helyezünk a fára (15. ábra). (Az elektródáknak át kell haladniuk a kéreg vastagságán.) Az áramot két vezető elektróda (A és B) vezeti a fára, míg a feszültséget két érzékelővel, elektródával (N és M) mérik. Az ArborElectro használatával a törzs méretétől függően különböző számú elektródákat használhatunk, ez azt jelenti, hogy 16, 24 vagy 32 elektródaszám használható. Az elektródák szerepe a mérés során folyamatosan változik.



15. ábra: Az elektródák szerepének változása 16 elektródával végzett mérés során (http10).

A mért adatok értékeléséhez a szoftver és az elektromos ellenállási tomogramot elemzi, amelyet a mért rétegre kell kiszámítani (http10).

4.3.2.2. A műszer összeszerelése

A számítógép és a mérőeszköz között a kapcsolatot LEMO-USB csatlakozókábellel tudjuk létrehozni. A kábel kék végét a mérőeszközbe kell helyezni és az USB-vel ellátott végét pedig a számítógép USB- portjába. A LEMO USB kábel végződése kis „tüskékkel” van ellátva, ezért a kábel eltávolításakor óvatosan, az erre kijelölt részen kell megfogni. LEMO-USB töltőkábellel lehet csatlakoztatni a készüléket bármilyen USB porthoz vagy töltőhöz. A kábel piros végét az ellenállásmérő „Charger” bemenetéhez kell csatlakoztatni. Töltés közben egy piros színű LED világít és ilyenkor ajánlatos a készüléket kikapcsolni. A mérőműszerhez négy elektródacsatlakozó kábel tartozik. Mindegyikükhöz 8 számozott krokodilcsipesz is tartozik, fekete és piros színű végződéssel. A fő csatlakozót az ellenállásmérő hátoldalához kell illeszteni. Ügyelni kell arra, hogy a megfelelő kábelt a megfelelő csatornához csatlakoztassuk (http10).

4.3.2.3. Mérések ismertetése

Első lépésként fel kell szerelni az ArborElectro Impedancia tomográfot a fára. Majd az ellenállásmérőt és a mérőszalagot rögzíteni kell a fán, a kívánt rétegben. Ezután ki kell választani, hogy pontosan hány darab érzékelőt szeretnénk használni, majd a sensor geometriát is beállítjuk, mely lehet kör, szabálytalan vagy ellipszis alakú.

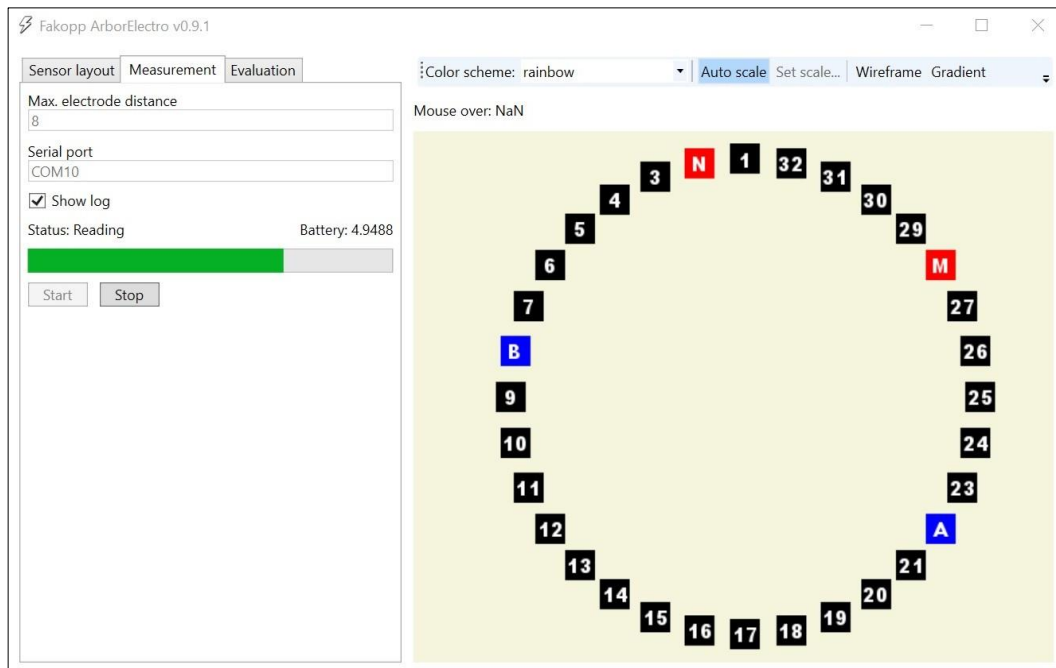
Amennyiben beállítottuk a törzsgeometriát, akkor a program kiszámítja az elektródák megfelelő helyzetét. Ezeket a helyeket kell elhelyezni az elektródákat a fára, pontosan úgy,

ahogy azt kiszámolta a program. Az elektródáknak merőlegesnek kell lenniük a kéregre. A mérőszalag segítségével a tűskéket a szoftver által kiszámított távolságokban felhelyezzük a fatörzs kérgébe. Mivel a kéreg nem vezeti az elektromosságot meg kell győződni arról, hogy az elektródák áthatoltak a kérgen, és a jel ezáltal a faanyagba képes jutni. Ezután csatlakoztatni kell az első elektródacsatlakozó kábelek fő csatlakozóját az ellenállásmérő hátuljához. A krokodilcsipeszek ezen a kábelen 1-től 8-ig vannak számozva. Meg kell keresni a „Ch 1-8” bemenetet az ellenállásmérőn. A csatlakozókábel fő vége aszimmetrikus. Csatlakoztatni kell az ellenállásmérőhöz és rögzíteni a csatlakozást ([http10](http://10)).

Csatlakoztatni kell a krokodilcsipeszeket az elektródákhoz. Az 1-es számmal kell kezdeni, és haladni egyenként 8-ig. Az első klip (krokodilcsipesz) fekete, majd ezt követi egy piros színű krokodilcsipesz az adott faegyed törzse körül az elektródákra csatlakoztatva. Egy elektródához pontosan egy klipet lehet használni. Nem szabad kihagyni az elektródákból, és nem szabad megváltoztatni a sorrendjüket. Majd folytatjuk az elektródák csatlakoztatását. (A páratlanok feketék, a párosak pirosak.) Hasonlóképpen használjuk a második elektróda csatlakozókábelt a 9-16-ig. Szükség esetén használhatjuk a harmadik és a negyedik elektróda csatlakozó kábelt is. Fontos meggyőződni arról, hogy a krokodilcsipeszek a tükön vannak, a tű a „fogak” között vannak, és nem alattuk!

A program a „Sensor layout” lapon indul, ahol új mérést lehet indítani, vagy betölthet egy előzőt további értékelés céljából (16. ábra). A Bluetooth csatlakozásánál automatikus és manuális lehetőségek közül választhatunk. Az automatikus kapcsolódáskor a port megtalálja az összes COM portot, és eljuttatja az információkat a programhoz. A kézi (manuális) soros portválasztás csak a kiválasztott portot lehet csatlakoztatni ([http10](http://10)).

A mérés elindítása után a program beállítja a feszültséget, és az áramérzékenységet az aktuális méréshez (a törzs paramétereitől függően) (18. ábra).



18. ábra: A program miközben a törzs paramétereit vizsgálja, be tudja állítani a megfelelő feszültséget és áramérzékenységet (http10).

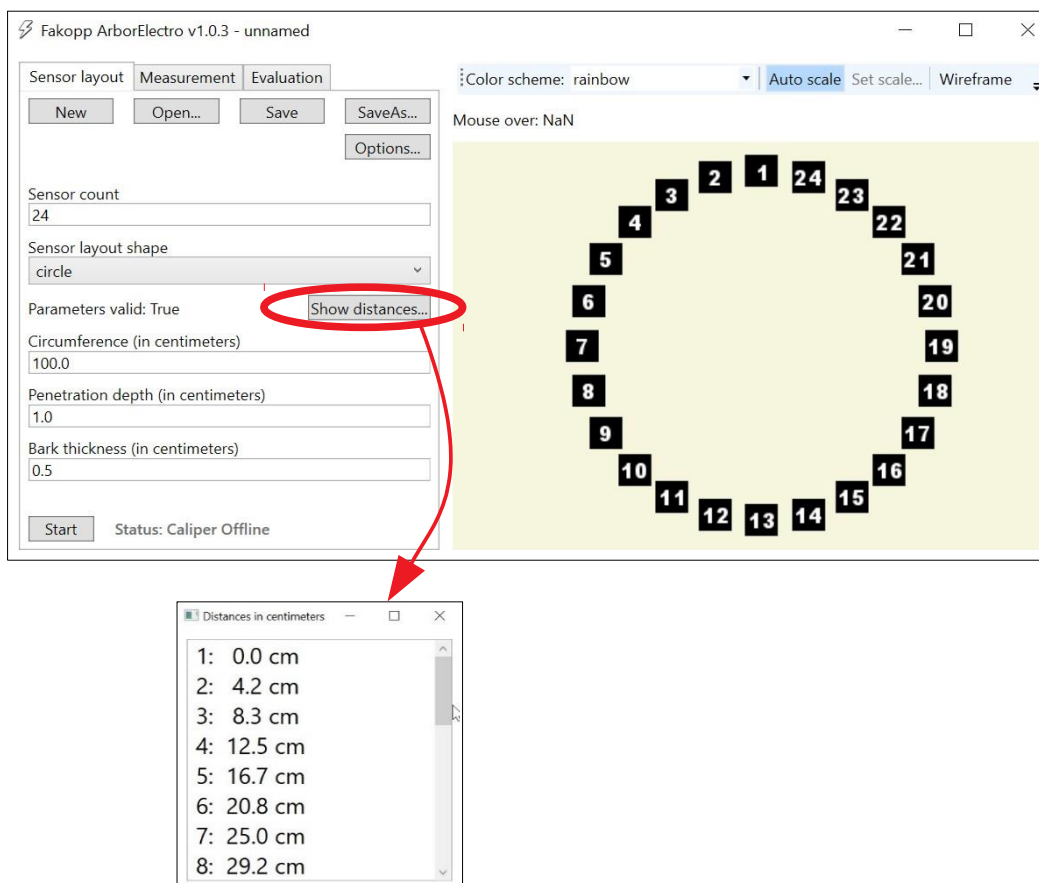
A mérés során, nyomon követhetjük az elektródák működését. A zöld állapotjelző sáv, tájékoztatást nyújt a mérés előrehaladásáról. Lehetőség van a mérés leállítására a „Stop” gomb megnyomásával, de ebben az esetben a korábban mért adatok elvesznek! A mérés befejeztével a folyamatjelző szürkére változik (http10).

4.3.2.4. Szenzor geometria beállítások

Három féle geometria séma van: kör (Circle), ellipszis (Ellipse), és szabálytalan (Irregular). Minden mérés első lépése, hogy megmérjük a kiválasztott fának a törzs kerületét (http10).

Kör

A kör esetében nem kell kiválasztanunk külön beállítási paramétereket, bevisszük a rendszerbe a mért adatot (cm-ben) és a program kiszámolja nekünk, hogy pontosan milyen távolságban kell felhelyezni az elektródákat (19. ábra) (http10).



19. ábra: Miután kiválasztottuk a szenzor geometriát és bevittük a rendszerbe a lemért törzskerületnek az adatát, a „Show distances...” fül alatt megtekinthetjük, hogy pontosan milyen távolságban kell felhelyezni az elektródákat az adott, megmérni kívánt faegyeden (http10).

Ellipszis

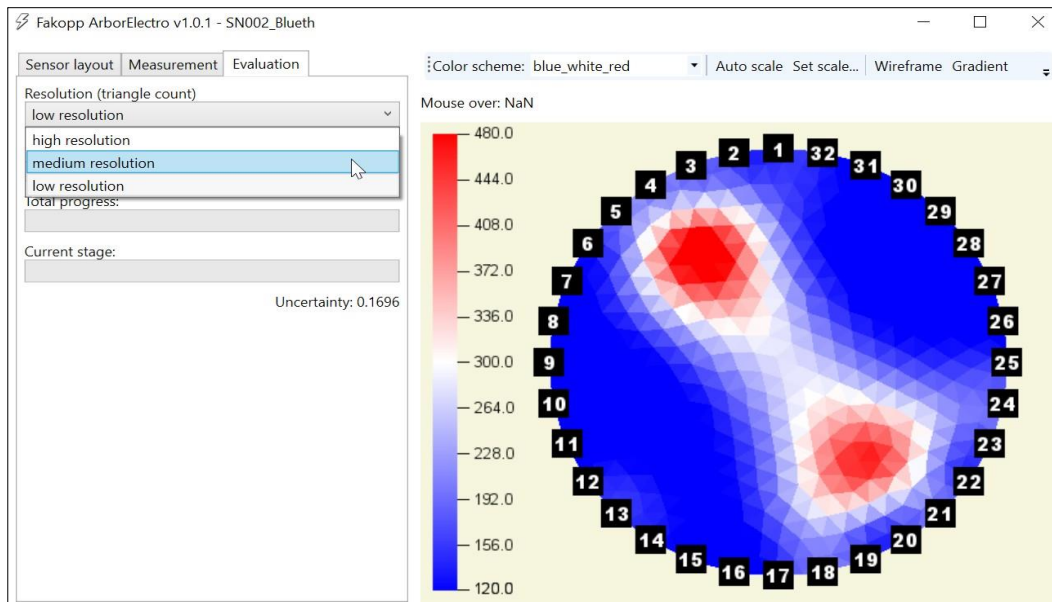
Amennyiben a kör geometriától eltér a fa törzse, akkor le kell mérni a függőleges és vízszintes tengelyt, valamint a kerületet. Ha az adatok egy meglévő ellipszisre vonatkoznak, akkor a képernyőn egy ellipszis képe látható. A kért adatok bevitele után a „Show distances” (távolságok megjelenítése) gomb lenyomása után, a program kiszámítja az elektródák helyzetét (http10).

Szabálytalan

A szabálytalan geometria esetben az „ellipszis” geometriánál említett módon járunk el. Miután bevittük a kért adatokat, megjelenik a számítógép kijelzőjén a szabálytalan fatörzs geometriája. Miután a program kiszámolta a szenzoroknak az elhelyezkedését, hozzá kell adni a „Penetration depth” (az elektródák behatolási mélysége centiméterben) és a „Bark thickness” (a kéreg becsült vastagsága centiméterben) adatokat (http10).

4.3.2.5. Az adatok kiértékelése

Az adatok kiértékeléséhez a „Resolution” lehetőséget kell választani. Itt választhatunk a „low”, „medium” és „high” felbontások között (20. ábra). (A „low” felbontás körülbelül 900 háromszöget jelent, ha 32 elektródával mértük) (http10).



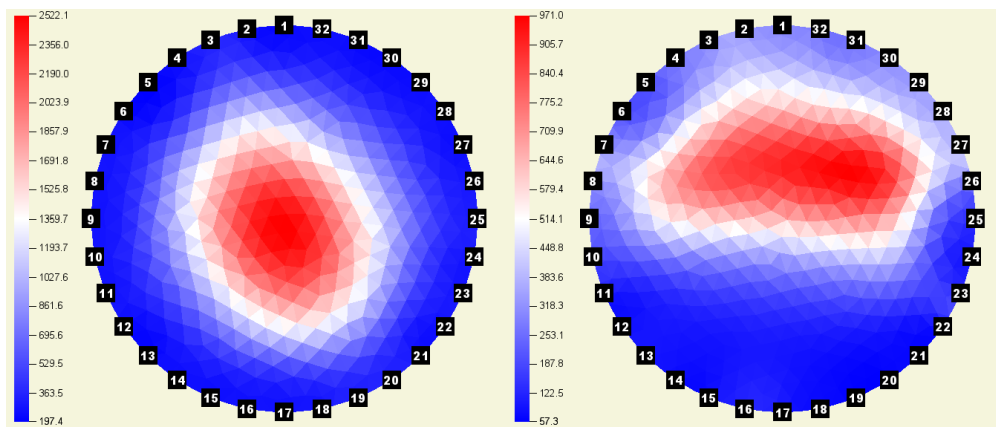
20. ábra: Az adatok kiértékelése során választható megjelenítési opciók [172].

Amennyiben ellenőrizni szeretnénk a háromszögeket, akkor használhatjuk a „Wireframe” opciót az élek megtekintéséhez.

4.3.2.6. A tomogramok értelmezése

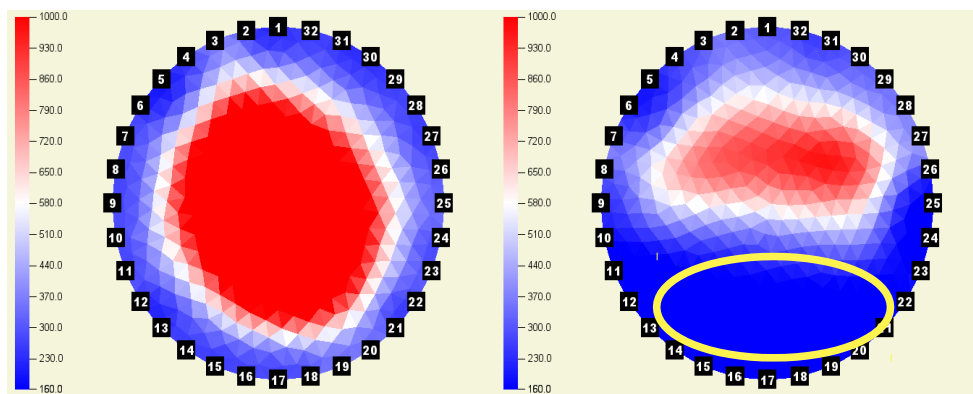
Az egészséges fák általában nem mutatnak homogén ellenállást. A homogenitás a fajtától is függ.

Az alábbiakban bemutatok néhány példát az egészséges és aktívan gombás fákra (21. ábra). Ezekben a tomogramokban a kék alacsony ellenállásra, nagy vezetőképességre, míg a piros nagy ellenállásra és alacsony vezetőképességet utal. Az alacsony ellenállás aktív gombásodásra utalhat (http10).



21. ábra: Egészséges lucfenyő (balra), gombás lucfenyő (jobbra) ([http10](http://10)).

Az egészséges és a romlott állapotok közötti különbség még jobban kiemelhető, ha a skálák azonosak. A kék tartomány alacsony ellenállásra és magas vezetőképességre utal. A jobb oldali kép kék területe a gombák aktivitására utal (sárga ellipszissel kiemelve) (22. ábra).



22. ábra: Egészséges lucfenyő (balra), gombás lucfenyő (jobbra) a mérleg szinkronizálása után (Arborelectro manual 2018).

4.3.2.7. Szoftver

A legutóbbi verzió letölthető a <http://www.fakopp.com> címről. (Támogatott platformok: Windows Vista SP2, Windows 7 SP1, Windows 8, Windows 8.1, Windows 10). Lehet, hogy le kell töltenie vagy aktiválnia kell a NET 4.6 verzióját ([http10](http://10)).

4.3.2.8. Terepi impedancia tomográf (gombafertőzöttség) mérések

2019 ősz folyamán, mind a három vizsgálati területen használtam az ArborElectro Impedancia Tomográfot a fák gombafertőzöttségének mérésére. Utóbbi, amennyiben mérhető volt, akkor a kiértékelésnél romlottságnak is neveztem. A három kiválasztott hegység esetében az ArborElectro Impedancia Tomográfal történt mérések megegyeznek. A gombafertőzöttség vizsgálata a FAKOPPos vizsgálatnál már említett transzekt mentén történt mind a három hegység esetében, pontosan ugyanazokon a faegyedeken, amelyeknél vizsgáltam a korhadtságot. A kiválasztott faegyedek esetén a talajszinttől számolva egy rétegben, 80 cm-es magasságban mértem a gombafertőzöttséget az Impedancia Tomográfal.

Hochkar-hegység

A méréseket 2019-ben, szeptember 15 és 23 között végeztem a Hochkar-hegység területén. A közönséges lucfenyő gombafertőzöttségét 800 m-től 1540 méterig – a faj által dominált erdőállomány legfelső határáig – mértem a Hochkar-hegységben. Az impedancia tomográf mérések – a korhadtság mérésekkel megegyezően – 800-tól 1000 méterig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, majd 1000 m-től 1400 m-ig 50 méterenként, míg 1400 m-től egészen 1540 m-ig 10 méterenként történtek. Minden kiválasztott tengerszint feletti magasságban 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyeden vizsgáltam meg a gombafertőzöttséget az impedancia tomográfal. A *Pinus mugo* esetében az ArborElectro Impedancia Tomográfal nem történtek mérések, mivel a Hochkar-hegységben 1550 méter feletti magasságban a havasi törpefenyő törzskerülete nem érte el a megbízható mérésekhez szükséges minimum 15 cm-es törzsátmérőt, ezért alkalmatlan volt a mérőeszköz felszerelésére.

Stuhleck-hegység

A *Picea abies* gombafertőzöttségét 850 m-től 1700 méterig – a faj által dominált erdőállomány legfelső határáig – mértem 2019 szeptember 23 és 30 között a Stuhleck-hegységben. Az impedancia tomográf mérések – a korhadtság mérésekkel megegyezően – 850-től 1000 méterig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1000 m-től 1600 m-ig 50 méterenként, míg 1600 m-től egészen 1700 m-ig 10 méterenként történtek. Minden kiválasztott tengerszint feletti magasságban 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyeden vizsgáltam meg a gombafertőzöttséget az impedancia tomográfal.

A *Pinus mugo* esetében az ArborElectro Impedancia Tomográfal nem történtek mérések, mivel a Stuhleck-hegységben 1700 méter feletti magasságban a havasi törpefenyő törzskerülete itt sem érte el a megbízható mérésekhez szükséges minimum 15 cm-es törzsátmérőt, ezért alkalmatlan volt a mérőeszköz felszerelésére.

Wechsel-hegység

A Wechsel-hegységben a közönséges lucfenyő gombafertőzöttségét 800 m-től 1600 méterig – a faj által dominált erdőállomány legfelső határáig – mértem 2019 szeptember 30 és október 7 között. Az impedancia tomográf mérések – a korhadtság mérésekkel megegyezően – 800-tól 1000 méterig 10 méteres tengerszint feletti magasságonként, 1000 és 1500 méter között 50 méterenként, míg 1500 m-től egészen 1600 m-ig 10 méterenként történtek. Minden kiválasztott tengerszint feletti magasságban 3-3 – az adott szint egészségi állapotát külső bélyegek alapján megfelelően reprezentáló – faegyeden vizsgáltam meg a gombafertőzöttséget az impedancia tomográfal.

A *Pinus mugo* esetében az ArborElectro Impedancia Tomográfal újfent nem történtek mérések, mivel a Wechsel-hegységben 1600 méter feletti magasságban a havasi törpefenyő törzskerülete nem érte el a megbízható mérésekhez szükséges minimum 15 cm-es törzsátmérőt, ezért alkalmatlan volt a mérőeszköz felszerelésére.

4.3.3. Talajtani vizsgálatok

A talajtani mérésekhez szükséges mintákat 2018-ban és 2019-ben gyűjtöttem a Hochkar-, a Stuhleck- és a Wechsel-hegységekben. Mind a három területen azonosak voltak a mintagyűjtési technikák. Hegységenként, vizsgált tengerszint feletti magasságonként egy talajmintát gyűjtöttem a három mért faegyed közeléből. A 2018. őszén terepen begyűjtött talajminták laboratóriumi elemzését 2018-2019 telén végeztem el a Szent István Egyetem Talajtani és Agrokémiai Tanszékének talajtani laboratóriumában, a tanszéken rutinszerűen alkalmazott protokollok alapján. A minták kiértékelését megelőzte egy mechanikai előkészítés (szitálás, aprítás). Csak a minták szárítása után lehetett elkezdni a pH és az összkarbonát (cc) méréseket. A talaj pH-ját 1: 2,5 (w/v) arányú talaj: víz és 1 M KCl szuszpenzióban mértem, digitális pH-mérővel (Buzás 1989). A talaj karbonáttartalmát Scheibler kalkulátor módszerrel határoztam meg (Buzás 1989). A laboratóriumi vizsgálatok mellett 2019-ben a Pürckhauer-féle szűrőbotos talajmintavételező mérőeszközzel, mind a három mintaterületen, a vertikális transzekt mentén

lemértem a talajvastagságot (Finnern 1994) azokon a tengerszint feletti magasságokon, ahol műszeres mérések történtek.

4.3.3.1. Talaj pH mérések

A talaj pH-ját szuszpenzióban mértem. A szuszpenzió előírt talaj-folyadék aránya 1:2,5 volt. Rövid, széles kémcsőbe 5 g porított, légszáraz, talajt mértem, majd bürettából, vagy mechanikus pipettából 12,5 ml desztillált vizet adtam hozzá, összeráztam egy gumidugó segítségével. A szuszpenziót hasonló módon a KCl oldattal is elkészítettem. Egy éjszakát hagytam állni a szuszpenziót (legalább 12 órát). Másnap reggel műszerrel mértem.

A KCl-os szuszpenzióban mért pH általában kisebb a vizes szuszpenzióban mért pH-nál (Buzás 1989)..

Eszközök, amiket a kiértékelés folyamata alatt használtam: pH csövek, gumidugók, alkoholos filetoll, mérőedény, bemérő kanál, digitális mérleg (Labsystem, Budapest), desztillált víz, n KCl oldat, pipetta, pH mérőműszer (VWR, Darmstadt), desztillált vizes spriccflaska, n KCl oldat: 800 ml-es főzőpohárban 74,561g KCl-ot desztillált vízben feloldani, és desztillált vízzel 1000 ml-re oldani (Buzás 1989).

Pürckhauer-féle szűrőbotos talajmintavételező eszközzel történő mintavételezések menete:

Ez a talajmintavételező eszköz lehetővé teszi, hogy szelvényfeltárás nélkül is megbízhatóan jellemezni lehessen a terület talajviszonyait. A Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő, egy 1 m hosszú, kb. 3 cm átmérőjű, felében nyitott cső. A szonda oldalfalán (hengerpalástján) található ablaknyílás a vágóélen is átmenve - egészen a szonda talpáig tart, lehetővé téve a talajminta könnyű eltávolítását. A Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevőt egy gumikalapács segítségével kell a kijelölt területen a talajba beütni, majd egy kihúzó segítségével kiemelni, eltávolítani a talajból. Ezt követően alkalmunk nyílik a talaj morfológiai és helyszíni talajtani vizsgálatára. Az eljárás előnye, hogy sok ponton teszi lehetővé a talajok erős bolygatása nélkül a szintek vastagságának, színének, fizikai féleségének, karbonát-tartalmának, kémhatásának és nedvességének vizsgálatát, és ez által alkalmas a talajtípus meghatározására, valamint a talajfoltok durva elkülönítésére is. Mivel a szűrőbottal kiemelt talaj mennyisége kevés, nagyobb, laboratóriumi elemzéshez szükséges mennyiségű mintát nem lehet vele venni. Szintén nehézkes egyes talajképződési folyamatok, illetve egyes kiválások és konkréciók, valamint a finomabb átmenetek felismerése (Finnern 1994)

4.3.3.2. Terepi talajtani mintavételezés, adatgyűjtés

Hochkar-hegység

2018 őszén a korhadtság mérésekkel párhuzamosan a közönséges lucfenyő öv alsó határától (800 m) egészen az összefüggő havasi törpefenyő öv felső határáig (1700 m) gyűjtöttem mintákat. A mintavételezés 50 méteres tengerszint feletti magasságonként történt, ügyelve arra, hogy az adott magassági szinteken a korhadtságmérésre kiválasztott 3 faegyed közeléből gyűtsem be a talajmintákat. A mintavételt megelőzte egy talajfelszín tisztítás, hogy elkerüljem a talajminta esetleges szennyeződését, ezért az avart és a kisebb-nagyobb ágakat eltávolítottam. A felszín tisztítása után egy ásó segítségével megbontottam a talajfelszínt.

A mintákat véletlenszerűen, a felső 10 cm-es talajrétegből gyűjtöttem. Mintavételi pontonként körülbelül 0,5 kg talajt csomagoltam el egy steril önzárós zacskóba. A mintákat feliratoztam, hogy pontosan beazonosítható legyen a mintavételezés helyszíne. A kapcsolódó laboratóriumi vizsgálatokat, kiértékeléseket a Szent István Egyetem Talajtan és Agrokémiai Tanszékén végeztem 2018 telén.

2019 őszén Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő segítségével megmértem a talajvastagságot az egy évvel korábban begyűjtött talajmintavételezések tengerszint feletti magasságaiban.

Stuhleck-hegység

2018 őszén a Stuhleck-hegységben is a korhadtság mérésekkel párhuzamosan a közönséges lucfenyő öv alsó határától (850 m) egészen az összefüggő havasi törpefenyő öv felső határáig (1750 m) gyűjtöttem mintákat. A mintavételezés itt is 50 méteres tengerszint feletti magasságonként történt, ügyelve arra, hogy az adott magassági szinteken a korhadtságmérésre kiválasztott 3 faegyed közeléből gyűtsem be a talajmintákat. A további talajmintavételi eljárás a Hochkar-hegység talajmintavételi eljárásával megegyező módon zajlott. A talajminták kiértékelése, és annak helyszíne, megegyezik a Hochkar-hegységnél leírtakkal.

2019 őszén a Stuhleck-hegységben is megmértem a talajvastagságot Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő segítségével, az egy évvel korábban begyűjtött talajmintavételezések tengerszint feletti magasságaiban.

Wechsel-hegység

2018 őszén a Wechsel-hegységben is a korhadtság mérésekkel párhuzamosan a közönséges lucfenyő öv alsó határától (800 m) egészen az összefüggő havasi törpefenyő öv felső határáig (1700 m) gyűjtöttem mintákat. A mintavételezés itt is 50 méteres tengerszint feletti

magasságonként történt, ügyelve arra, hogy az adott magassági szinteken a korhadtságmérésre kiválasztott 3 faegyed közeléből gyűtsem be a talajmintákat. A további talajmintavételi eljárás a Hochkar-hegység talajmintavételi eljárásával megegyező módon zajlott. A talajminták kiértékelése, és annak helyszíne, megegyezik a Hochkar-hegységnél leírtakkal.

2019 őszén a Wechsel-hegységben is megmértem a talajvastagságot Pürckhauer-féle szűrőbotos mintavevő segítségével, az egy évvel korábban begyűjtött talajmintavételezések tengerszint feletti magasságaiban.

4.3.4. Lejtőszög mérés

2019 őszén, mind a három hegység esetében a vizsgált transzektok mentén, lemértem a lejtőszögeket, hogy megállapíthassam az adott lejtőszakasz meredekségét.

A méréshez használt eszközök:

- Szintező háromszög / vízmérték
- 30 cm-es vonalzó
- szögmérő

Ezekkel az eszközökkel, a lejtőszögek egyszerűen megmérhetőek, minden egyes vizsgált magassági szinten. A mérés menete a következőképpen zajlott: a műszeres vizsgálatra kiválasztott faegyedek körül először a vízmértékkal megkerestem a talajfelszínhez viszonyítva az egyenest, majd a talaj és a szintező között lemértem a távolságot, végül szögmérő segítségével megállapítottam, hogy hány fokos a lejtőszög.

A méréseket mind a három hegységben a 2018. évi korhadtsági vizsgálatok tengerszint feletti magasságában, azaz 50 méteres tengerszint feletti magasságonként végeztem a közönséges lucfenyő öv alsó határától egészen a havasi törpefenyő öv összefüggő felső határáig.

4.3.5. Meteorológiai adatgyűjtés

4.3.5.1. Léghőmérséklet, csapadék

A kiválasztott vizsgálati területek léghőmérsékletére, csapadékviszonyaira vonatkozó adatokat, idősorokat az Eötvös Lóránd Egyetem Meteorológiai Tanszékén, Dr. Pongrácz Rita

segítségével állítottam össze. A léghőmérsékleti és a csapadék adatokat a www.ecad.eu nemzetközileg elismert adatbázisából töltöttük le 2021. szeptember 20-án.

A léghőmérséklet és a csapadék adatok letöltését megelőzte egy ingyenes regisztráció az E-OBS hivatalos adatbázis honlapján. Az E-OBS egy nagy térbeli felbontású napi rácsos adatsorozat, amely lefedi az európai régiót, és az European Climate Assessment & Datas kezdeményezés által összegyűjtött állomásadatokon alapul (Klein Tank et al. 2002).

Az E-OBS magában foglalja a napi közép-, maximum- és minimum-hőmérséklet értékeket, valamint a napi összes csapadékot. Az E-OBS-t széles körben használják a szélsőséges időjárási események nyomon követésére Európában (van der Schrier et al. 2019).

Vízszintes felbontása $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ és $0,25^\circ \times 0,25^\circ$. Az időbeli lefedettsége az adatbázisnak 1950 januárjától 1-től egészen napjainkig tart.

Az adatbázis napi mintavételi sűrűséggel rendelkezik, fájl formátuma NetCDF-4. Hathavonta kerül a rendszer frissítésre, ami után, új verzió tölthető le. A napi maximális léghőmérséklet, minimális léghőmérséklet és átlagos léghőmérséklet adatoknak a lemerését a talajszinttől számítva, általában 2 méteres magasságban végzik el. A mm-ben kifejezett napi összcsapadék mennyiséget (eső, hó, jégeső) négyzetméternyi területre vetítve adják meg. A mérőállomásokon gyűjtött meteorológiai megfigyelések interpolációjából kialakított rácsos adathalmazok adják a klímarendszerek megfigyelésének fő információ forrását. A validációhoz a technikailag egyszerűbb összehasonlítás érdekében olyan mérési adatbázist használtam, melyeket meteorológiai interpolációs eljárásokkal a felszíni állomások adatsorainak felhasználásával állítanak elő (Haylock et al. 2008).

A legtöbb klímamodellezéssel foglalkozó szakember általában az 1961–1990 időszakot veszi alapul, mert a modell így mutat megfelelően szignifikáns, nagy változási jelet a XXI. századra vonatkozóan (André et al. 2013).

Az E-OBS egy nagyon fontos adatbázis a modellek validálásához (Lenderink 2010, Min et al. 2013, Nikulin et al. 2011). Általánosságban is használják az éghajlat megfigyelésére egész Európában (Lavaysse et al. 2017, van der Schrier et al. 2013, van Oldenborgh et al. 2016), különös tekintettel a napi szélsőségek nagyságának és gyakoriságának értékelésére. Az European Climate Assessment & Datas kezdeményezés által összegyűjtött állomásadatok (Klein Tank et al. 2002, Klok & Klein Tank 2009) képezik az E-OBS alapját. Valamennyi állomásadat közvetlenül az Európai Nemzeti Meteorológiai és Hidrológiai Szolgálattól (NMHS) vagy más adatmegőrző intézménytől származik. Ezeket az adatokat számos új tagállam és más szolgáltató szolgáltatja az E-OBS részére Európa szerte és a Közel-Keleten. Az adatcserére vonatkozó korlátozások miatt, mert az E-OBS rendelkezésére álló állomásokról

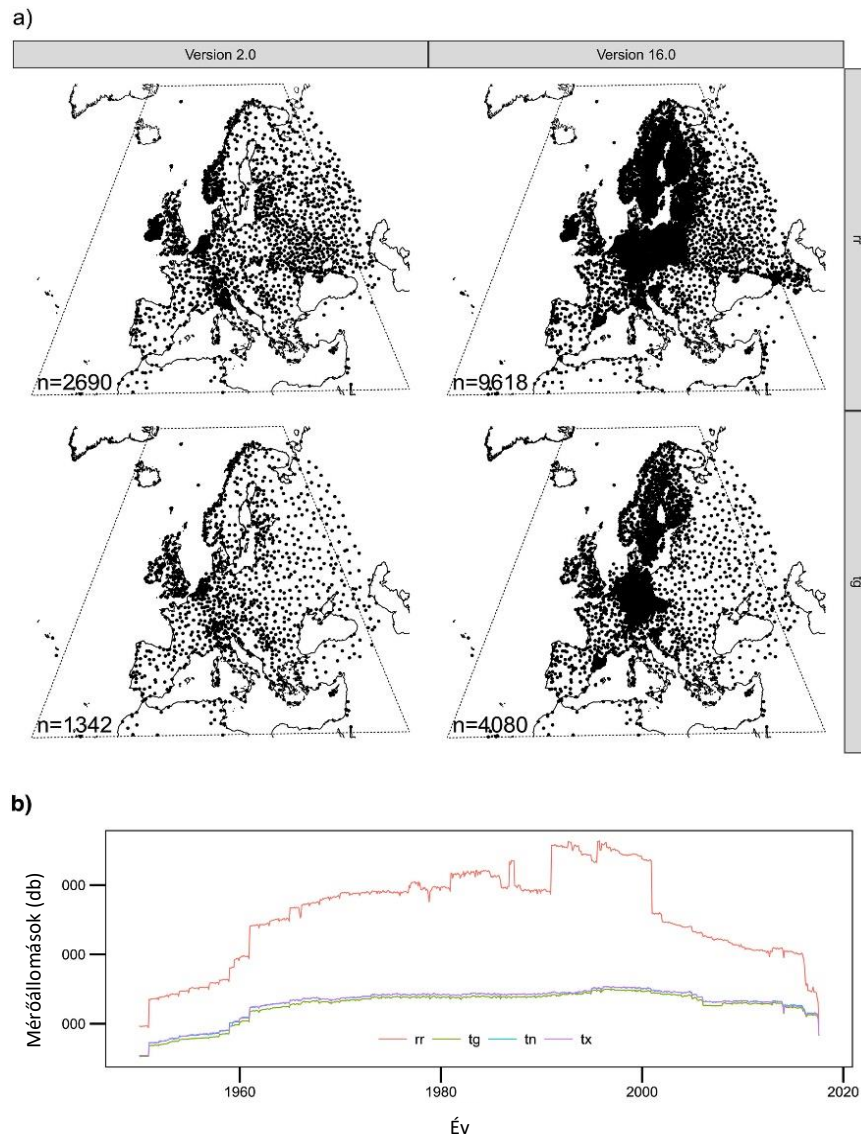
származó adatok száma általában alacsonyabb, mint a potenciálisan elérhető összes rácson adatkészlet. Az állomások sűrűsége fokozatosan növekszik az európai kutatási szerződések keretében az NMHS-ekkel való együttműködés révén. Kezdetben, 2008-ban az előbb említett rácson adathalmazt úgy fejlesztették, hogy aktuális adatokat szolgáltatson az Európai Unió ENSEMBLES projekt részeként készített, egész Európára kiterjedő klímamodellszimulációkhoz (Hofstra et al. 2008). Míg az E-OBS továbbra is fontos adathalmaz a modellek validálásához, általánosságban is használják az éghajlat nyomon követésére egész Európában, különösen a napi szélsőségek nagyságának és gyakoriságának értékelése tekintetében. Az E-OBS helyzete egyedülálló Európában, mivel viszonylag nagy térbeli vízszintes rácsozottsággal rendelkezik, adatbázisa napi felbontású, több változó kérdezhető le, valamint a rendelkezésre álló adatkészlet mennyisége miatt. Annak ellenére, hogy a napi adatgyűjtések mindenhol 24 órát foglalnak magukba, a 24 órás időszakok régióként eltérőek lehetnek. Ennek az az oka, hogy egyes adatszolgáltatók éjfélig, míg mások reggeltől reggelig mérnek. Mivel az E-OBS egy megfigyelési adatsoron alapszik, ezért még nem történt kísérlet az idősorok módosítására (http12).

A mérőállomásokat az illetékes ügynökségek ellenőrzik, az adatokat további minőségellenőrzési eljárásnak vetik alá, miután felviszik az European Climate Assessment & Data rendszerbe. Ezeket az adatokat a vizsgálatok után összehasonlítják a szomszédos rácspontok adataival, hogy időben teljesebb sorozatokat hozzanak létre (The ECA & D Team, 2012, van der Schrier et al. 2013) és ezeket a kevert sorozatokat használják fel az E-OBS-adat hálózatában. Az adatok valós idejű frissítéséhez a globális távközlési rendszeren keresztül terjesztett (SYNOP) adatokat használják fel. A SYNOP-adatok akkor kerülnek kicserélésre, amikor a hitelesített adatok elérhetővé válnak az új tagállamoktól, de ezek az ellenőrzött sorozatok gyakran késnek, mivel az adatokat az illetékes ügynökségek további minőségellenőrzési eljárásoknak vetik alá (van den Besselaar et al. 2012).

A napi értékek kiszámításához számos különböző módszert alkalmaznak, és ez gyakran az adott adatszolgáltató által meghatározott, alkalmazott konvenciótól függ. Például a napi középhőmérséklet lehet a maximum és a minimum hőmérséklet átlaga, vagy lehet az óránkénti leolvasások átlaga, vagy más gyakoriság, például háromóránkénti átlag. Az interpolált adatok kis mértékben eltérést mutathatnak a pontos helyszíni adatokhoz képest, a léghőmérséklet és főleg a csapadék adatok esetében, mivel itt egy rácsponton belüli átlagolt adatról beszélünk, nem pedig lokális helyi adatokról (Legates & Willmott 1990, Neff 1977, Yang 1999a).

Az E-OBS kezdeti felépítése óta (Haylock et al. 2008), az ECA & D-hez sokkal több mérőállomás került. A léghőmérsékletet monitorozó állomások száma 1200-ról 3700 állomásra

nőtt, míg a csapadék esetén a kezdeti 2500 körüli állomásról napjainkra közel 9000 állomásra növekedett a számuk. Mivel azonban csak bizonyos ügynökségek növelték az ECA & D állomások számát, egyre nagyobb különbségek mutatkoznak az állomások sűrűségében a tartományokon belül. A nagymértékben változó állomássűrűség mellett a hálózatra állítható állomások száma is jelentősen változik az idő előrehaladtával. 1961 körül még sokkal kevesebb állomás csatlakozott a programhoz, majd növekedett a mérőállomások száma, viszont 2000 körül csökkent a rendelkezésre álló állomások sűrűsége (23. ábra) (Haylock et al. 2008).



23. ábra: Az átlaghőmérséklet és a csapadék rácsosítására használt állomások elhelyezkedése az E-OBS (a) 2.0 (2009 augusztusában kiadott) és 16.0 (2017. szeptember) verzióiban. Ezek olyan állomások, amelyeket legalább egyszer használnak a hálózatban, és előfordulhat, hogy nem lesznek jelen a rácsos adathalmaz teljes időtartama alatt. A szaggatott vonal az E-OBS együttes változatában használt rácsos területet jelöli (a Lambert Azimuthal Equal-Area vetületben, EPSG: 3035). A (b) ábrán látható ábra mutatja az állomások számát minden hónapban 1950 januárjától egészen 2017 augusztusáig) ([http11](http://11)).

4.3.5.2. A rácsos módszer alkalmazása

Az E-OBS v16.0e verziójában kétlépcsős folyamatot alkalmaznak a napi mezők előállításához:

1) A napi értékeket kezdetben determinisztikus modellel látják el, hogy rögzítsék az adatok hosszú távú térbeli tendenciáját, és 2) az ebből a modellből származó maradványokat ezután sztochasztikus technikával (Gauss-véletlenszerű mező, GRF, szimuláció) interpolálják a napi együttes adatok előállításához. Az interpoláció során havi értékeket is használnak, mivel a magasság és a meteorológiai mezők közötti kapcsolatot nehéz felismerni a napi felbontási adatokban, különösen a csapadék tekintetében (Masson & Frei, 2014). Az E-OBS v16.0e-ben azonban ezeket az értékeket kovariánsként beépítik a determinisztikus modellbe vagy is a napi értékek rögzítéséhez ezt a folyamatot használják (Cornes et al. 2018).

4.3.5.3. Interpolált GSP adatok

A kutatásomban szereplő mindhárom mintaterületen interpolált GPS adatokat használtam.

Az adatokat meteorológiai interpolációs eljárásokkal számoltam, mind a három területre nézve, mivel a kiválasztott hegységeken nem volt az adatbázis számára adatokat szolgáltató meteorológiai állomás.

A Hochkar-hegység legmagasabb pontjának GPS koordináta pontjai: 47.7185° N, 14.9183° E. Az interpolált GPS koordináta pontjai pedig az alábbiak voltak: hosszúsági (longitude) $=14.9498603312^{\circ}$ és szélességi (latitude) $= 47.74986056^{\circ}$.

Az interpolált adatok, melynek magassági pontja (elevation) az E-OBS rendszerben található adatok alapján: 984.8472m volt.

A Stuhleck-hegység legmagasabb pontjának GPS koordináta pontjai: 47.5742° N, 15.7907° E. Az interpolált GPS koordináta pontjai pedig az alábbiak voltak: hosszúsági (longitude) $=15.8498603276^{\circ}$ és szélességi (latitude) $= 47.5498605608^{\circ}$.

Az interpolált adatok, melynek magassági pontja (elevation) az E-OBS rendszerben található adatok alapján: 1254.792 m volt.

A Wechsel-hegység legmagasabb pontjának GPS koordináta pontjai: 47.5299° N, 15.9140° E. Az interpolált GPS koordináta pontjai pedig az alábbiak voltak: hosszúsági (longitude) $=15.9498603272^{\circ}$ és szélességi (latitude) $= 47.5498605608^{\circ}$.

Az interpolált adatok, melynek magassági pontja (elevation) az E-OBS rendszerben található adatok alapján: 1206.583 m volt.

4.4. Statisztikai kiértékelés

Mind a három hegység esetében a PAST (PAleontological STatistics Version 3.21 és 4.05) statisztikai szoftvercsomag segítségével (Hammer 1999-2015, Hammer 1999-2021, Hammer 2001) vizsgáltam az abiotikus és a mért biotikus paraméterek közötti összefüggéseket. Az alapstatisztikához a szoftverösszesítő statisztikáját, t tesztet majd a boxplot modulját használtam. A kutatási témához kapcsolódó első publikációim (Falvai et. al. 2019, Falvai et. al. 2020) eredményei alapján, illetve annak érdekében, hogy árnyaltabb képet kaphassunk a mintaterületeken a vizsgált két faj – magasság függvényében jellemzett – egészségi állapotáról, lokális regressziós görbéket alkalmaztam, a korábban használt lineáris regresszió helyett. Ehhez a regresszióhoz a szoftver LOESS smoothing opcióját használtam, közepes (0,5) simítási tényezővel. A LOESS Smoothing a „LOWESS” (Locally Weighted Scatterplot Smoothing) algoritmus alapján működik (Hammer 1999-2021, Cleveland 1979, Cleveland 1981). A környezeti paraméterek, a morfometriai és a romlottsági adatok közötti korreláció elemzéséhez a szoftver korrelációs modulját és lineáris r (Pearson) korrelációs módszerét használtam.

További részletes statisztikai elemzéseket végeztem a Stuhleck-hegység esetében. A statisztikai számításokhoz az R 3.6.1-es verzióját használtam fel (R core team 2019).

Az adatok tárolását, illetve azok feldolgozását a Microsoft Excel 365 online verziójában végeztem. A statisztikai elemzések során az R szkriptek szerkesztéséhez a Tinn-R kódszerkesztőt használtam (Faria et al. 2013). A statisztikai elemzések során szükséges R kódok szerkesztéséhez és tárolásához az RStudio (R studio team 2015) kódszerkesztő programot, a haladó grafikus ábrázoláshoz pedig további „ggplot2” kiegészítő csomagot használtam (Wickham 2016, Wood 2016).

A statisztikai elemzések során lineáris regressziós analízist (linear regression analysis) használtam fel a fa korhadtsága és a tengerszint feletti magasság közötti kapcsolat, illetve a fa korhadtsága és annak átmérője közötti összefüggésekben (Faraway 2005, Wood 2003).

A regressziós kapcsolat során a romlottságot függő változóként (response variable), a tengerszint feletti magasságot, illetve a faátmérőt, mint magyarázó változót (explanatory

variable) használtam fel. Az összes modell esetében a regressziós egyenes illesztése a legkisebb négyzetek (method of ordinary last squares – OLS) módszere szerint történt. Determinációs együtthatót (coefficient of determination) használtam fel annak megállapítására, hogy a függő változó variációjának, mekkora részét magyarázza meg a független változóval mérhető kapcsolata. A grafikus ábrázolás során lokális regressziót (Locally Weighted Linear Regression – LOESS) használtam fel, ami tulajdonképpen a Running line és a Kernel regresszió kombinációja. Ebben az esetben 95%-os konfidencia intervallummal ábrázoltam a regressziós görbét (Jacoby 2000).

A további elemzések során a korhadtság és tengerszint feletti magasság (MASL), illetve a romlottság és a famagasság közötti kapcsolat vizsgálatához egyfaktoros varianciaanalízist (one-way analysis of variance – ANOVA) használtam fel 5%-os szignifikancia szinten, amely során az I. típusú (szekvenciális) négyzetösszegetípus szerinti felbontás elvét követem (ZAR 1984). Faktorszinteken belüli különbség megállapítására, illetve az egyes faktorszintek átlagának becsléséhez az ún. treatment contrast-ot használtam fel, 95% konfidencia intervallum megadásával.

A faktorszintű átlagok közötti különbség kimutatására az ANOVA után a Fisher-féle legkisebb szignifikáns különbség (LSD) tesztet Bonferroni korrekcióval (Mendiburu 2019) és a Dunnett-Tukey-Kramer páronkénti többszörös összehasonlító tesztet (Lau 2013) alkalmaztam 0,05 szignifikancia szinten.

Az összes statisztikai modell esetében az elemzés után elvégeztem az adott próbára vonatkozó ellenőrzéseket. Az adatok normalitásának tesztelésére a Cramer-von Mises tesztet és az Anderson-Darling tesztet használtam 0,05 szignifikancia szinten a „nortest” csomagból (Gross & Ligges 2015).

Az alkalmazási feltételeket további, elsősorban különböző diagnosztikai ábrák segítségével is elvégeztem (Pekár & Brabec 2016).

Ebben az esetben a legalacsonyabb MASL faktorszintet használtam kontrollcsoportként. Az elemzés után minden statisztikai modellt ellenőriztem.

A heteroscedasticitás (lineáris regresszióval összefüggésben vagy az idősorelemzésben használják) tesztelésére (szintén 0,05 szignifikancia szinten) az „lm teszt” csomagból származó Breusch-Pagan próbát (Zeileis & Hothorn 2002) és a Flig ner-Killeen Variance homogenitási kísérletet használtam.

A ferdeség tesztelésére D’Agostino K-négyzet tesztjét, a „moments” csomagból Anscombe Glynn tesztet pedig a kurtózis tesztelésére használtam (Komsta & Novomestky 2015). A kiugró értékek kimutatására az adatokban Grubb tesztjét a „Im test” csomagból (Komsta 2011) és

Cook tesztjét használtam. A regressziós analízis folyamán az autokorreláció mérésére az „lmtest” csomagból származó Durbin-Watson tesztet (Zeileis & Hothorn 2002) használtam.

További statisztikai kiértékeléseket végeztem a Wechsel-hegység esetében. Az elemzések során az R program 3.6.3 verzióját használtam fel (R Core Team 2020).

Az adatok tárolása, illetve azok feldolgozása nagymértékben megegyezik a Stuhleck-hegységnél említett eljárásokkal. Az összes statisztikai modell esetében az elemzés után elvégeztem az adott próbára vonatkozó feltételeket, ahol a normalitás vizsgálatához a Kolmogorov-Szmirnov és a Shapiro-Wilk próbát használtam fel, a szóráshomogenitás vizsgálatára pedig a Bartlett-próba és a Levene-próba segítségével történt, mindkét esetben ugyancsak 5%-os szignifikancia szinten. Ezekhez az elemzésekhez a „car” (Fox & Weisberg 2019) és a már említett „nortest” (Gross & Ligges 2015) kiegészítő csomagokat használtam fel. Az évi átlaghőmérsékleteket és az évi csapadékösszeg hegységek közötti szignifikáns eltéréseit T-teszt segítségével vizsgáltuk.

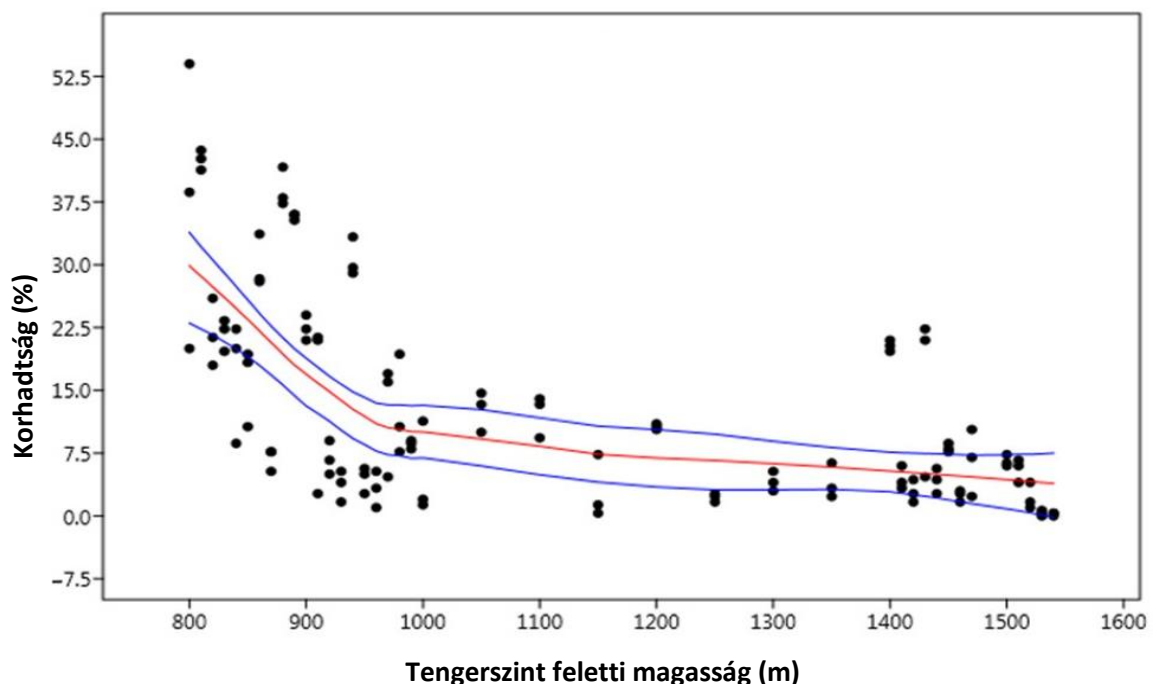
5. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

5.1. Akusztikus tomográf (korhadtság) mérések

5.1.1. Hochkar-hegység

5.1.1.1. *Picea abies*

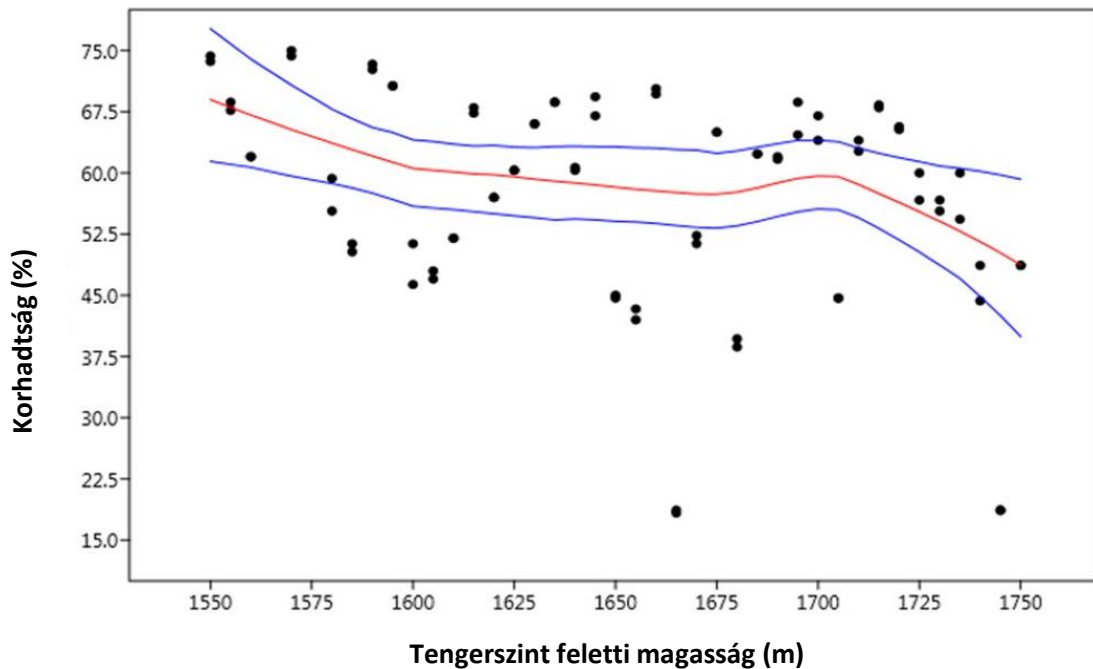
A Hochkar-hegység esetében a *Picea abies* faegyedek törzsének korhadtsága egyértelműen csökkenő tendenciát mutat a magasság növekedésével, amit a trendvonal is jelez (24. ábra). A korhadtságnak a legmagasabb százalékos arányát 800 méteres magasságban mértük. A közönséges lucfenyő legmagasabb korhadási értékei esetén 800-1100 m között csökkenő, 1350-1450 m között emelkedő tendencia figyelhető meg. A legkisebb szórások 1100 és 1400 m között, illetve 1500 m felett figyelhetők meg.



24. ábra: A *Picea abies* korhadtságának értékei a Hochkar-hegységben a magasság függvényében. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságban vizsgált faegyedek átlagos korhadtságát jelzik. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

5.1.1.2. *Pinus mugo*

A Hochkar-hegységben a *Pinus mugo* korhadtsága jellemzően szintén csökken a magasság növekedésével, amint az a trendvonal alapján is látható (25. ábra). A korhadtsági értékek 1550 és 1600 m között a legmagasabbak, míg 1665 és 1745 méteren a legalacsonyabbak. A korhadtság mértéke 1600 és 1700 m között viszonylag egyenletesen csökken, majd 1700 m felett nagyobb mértékű csökkenést mutat.



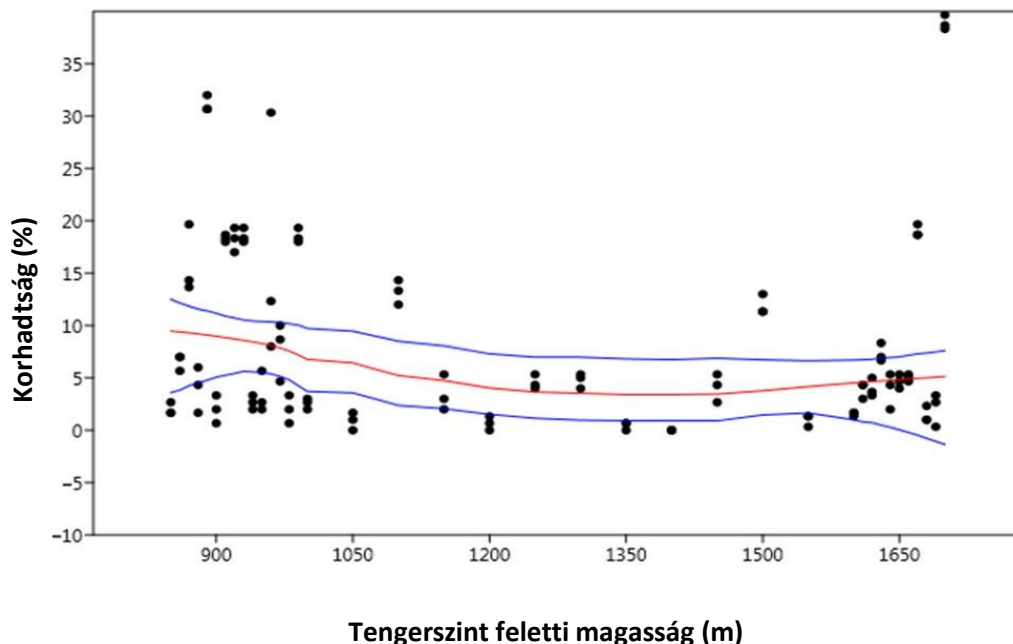
25. ábra: A *Pinus mugo* állomány korhadtságának változása a Hochkar-hegységben egy magassági grádiens mentén. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságban vizsgált egyedek átlagos korhadtságát jelzik. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

A mért adatok megfelelnek Lenoir és munkatársai terepi megfigyeléseinek (2008) és Liang et al. (2016), valamint Vittoz et al. (2013) és Bussotti et al. (2015), modellezési eredményeinek, amelyek előrevetítik a fajok és a vegetációs övezetek jövőbeni terjeszkedését a magasabb alpesi zónába az éghajlati felmelegedés miatt.

5.1.2. Stuhleck-hegység

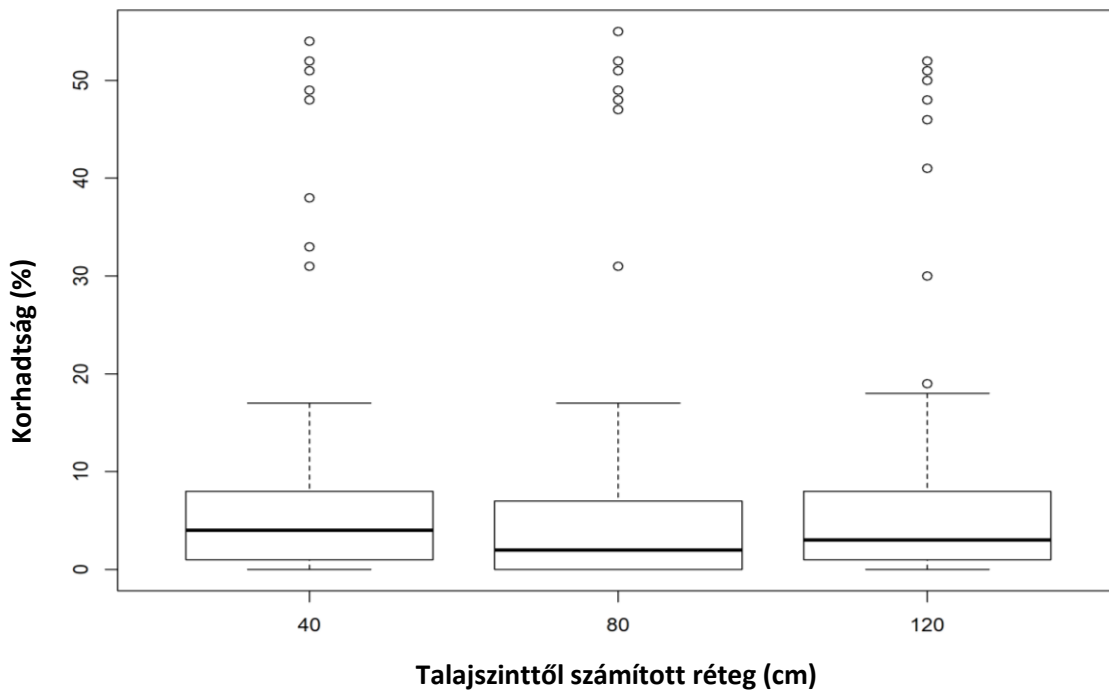
5.1.2.1. *Picea abies*

A közönséges lucfenyő korhadtságának a százalékos aránya a tengerszint feletti magasság növekedésével 1450 méteres magasságig csökken (26. ábra). A Hochkar-hegységhez hasonlóan, a Stuhleck-hegységben is 1050 és 1550 m között a legalacsonyabbak a korhadtsági értékek és a szórások. Ebben a magassági tartományban a korhadtsági értékek hasonlóak voltak, mint a Kárpát-medence különböző korú *Quercus petraea* állományokban akusztikus tomográfia által mért korhadtsági adatok (LD. Trenyik et.al 2017, Trenyik et.al. 2019). A legnagyobb mértékű korhadtságot 850 és 1000 m között, illetve 1650 m felett mértem.



26. ábra: A *Picea abies* korhadtságának változásai a Stuhleck- hegységben egy vertikális transzekt mentén. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságban a fák átlagos korhadtságát jelzik. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

A *Picea abies* különböző talajszint feletti magasságban mért korhadtsági adatai azt mutatják, hogy az átlagos korhadtság a legalsó, 40 cm-es magasságban mért rétegben a legnagyobb (27. ábra). A korhadtság legalacsonyabb százalékos aránya a talajszint feletti 80 cm-es magasságban volt megfigyelhető. A legnagyobb mértékű szórást a 120 cm-es talajszint feletti magasságban tapasztaltuk a vizsgált rétegek közül.

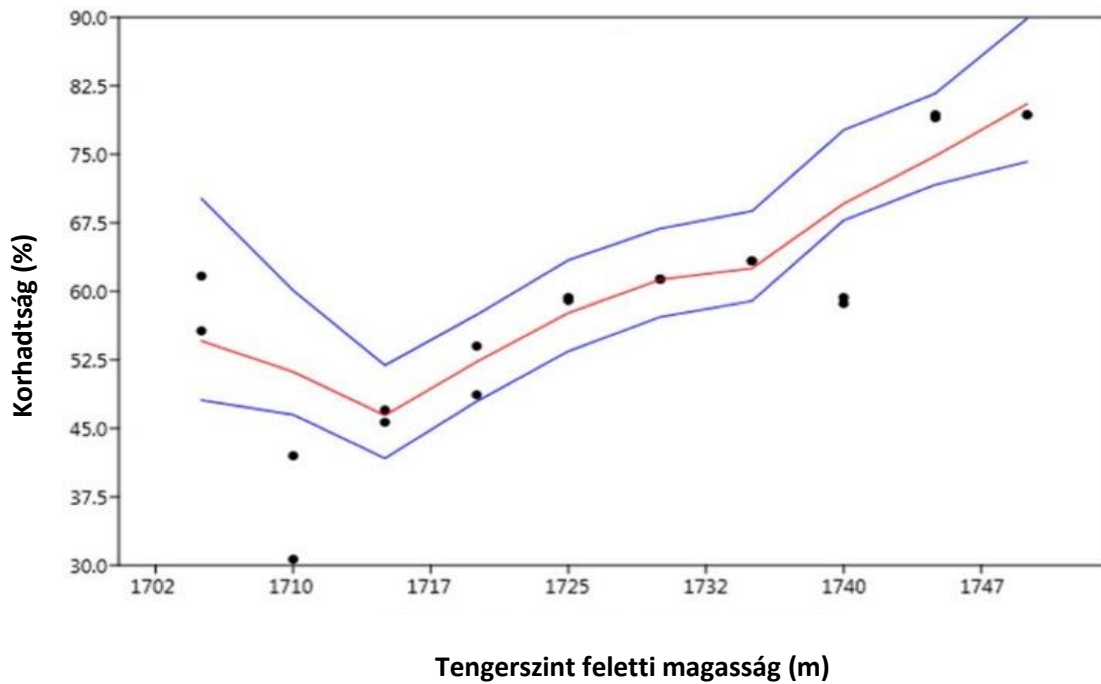


27. ábra: A *Picea abies* különböző talajszint feletti magasságban mért átlagos korhadtsága, szórása és szélső értékei a Stuhleck-hegységben.

Összességében elmondható, hogy minimális eltérés figyelhető meg a szélső értékek, illetve a szórás tartományok között a három vizsgált réteg esetében (27. ábra).

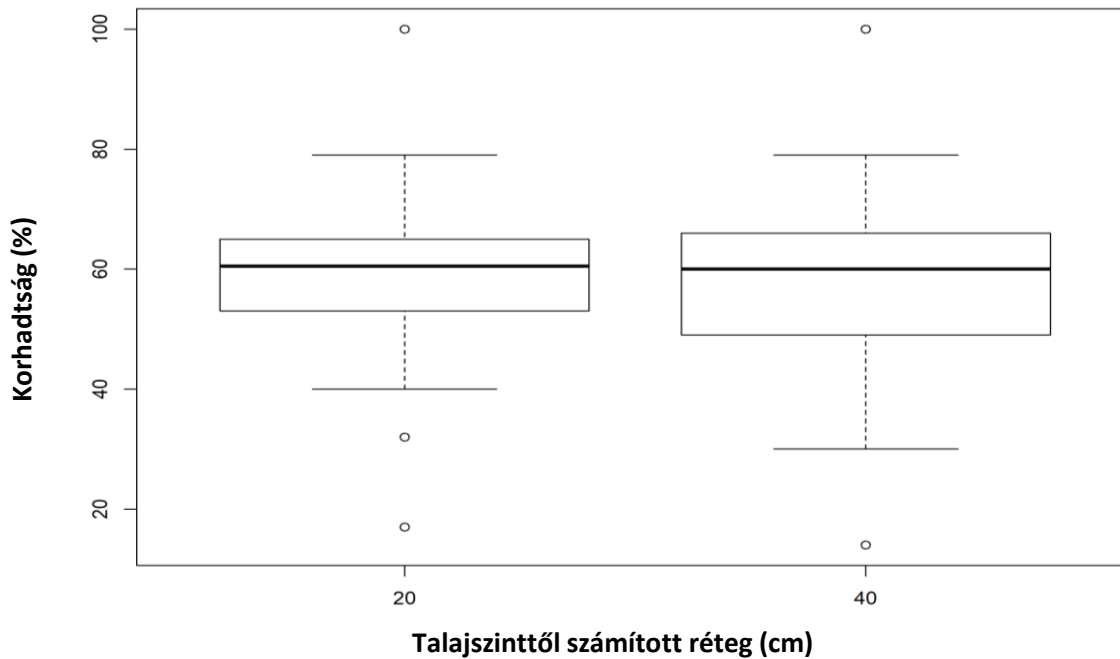
5.1.2.2. *Pinus mugo*

A Stuhleck-hegység esetében a *Pinus mugo* állomány korhadtsága kezdetben meredeken csökkenő tendenciát mutat 1700 m-től 1715 méteres magasságig (28. ábra). Utóbbi magasságtól kezdve, azonban a fahatárig szinte folyamatosan növekvő korhadtság jellemző, amit a meredeken emelkedő trendvonal is jelez. A legalacsonyabb korhadtságot 1710 méteres magasságban mértük, amely érték azonban meghaladja szinte az összes közönséges lucfenyőn mért korhadtsági értéket a hegységben.



28. ábra: A *Pinus mugo* állomány korhadtságának változása a Stuhleck-hegységben, egy magassági grádiens mentén. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságon jelzik az egyedek átlagos korhadtságát. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

A *Pinus mugo* két eltérő talajszint feletti magasságban mért korhadtsági adatai azt mutatják, hogy a korhadtság átlagosan a 40 cm-es rétegben a legnagyobb (29. ábra). A medián alapján elmondható, hogy kisebb korhadtság a talajszint feletti 20 cm-es magasságban volt mérhető. A 40 cm-es talajszint feletti magasságban tapasztaltuk a nagyobb mértékű szórást. Szintén a 40 cm-es magasságnál elmondható, hogy az alsó kvartilis értéke nagyobb volt, mint a 20 cm-es rétegben. Ezen kívül elmondható még, hogy minimális eltérés figyelhető meg a szélső értékek között a két vizsgált réteg esetében.



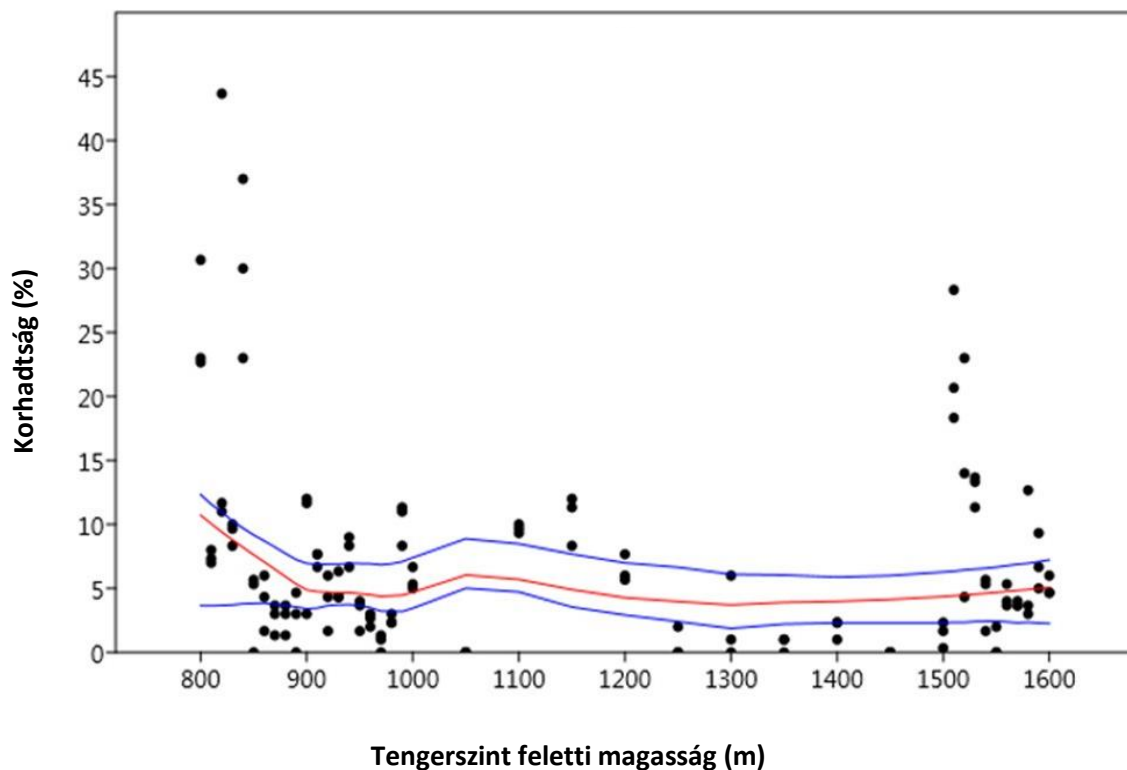
29. ábra: A *Pinus mugo* különböző talajszint feletti magasságban mért átlagos korhadtsága, szórása és szélső értékei a Stuhleck-hegységben.

5.1.3. Wechsel-hegység

5.1.3.1. *Picea abies*

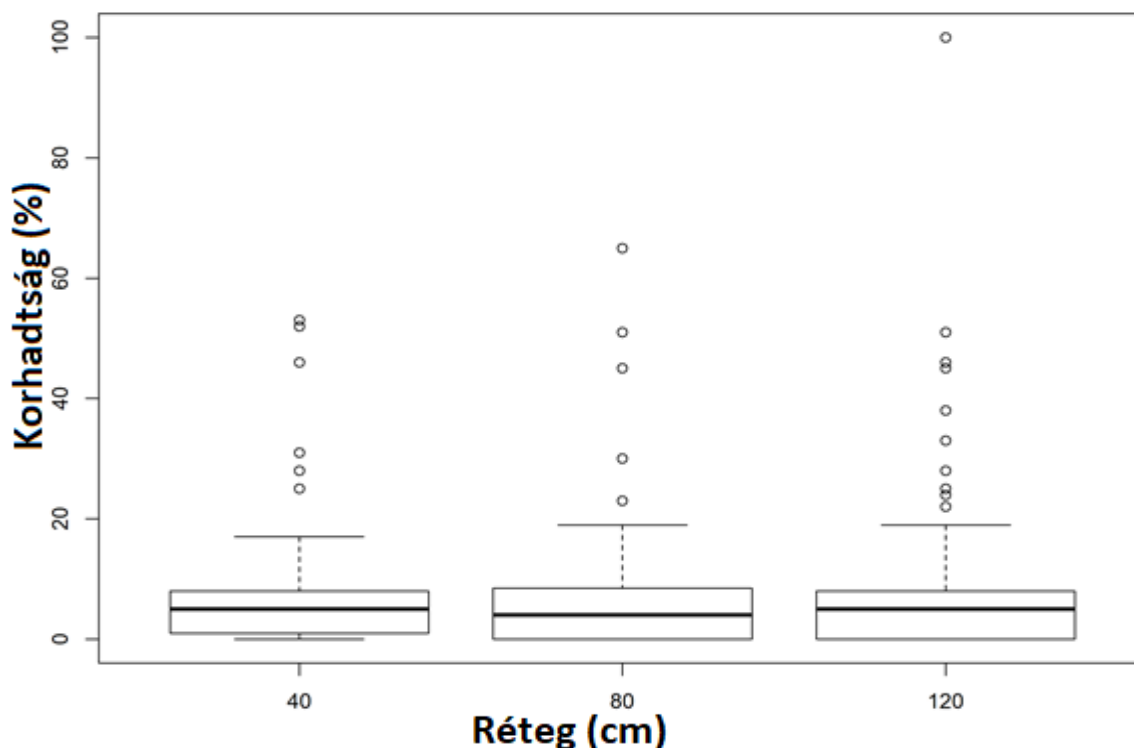
A varianciaelemzés alapján a lucfenyő korhadtsága és a tengerszint feletti magasság között szignifikáns összefüggés volt ($F_{40,328} = 5,98$; $p < 0,001$). Azonban e kapcsolat regressziós analízissel kevésbé szignifikáns ($F_{1,367} = 5,12$; $p = 0,02$), illetve a korrelációs együttható értéke nagyon kicsi ($r^2 = 0,01$), ami arra utal, hogy klasszikus görbével nem írható le e kapcsolat. A lokális regresszió alapján (30. ábra) egyértelműen nem állapítható meg semmilyen trend (növekvő, csökkenő stb.) a lucfenyő korhadtsága és a tengerszint feletti magasság között. Ebből kifolyólag egyértelműen nem detektálható, hogy melyek azok a tengerszintfeletti magassági pontok, ahol alacsonyabb, illetve magasabb a lucfenyő korhadtságának a mértéke. Mindazonáltal az is látható, hogy 800 és 1000 m, illetve 1500 és 1600 m tengerszint feletti magasság között a korhadási százalék magasabb, mint 1000 és 1500 m közötti tengerszint feletti magasság esetében (30. ábra). A legnagyobb mértékű korhadtságot a *Picea abies* esetében 840 méteren mértük átlagosan 30%-os (95% CI: 24,36; 35,64; $n=60$) korhadtsággal. 1500 métertől felfelé haladva a fafaj felső elterjedési határáig fokozatosan nőtt a korhadtság mértéke, ahogy

azt a konfidencia intervallum is jelzi, de ebben a magassági zónában kisebb mértékű volt a fák károsodása, mint az alacsony térszíneken.



30. ábra: A *Picea abies* korhadtsága a Wechsel-hegységben a magasság függvényében. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságon jelzik a fák átlagos korhadtságát. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

A *Picea abies* különböző talajszint feletti magasságban mért korhadtsági adatok azt mutatják, hogy a korhadtság átlagosan a 120 cm-es rétegben a legnagyobb (31. ábra). Az interkvartilis térben mozgó medián alapján elmondható, hogy a legkisebb korhadtság a talajszint feletti 40 cm-es magasságban látható. A legnagyobb szórással a 120 cm-es talajszint feletti magasság jellemezhető, ezt követi a 80 cm-es magasság, végül a 40 cm-es talajfelszín feletti magasságban mért réteg. A három vizsgált réteget összevetve a legtöbb szélsőérték átfed egymással. A három mért réteg korhadtsági értékei között nem volt szignifikáns eltérés (31. ábra: $F_{2,366} = 0,27$; $p = 0,76$). A vizsgált rétegek közül 80 cm-en volt a legkisebb mértékű, átlagosan 6,42%-os (95% CI: 4,52; 8,32; $n=123$) korhadtsággal, míg 120 cm-en átlagosan 7,42%-os (95% CI: 5,52; 9,32; $n=123$).

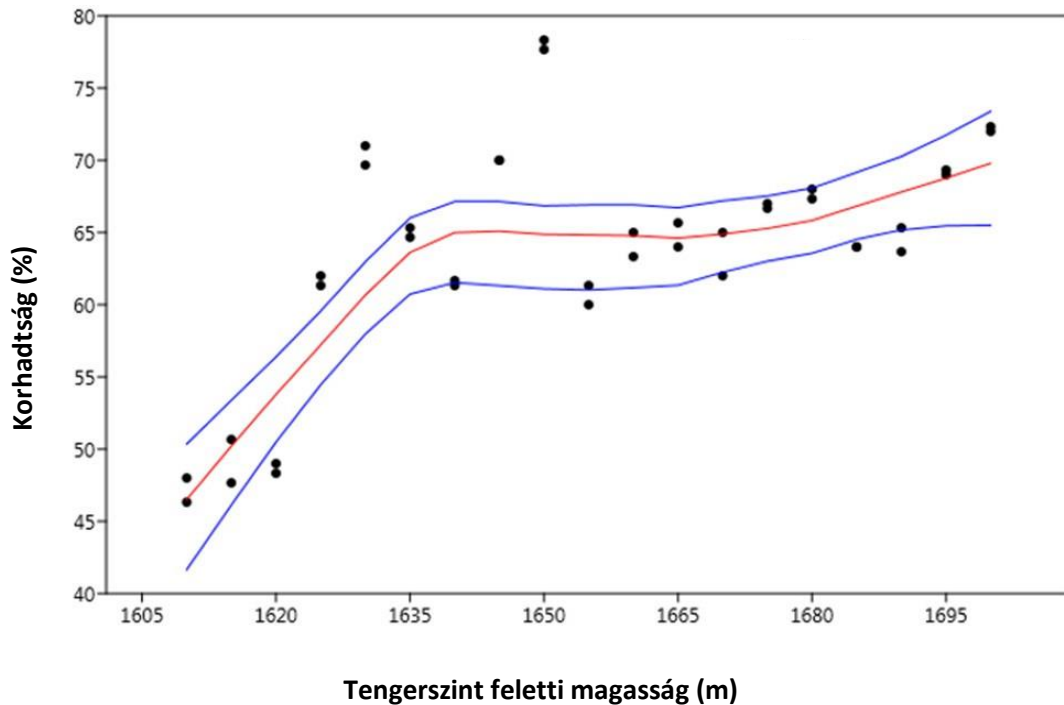


31. ábra: A *Picea abies* különböző talajszint feletti magasságban mért átlagos korhadtsága, szórása és szélső értékei a Wechsel-hegységben (Falvai et al. 2021).

5.1.3.2. *Pinus mugo*

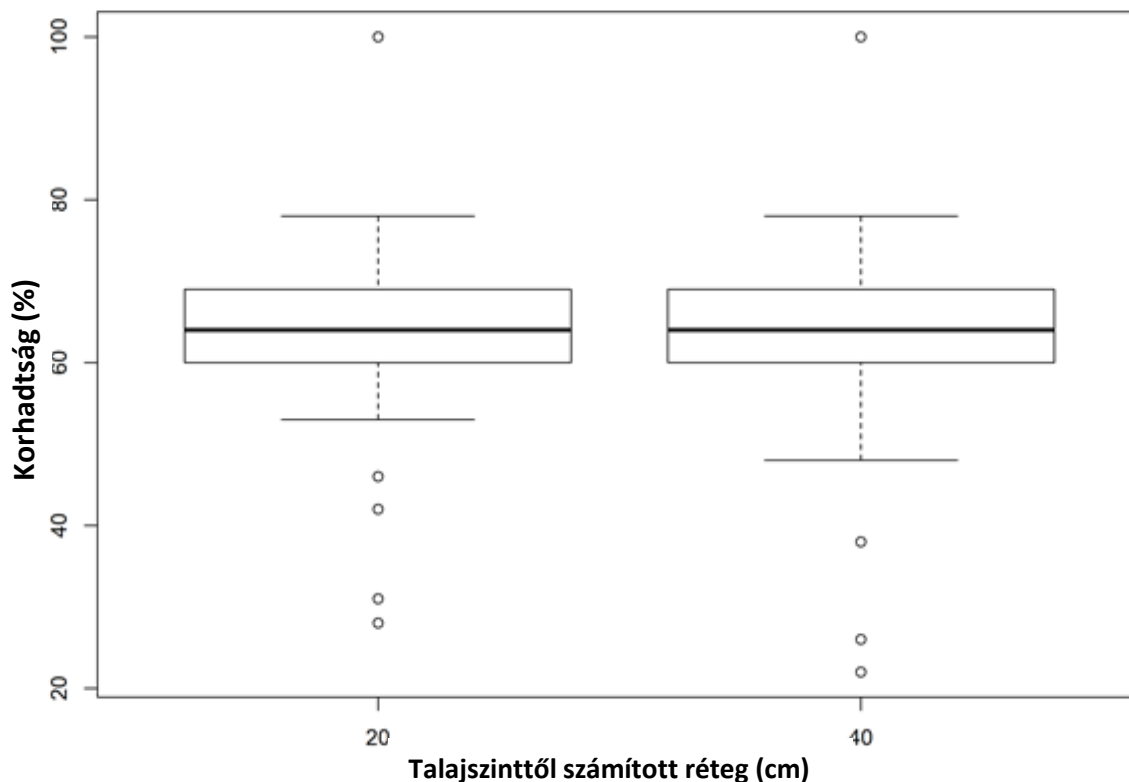
A *Pinus mugo* esetében szintén szignifikáns különbséget találtunk a korhadás mértéke és a tengerszint feletti magasság között (32. ábra, $F_{18,95} = 5.54$; $p < 0,001$). A regressziós analízis alapján (ami szintén szignifikáns: $F_{1,112} = 25,35$; $p < 0,001$) megállapítható, hogy a havasi törpefenyő esetében a korhadtság mértéke és a tengerszint feletti magasság között a determinációs együttható értéke már nagyobb ($r^2 = 0,18$), mint a közönséges lucfenyő esetében. A lokális regresszió alapján elmondható, hogy a korhadtság mértéke nőtt a magasabb térszín felé haladva, ahogy azt az átlagos romlottság görbéje és a konfidencia intervallum is jelzi (32. ábra). A korhadtság mértéke a faj elterjedésének alsó határán, 1610 és 1640 m között emelkedett jelentősebben, majd közel azonos tartományban változott, de a faj elterjedésének legfelső határán, a fahatár közelében újra emelkedett. Utóbbi régióban, 1700 m magasságban mértük a legnagyobb mértékű átlagos korhadtságot a *Pinus mugo* esetében, átlagosan 72,2%-ot (95% CI: 65,4; 78,9; $n=6$), míg a legalacsonyabb korhadtsági értéket a legalsó elterjedési szinten detektáltuk, 1610 m tengerszint feletti magasságban, átlagosan 41,7%-al (95% CI: 40,4; 53,9;

n=6). A havasi törpefenyő elterjedésének alsó határán mért korhadtsági értékek - az 1615 és 1620 m magasan mért értékek kivételével, szignifikánsan alacsonyabbak voltak a többi szinthez képest ($p < 0,001$; 1625, 1640 és 1655 méterrel összevetve $p < 0,01$).



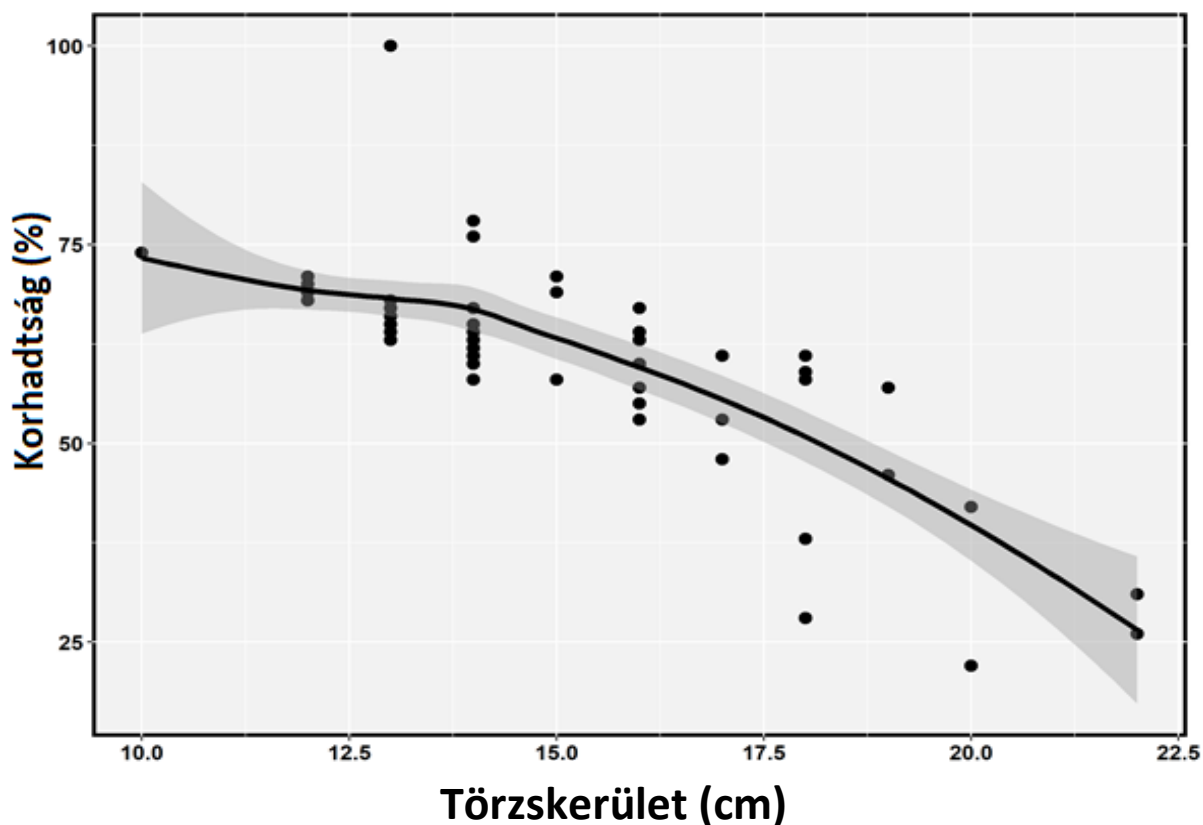
32. ábra: A *Pinus mugo* korhadtságának változása a Wechsel-hegységben, egy magassági transzekt. A fekete pontok az adott tengerszint feletti magasságban jelzik az egyedek átlagos korhadtságát. Az ábrán a trendvonalak (lokális regresszió, piros vonal) mellett, a konfidencia intervallum is látható (kék vonalak) – mely a 95%-os konfidenciasávot (Hammer, Ø. 1999-2021) jelzi (Falvai et al. 2021).

A különböző talajszint feletti magasságban mért korhadtsági értékek között a lucfenyőhöz hasonlóan a törpefenyő esetében sem volt szignifikáns különbség (33. ábra: $F_{1,112} = 0,01$; $p = 0,92$). A vizsgált rétegek esetében 20 cm-en átlagosan 63,6%-os (95% CI: 60,6; 66,4; $n=57$) mértékű korhadtságot, míg 40 cm-en átlagosan 63,7%-os (95% CI: 60,9; 66,6; $n=57$) korhadtságot mértünk.



33. ábra: A *Pinus mugo* különböző talajszint feletti magasságban mért átlagos korhadtsága, szórása és szélső értékei a Wechsel-hegységben (Falvai et al. 2021).

A korhadtság és a faátmérő közötti regressziós kapcsolat a *Pinus mugo* esetében statisztikailag igazolható (34. ábra, $F_{1,112} = 117,35$; $p < 0,001$). Minél vastagabb volt a havasi törpefenyők törzsének átmérője, annál kisebb mértékű volt a fák korhadtsága. A determinációs együttható értéke ($r^2 = 0,51$) alapján az is megállapítható, hogy a faátmérő és a korhadtság között közepesen erős függvényszerű kapcsolat van.



34. ábra: A korhadtság (százalékban kifejezve) és a törzskerület összefüggése a *Pinus mugo* esetében (Wechsel-hegység) (Falvai et al. 2021)..

5.1.4. A három vizsgált terület együttes kiértékelése

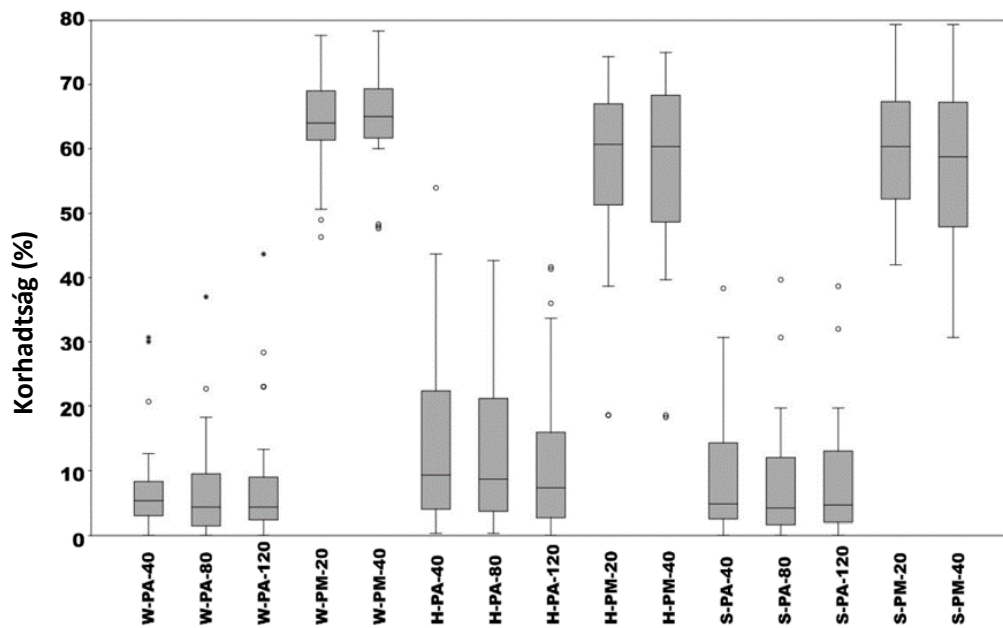
A vizsgált két tűlevelű faj korhadtsági adatai összevetve szignifikánsan különböznek mindhárom hegység esetében (35. ábra, 3. táblázat, átlagos korhadtság esetén W-PA vs. W-PM uneq. var. $t = 26.59$ $p < 0.001$, H-PA vs. H-PM uneq. var. $t = 16.14$ $p < 0.001$, S-PA vs. S-PM uneq. var. $t = 11.59$ $p < 0.001$). A legnagyobb szignifikáns különbség a Wechsel-hegységnél, míg a legkisebb szignifikáns eltérés a Stuhleck-hegységnél mutatható ki. A Wechsel-hegységnek volt a legkisebb az interkvartilis tartománynak a kiterjedése, míg a Hochkar-hegység esetében – a jelentős felső kvartilis miatt – a legnagyobb mértékű, a három vizsgált helyszín közül. A *Picea abies* esetén a legnagyobb átlagos korhadtságot, mindhárom területen a talajszinthez legközelebb mért magasságban (40 cm) volt, míg a magasabban elhelyezkedő rétegek esetében a korhadtsági értékek csökkenő tendenciát mutattak. A Wechsel-hegység területén előforduló *Picea abies* állomány esetében, magasabb a korhadtság százalékos aránya

800 és 1000 m között, valamint 1500 és 1600 méteres tengerszint feletti magasságban, mint 1000 és 1500 m közötti tengerszint feletti magasságban (35. ábra). 1500 m-től felfelé a lucfenyő felső elterjedési határáig, fokozatosan nőtt a korhadtság mértéke, amit a konfidencia intervallum is jelez, viszont ebben a magassági zónában kisebb korhadtság jellemző a vizsgált fákban, mint az alsóbb elterjedésű területeken. A Wechsel-hegység esetében a korhadtsági értékek szórása 800 és 1200 m között és 1500 m felett volt a legnagyobb, míg a legkisebb szórási értékek 1250 és 1500 m között voltak megfigyelhetők.

A medián és a felső kvartilis értékek a Wechsel-hegységben bizonyultak a legmagasabbnak (35. ábra, 3. táblázat).

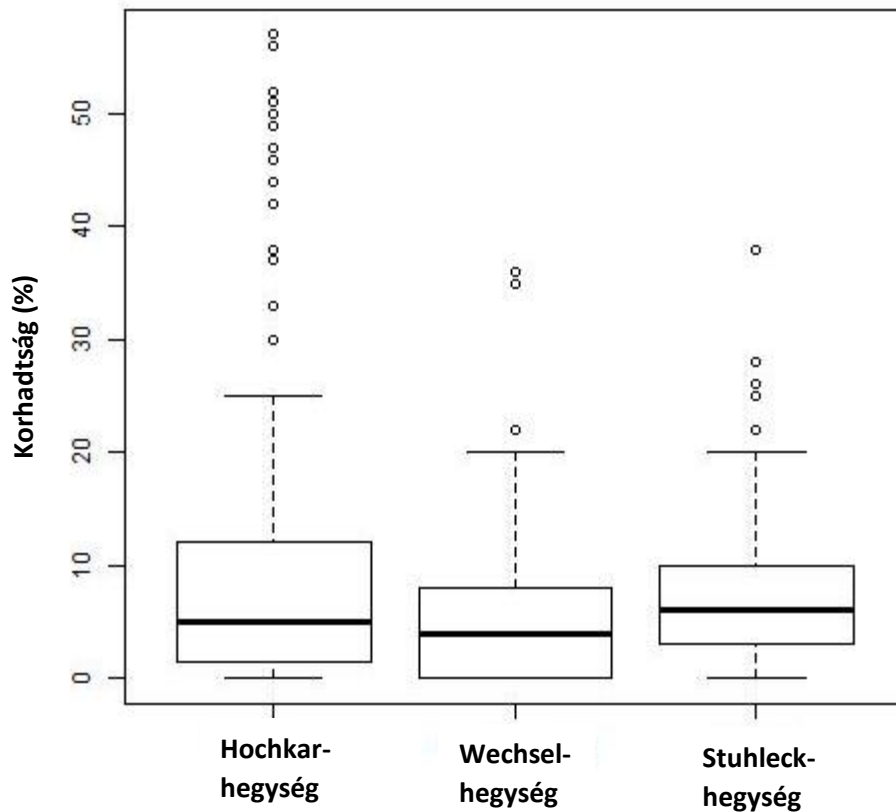
Korhadtság	W- PA- 40	W- PA- 80	W- PA- 120	W- PM- 20	W- PM- 40	H- PA- 40	H- PA- 80	H- PA- 120	H- PM- 20	H- PM- 40	S- PA- 40	S- PA- 80	S- PA- 120	S- PM- 20	S- PM- 40
N	41	41	41	19	19	41	41	41	39	39	38	38	38	10	10
Min	0.00	0.00	0.00	46.33	47.67	0.33	0.33	0.00	18.67	18.33	0.00	0.00	0.00	42.00	30.67
Max	30.67	37.00	43.67	77.67	78.33	54.00	42.67	41.67	74.33	75.00	38.33	39.67	38.67	79.33	79.33
Mean	6.81	6.42	7.42	63.53	63.74	14.15	13.22	10.83	57.59	57.42	8.64	7.60	8.03	60.67	58.13
Std. error	1.07	1.13	1.40	1.80	1.87	2.02	1.86	1.77	2.09	2.13	1.52	1.47	1.44	3.78	4.63
Variance	47.10	52.56	80.31	61.90	66.60	166.73	141.82	128.88	170.46	176.43	88.35	82.44	78.67	143.16	214.24
Stand. dev	6.86	7.25	8.96	7.87	8.16	12.91	11.91	11.35	13.06	13.28	9.40	9.08	8.87	11.96	14.64
Median	5.33	4.33	4.33	64.00	65.00	9.33	8.67	7.33	60.67	60.33	4.84	4.17	4.67	60.33	58.84
25 prentil	3.00	1.50	2.33	61.33	61.67	4.00	3.67	2.67	51.33	48.67	2.50	1.67	2.00	52.25	47.92
75 prentil	8.33	9.50	9.00	69.00	69.33	22.33	21.17	16.00	67.00	68.33	14.33	12.08	13.08	67.33	67.25

3. táblázat: A vizsgált fafajok korhadtsági adatainak alapstatisztikái, a kiválasztott hegységekben, különböző mintavételi magasságokban (W-Wechsel-hegység, H-Hochkar-hegység, S-Stuhleck-hegység, PA-*Picea abies*, PM-*Pinus mugo* (Falvai et al. 2021).



35. ábra: A vizsgált fafajok korhadtsága a kiválasztott területeken, különböző mintavételi magasságokban (W–Wechsel-hegység, H–Hochkar-hegység, S–Stuhleck-hegység, PA–*Picea abies*, PM–*Pinus mugo*) (Falvai et al. 2021).

A lucfenyő vizsgálata során, mindhárom hegység esetében a medián értékek kis tartományban változtak a talajszintről vizsgált mérési magasságokban (36. ábra). A Stuhleck-hegység állománya jellemezhető a legalacsonyabb medián értékkel. Az interkvartilis térben mozgó medián alapján elmondható, hogy a kiterjedése a Stuhleck- és a Hochkar-hegységben nagyobb volt, mint a Wechsel-hegységben. A Hochkar-hegység esetében volt a legnagyobb a szórás értéke. A legkisebb szórással a Wechsel-hegység esetében találkozhatunk. A felső kvartilis a Hochkar-hegység esetében a legmagasabb.



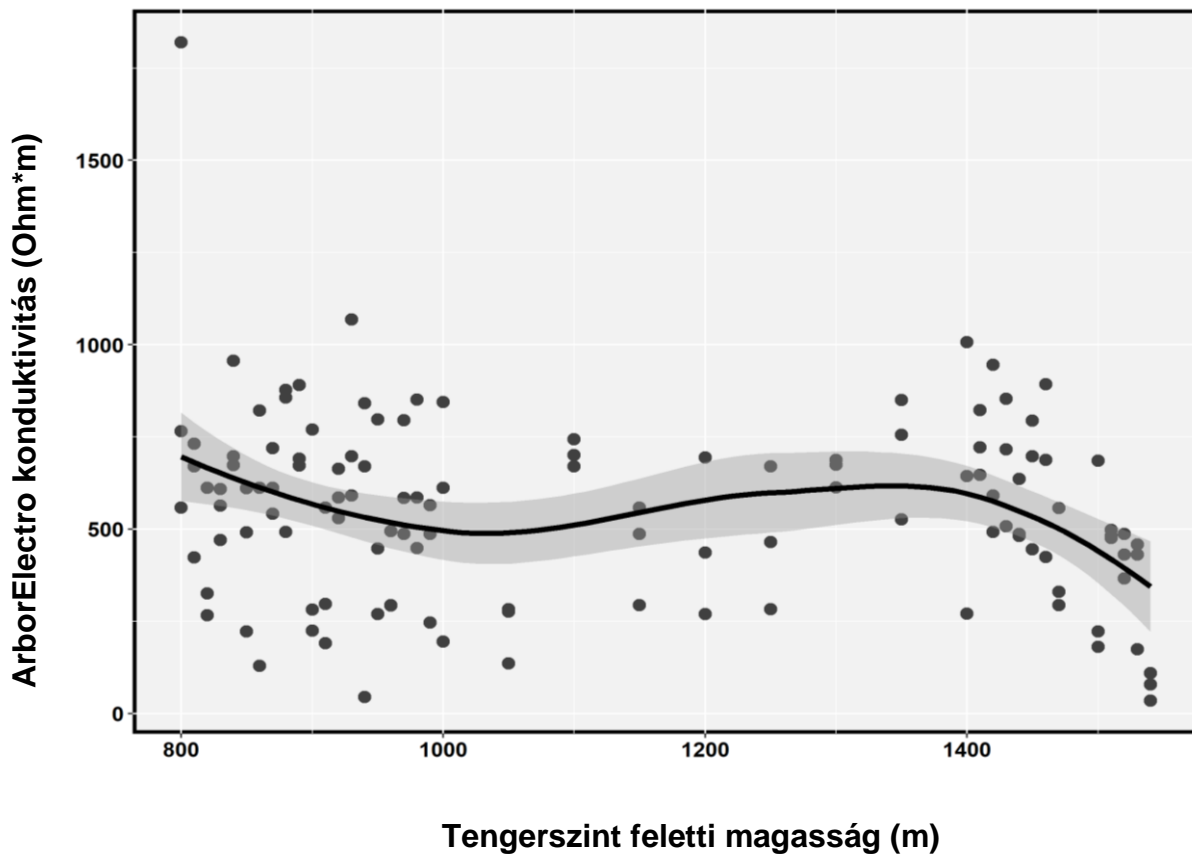
36. ábra: A *Picea abies* átlagos korhadtsága, szórása és szélső értékei korhadtsága a vizsgált területeken.

5.2. Impedancia tomográf (gombafertőzöttség) mérések

5.2.1. Hochkar-hegység

A Hochkar-hegység esetén elmondható, hogy a közönséges lucfenyő dominálta növényzeti övben a legmagasabb gombafertőzöttségi (romlottsági) értékeket a luc elterjedésének legalsó, illetve 1400 méteres tengerszint feletti magasságban mértük (37. ábra), ami egyezik Pepin et al. (2015) megfigyeléseivel. A trendvonal alapján 800 m-től 1000 m-ig csökkent a lucfenyő romlottságának a mértéke majd 1000 m-től 1400 m-ig minimálisan nő, majd 1400 m-től megint csökkenés figyelhető meg a faj elterjedésének legfelső határáig. A trendvonal alapján a legalacsonyabb romlottsági értékek 1540 m illetve 1540 m magasságban voltak. A korhadtság és a romlottság görbéjének összehasonlítása alapján (24. és 37. ábra) komoly egyezést találtunk

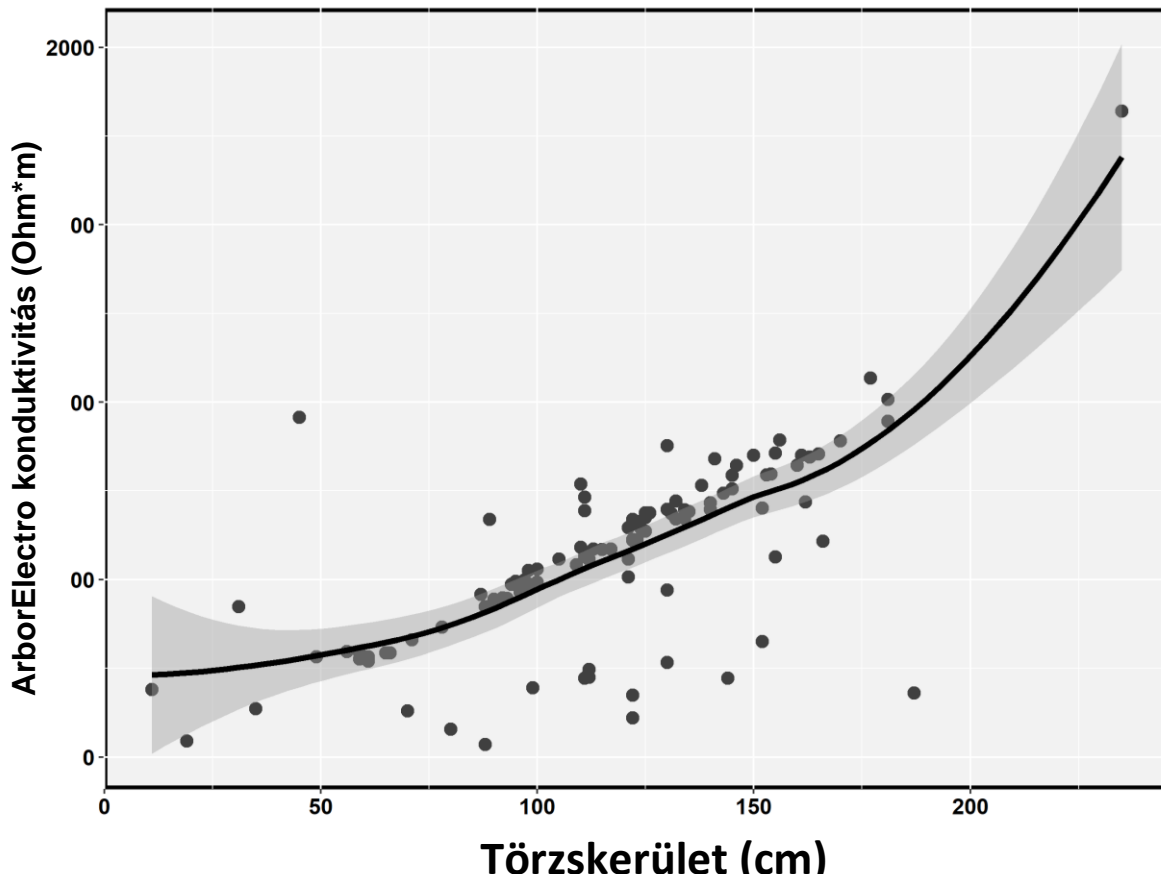
a 3D Akusztikus Tomográffal és az Impedancia Tomográffal mért adatok alapján készített trendvonalak lefutása között, a lucfenyő vertikális elterjedése mentén.



37. ábra: A közönséges lucfenyő gombafertőzöttségének változása, a tengerszint feletti magasság függvényében a Hochkar-hegységben. A trendvonal jelzi a lucfenyő romlottságának átlagos mértékét az adott magasságban. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Hochkar-hegység 2019).

A romlottság és a törzskerület adatok együttes kiértékelése azt mutatja, hogy minél vastagabb a lucfenyő törzskerülete, annál nagyobb mértékű a romlottság (38. ábra). Ez az összefüggés megegyezik számos kutató Avdeev (2015), Lukashevich (2016), Avdeev (2017), Avdeev (2018 a), Avdeev (2018 b), Avdeev (2018 c), Porozov et al. (2018) megfigyeléseivel. A legalacsonyabb romlottsági értékeket a 19 cm-es és a 89 cm-es törzskerületnél mértük, míg a legmagasabb romlottsági értéket a 262 cm-es törzskerület esetén. Annak ellenére, hogy a trendvonal egyértelmű összefüggést jelez a növekvő törzskerület és az egyre nagyobb mértékű romlottság között, ez nem biztos, hogy azt jelzi, hogy az idősebb lucfenyők gombafertőzöttsége

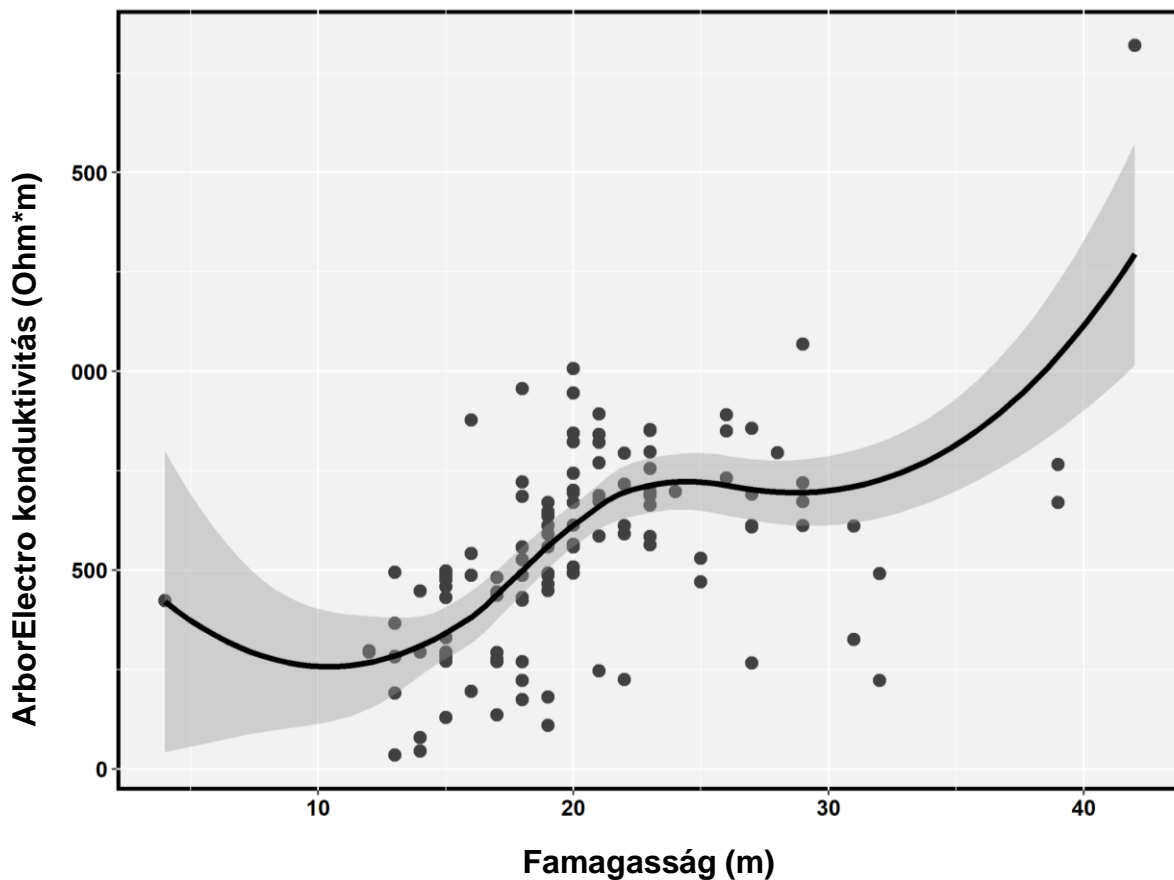
nagyobb mértékű. A törzskerületet, a fák növekedési ütemét befolyásolja a termőhelyi adottság, beleértve a talaj vastagságát és tápanyag ellátottságát.



38. ábra: A gombafertőzöttség változása a törzskerület függvényében. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Hochkar-hegység, 2019).

A romlottság és a famagasság kapcsolatát vizsgálva, a trendvonal egyértelműen jelzi, hogy a növekvő famagasság a legtöbb esetben nagyobb mértékű romlottsággal társul (39. ábra). Ez a korreláció egyezik Avdeev et al. (2015), Lukashevich et al. (2016), Avdeev et al. (2017), Avdeev et al. (2018a), Avdeev et al. (2018b), Avdeev et al. (2018c), Porozov et al. (2018) kutatásaival. A kisebb magasságú fák esetében a romlottság mértéke alacsonyabb. A lineáris jellegű trendet a 30 és 40 méter közötti magassággal jellemezhető fák relatíve csekélyebb mértékű romlottsága határozza meg. Ezek a magasabb termetű faegyedek az alsóbb szinteken fordultak elő, feltehetően a vastagabb talajréteg és a kedvezőbb klimatikus adottságok miatt. A

legmagasabb gombafertőzöttséget 29 és 42 méteres magasságú faegyedeken mértem. A legalacsonyabb gombafertőzöttséget 13 és 14 méteres magasságú faegyedeken mértem.

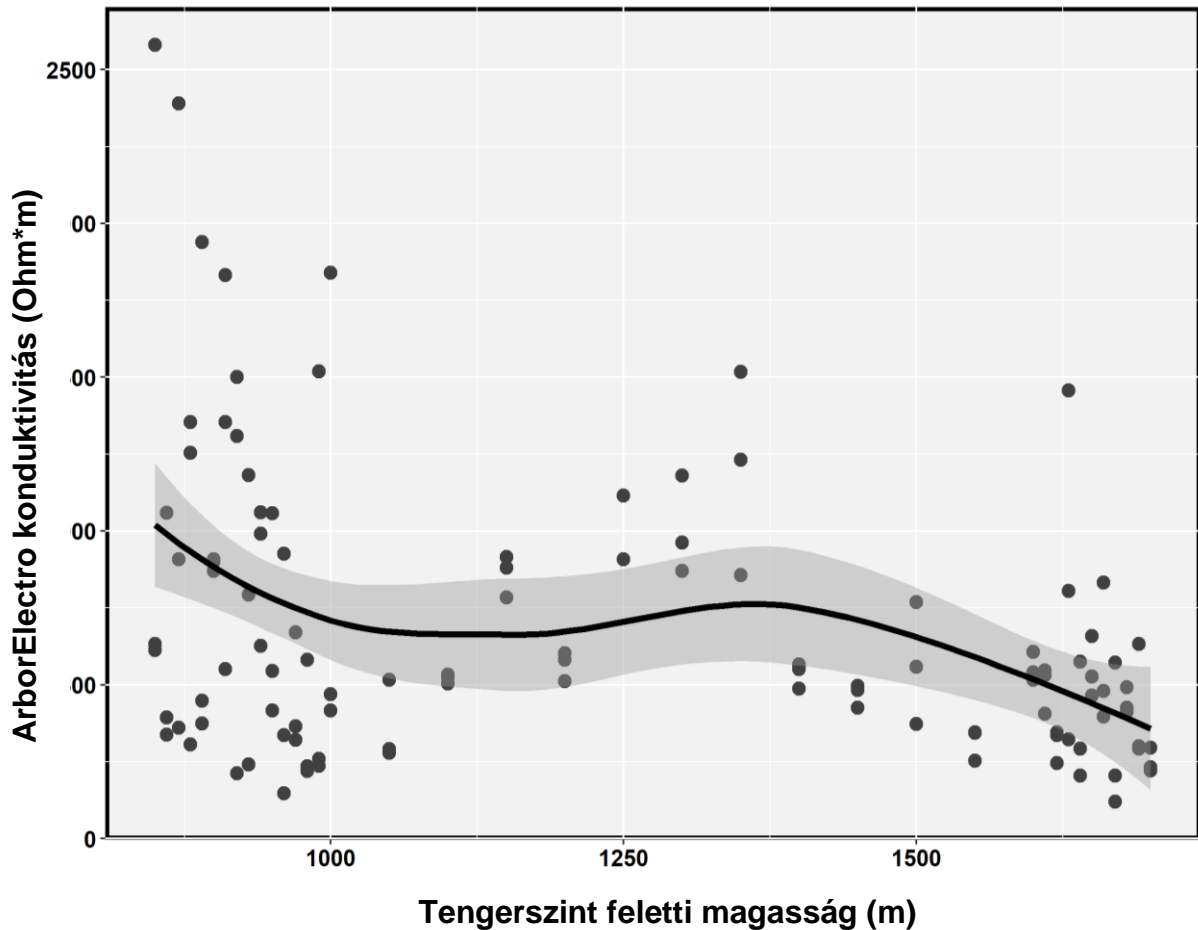


39. ábra: A romlottság változása a famagasság függvényében. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Hochkar-hegység, 2019).

5.2.2. Stuhleck-hegység

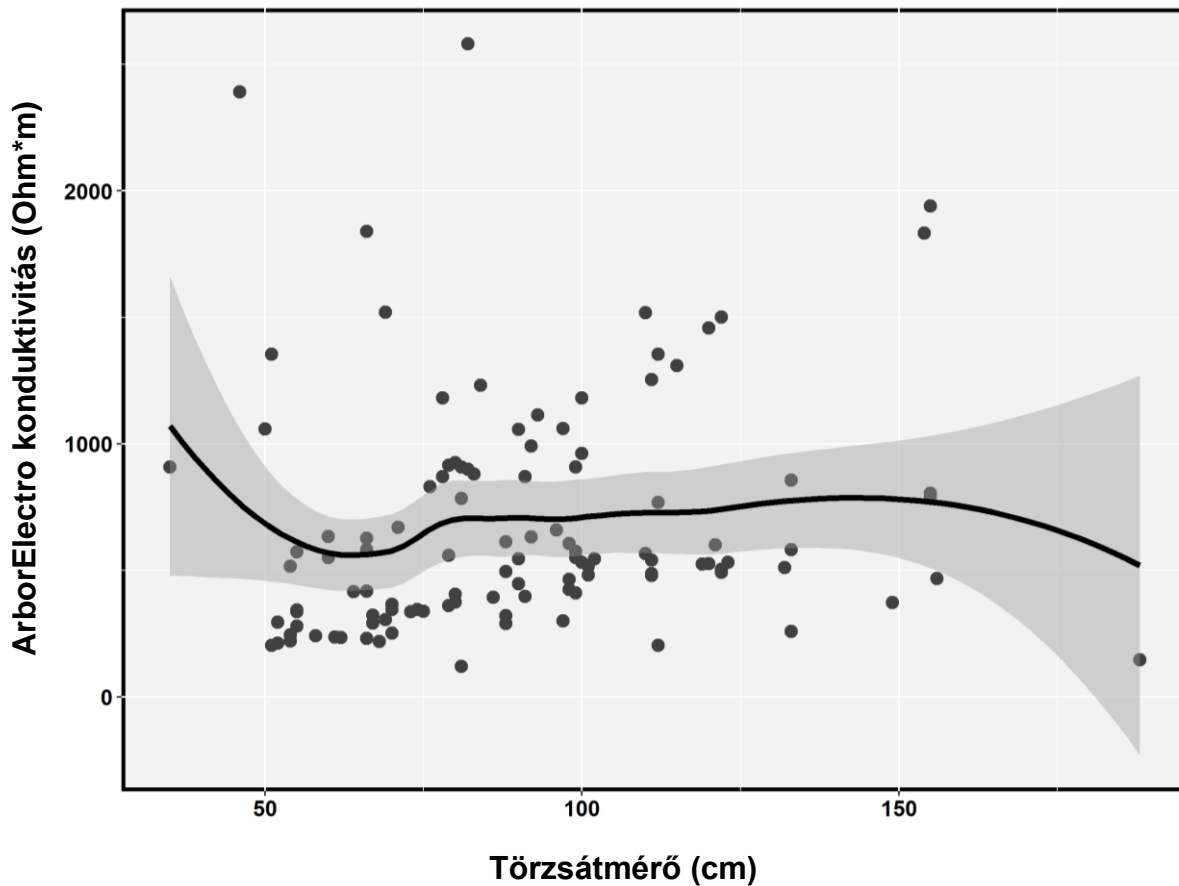
A Stuhleck-hegység esetében elmondható, hogy a közönséges lucfenyő dominálta növényzeti övben a legmagasabb romlottsági értékeket a luc elterjedésének legalsó 800-1000 méteres, illetve 1350 méteres tengerszint feletti magasságban mértük (40. ábra). Ez az összefüggés egyezik Pepin et al. (2015) megfigyeléseivel. A trendvonal alapján 800 m-től 1100 m-ig csökkent a lucfenyő romlottságának a mértéke, majd 1100 m-től 1400 m-ig minimálisan nő, majd 1400 m-től újra csökkenés figyelhető meg a faj állományszintű elterjedésének legfelső határáig. A korhadtság és a romlottság görbéjének összehasonlítása alapján (24. és 40. ábra) a Stuhleck-hegységben is komoly egyezést találtunk a 3D Akusztikus Tomográffal és az

Impedancia Tomográffal mért adatok alapján készített trendvonalak lefutása között, a lucfenyő vertikális elterjedése mentén. Az alacsonyabb térszinteken a két műszerrel nagyobb mértékű romlottságot, illetve korhadtságot mértünk, míg a műszeres vizsgálatok alapján, magasabb tengerszint feletti magasságban egészségesebb faegyedekkel találkozhatunk.



40. ábra: A közönséges lucfenyő gombafertőzöttségének változása, a tengerszint feletti magasság függvényében a Stuhleck-hegységben. A trendvonal jelzi a lucfenyő romlottságának átlagos mértékét az adott magasságban. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Stuhleck-hegység 2019).

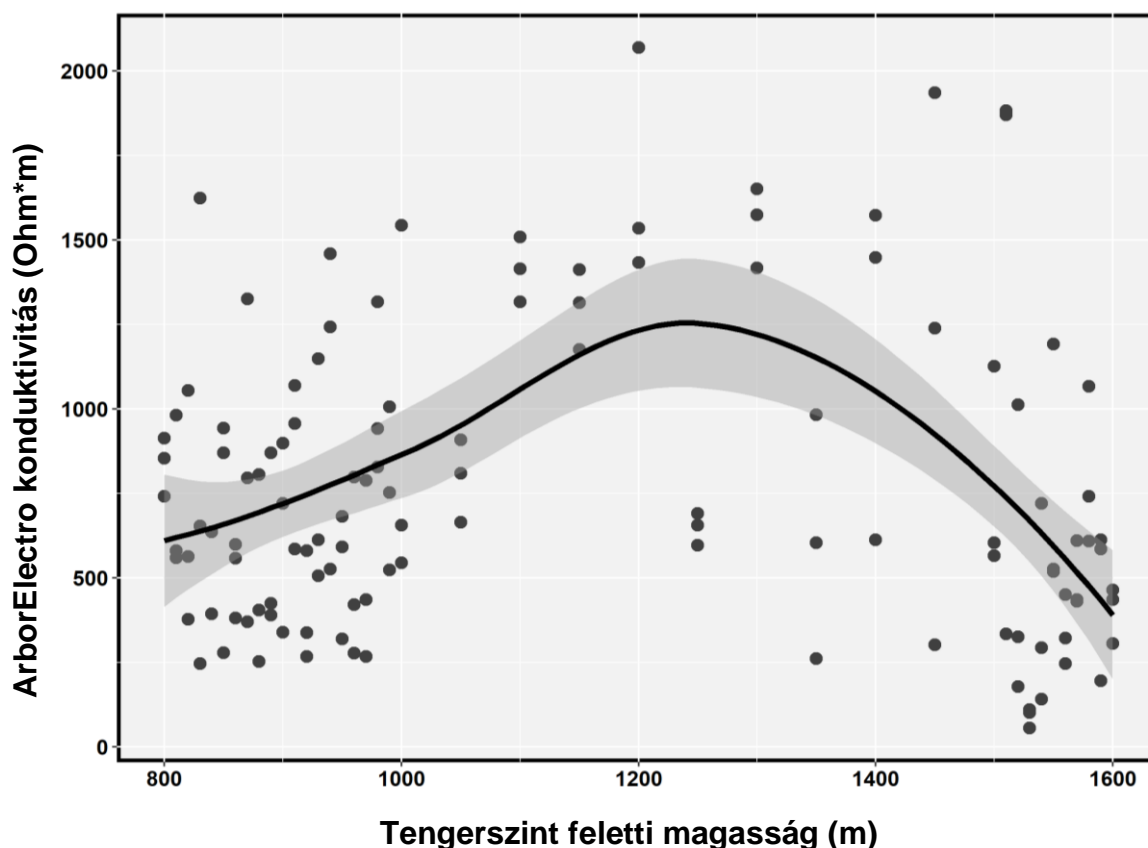
A Stuhleck-hegység területén, a romlottság és a törzsátmérő vizsgálata esetében, néhány szélsőérték elviszi a konfidencia intervallumot (41. ábra), emiatt kevésbé jellemző az a trend, amit a Hochkar-hegységnél bemutattam.



41. ábra: A romlottság változása a törzsátmérő függvényében. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot.

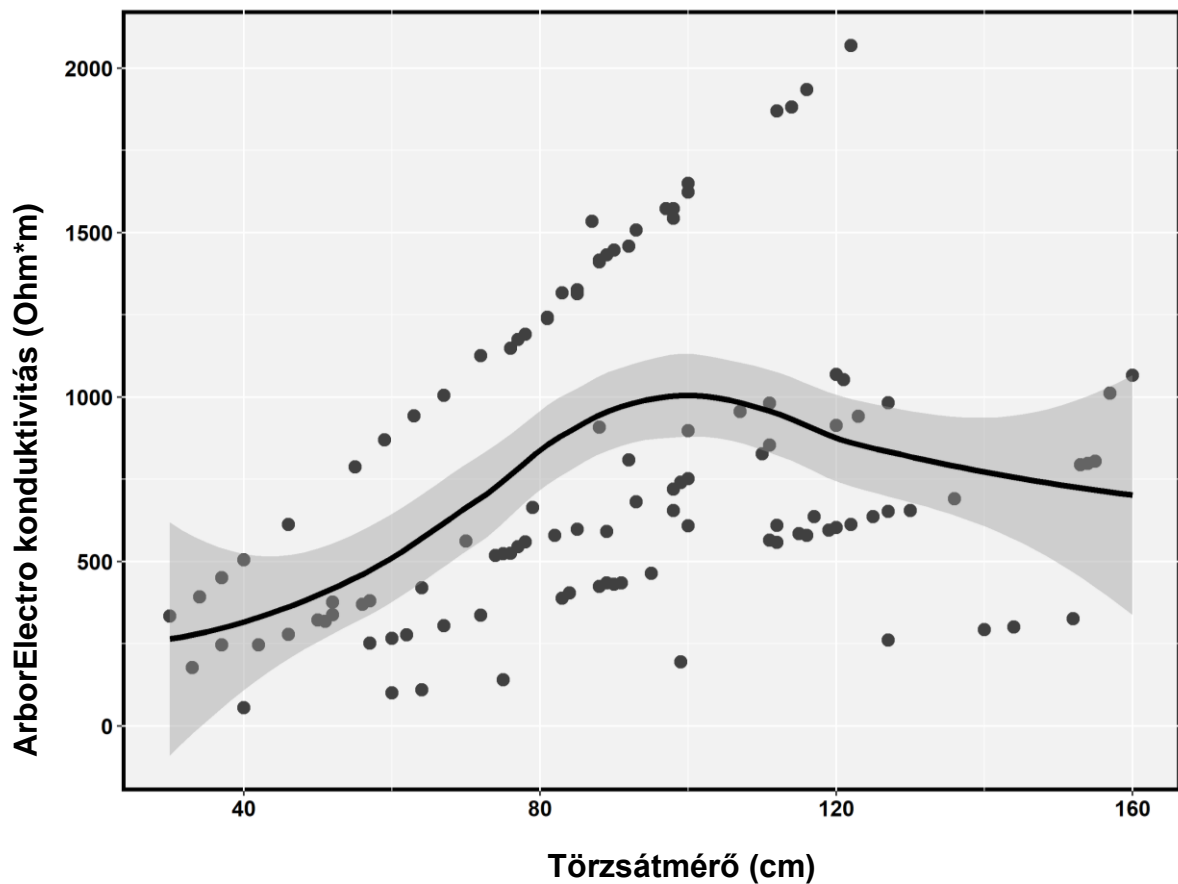
5.2.3. Wechsel-hegység

A romlottsági értékekre illesztett trendvonal a korhadtságtól eltérő, haranggörbe jellegű lefutást mutat (42. ábra). A romlottság értékeinek szórása 800 és 1000, illetve 1500 és 1550 m között volt a legmagasabb, míg a legkisebb szórásértékek 1250, illetve 1600 m körül voltak megfigyelhetők.



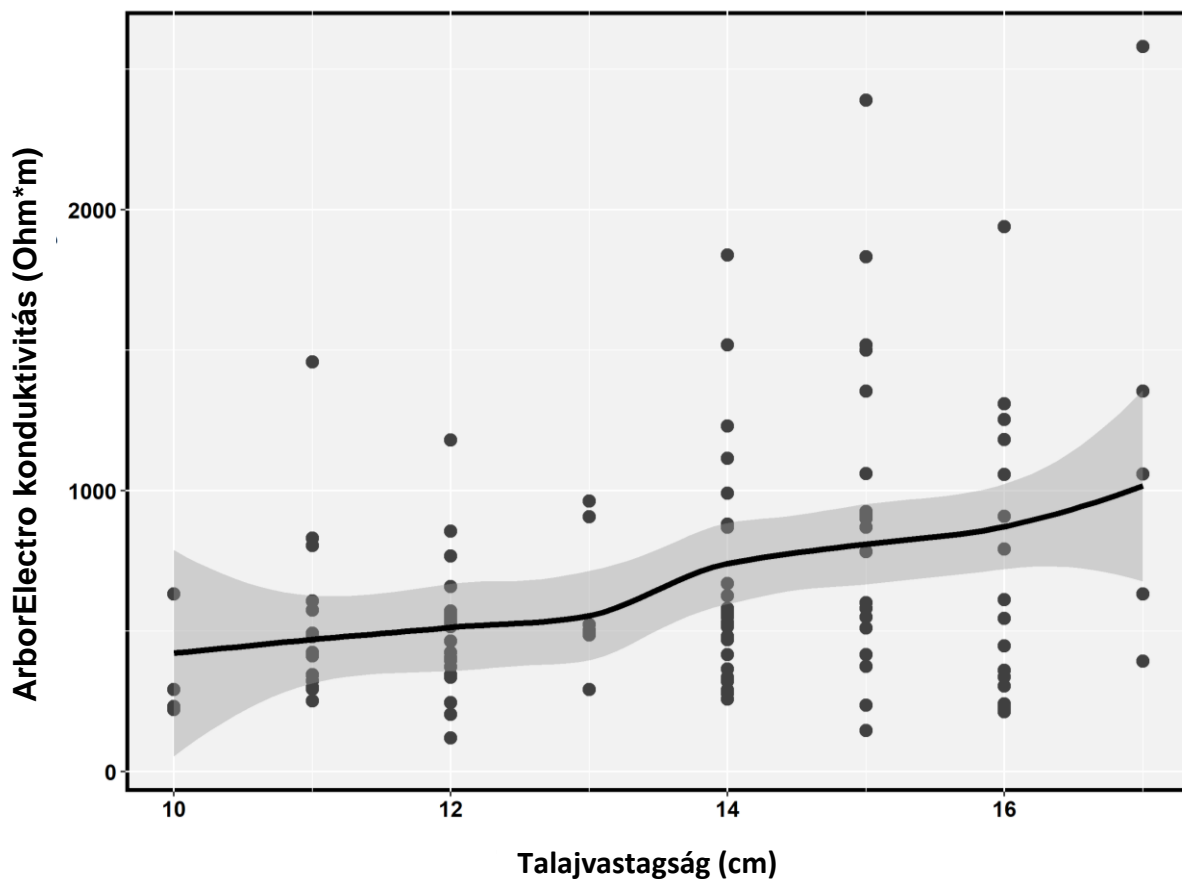
42. ábra: A közönséges lucfenyő gombafertőzöttségének változása, a tengerszint feletti magasság függvényében a Wechsel-hegységben. A fekete pontok a vizsgált faegyedek (n=123) mért törzsréteg pontjainak romlottsági értékét jelzik (3 pont/faegyed, n=369). A trendvonal jelzi a lucfenyő romlottságának átlagos mértékét az adott magasságban. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Wechsel-hegység 2019).

A törzskerület és a romlottság együttes vizsgálata a Wechsel-hegységben némiképp eltérő jellegű összefüggést mutatott, mint a Hochkar-hegység esetében (38. ábra és 43. ábra). A Wechsel-hegység lucosaiban – hasonlóan a másik két vizsgált hegységhez – a törzskerület növekedésével kezdetben növekedett a gombafertőzöttség mértéke, ahogyan azt a trendvonal és a konfidencia-intervallum egyaránt mutatja. Ez az összefüggés egyezik Avdeev et al. (2015), Lukashevich et al. (2016), Avdeev et al. (2017), Avdeev et al. (2018 a), Avdeev et al. (2018 b), Avdeev et al. (2018 c), Porozov et al. (2018) megfigyeléseivel. Ez a növekedés 100 centiméteres törzskerület körül megállt, majd ennél vastagabb törzsátmérő mellett a gombafertőzöttség trendvonala csökkent. Utóbbi fáknál a törzskerülethez képest mért alacsonyabb romlottság, feltehetőleg az ilyen kerülettartományban mért kisebb mintaszámmal indokolható.



43. ábra: A romlottság változása a törzskerület függvényében a Wechsel-hegységben. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Wechsel-hegység, 2019).

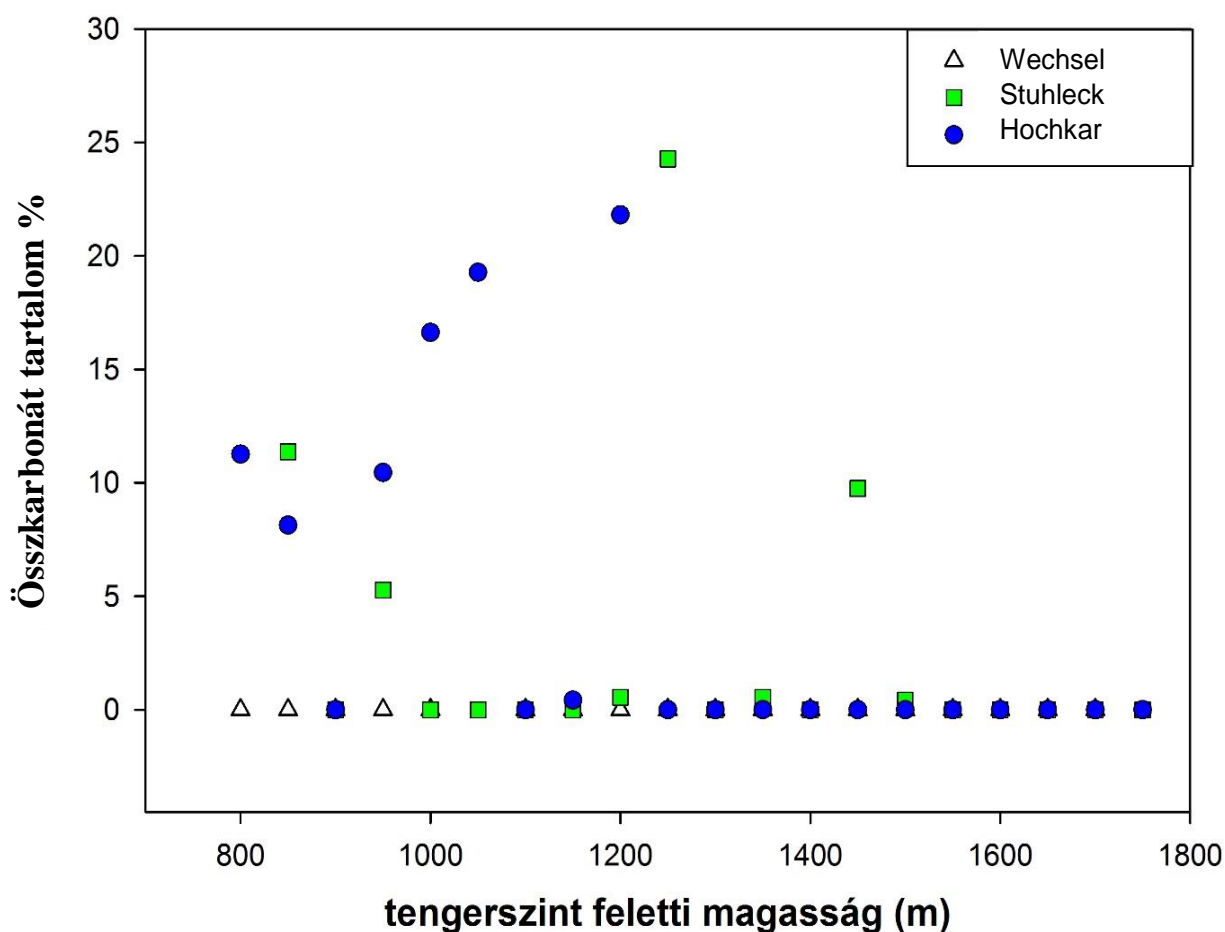
A talajvastagság és a romlottság együttes vizsgálata a Wechsel-hegységben azt mutatja, hogy a növekvő talajvastagsággal kismértékben, de nem szignifikánsan növekszik a romlottság mértéke (44. ábra). Ilyen összefüggést számos kutató tapasztalt már, pl: Avdeev et al. (2015), Lukashevich et al. (2016), Avdeev et al. (2017), Avdeev et al. (2018a), Avdeev et al. (2018b), Avdeev et al. (2018c), Porozov et al. (2018). A Wechsel-hegység lucos övének alsó elterjedési zónájában vastagabb a talajréteg, és itt találhatóak a legnagyobb mértékben gombafertőzött lucfenyő egyedek (42. ábra). A legnagyobb mértékű romlottságot 17 centiméteres, míg a legkisebb mértékű romlottságot 12 centiméteres talajvastagság mellett mértem.



44. ábra: A romlottság változása a talajvastagság függvényében a Wechsel-hegységben. Az ábrán fekete folytonos vonallal van feltüntetve a trendvonal, valamint szürke tartomány jelzi a konfidencia-intervallumot (Wechsel-hegység, 2019).

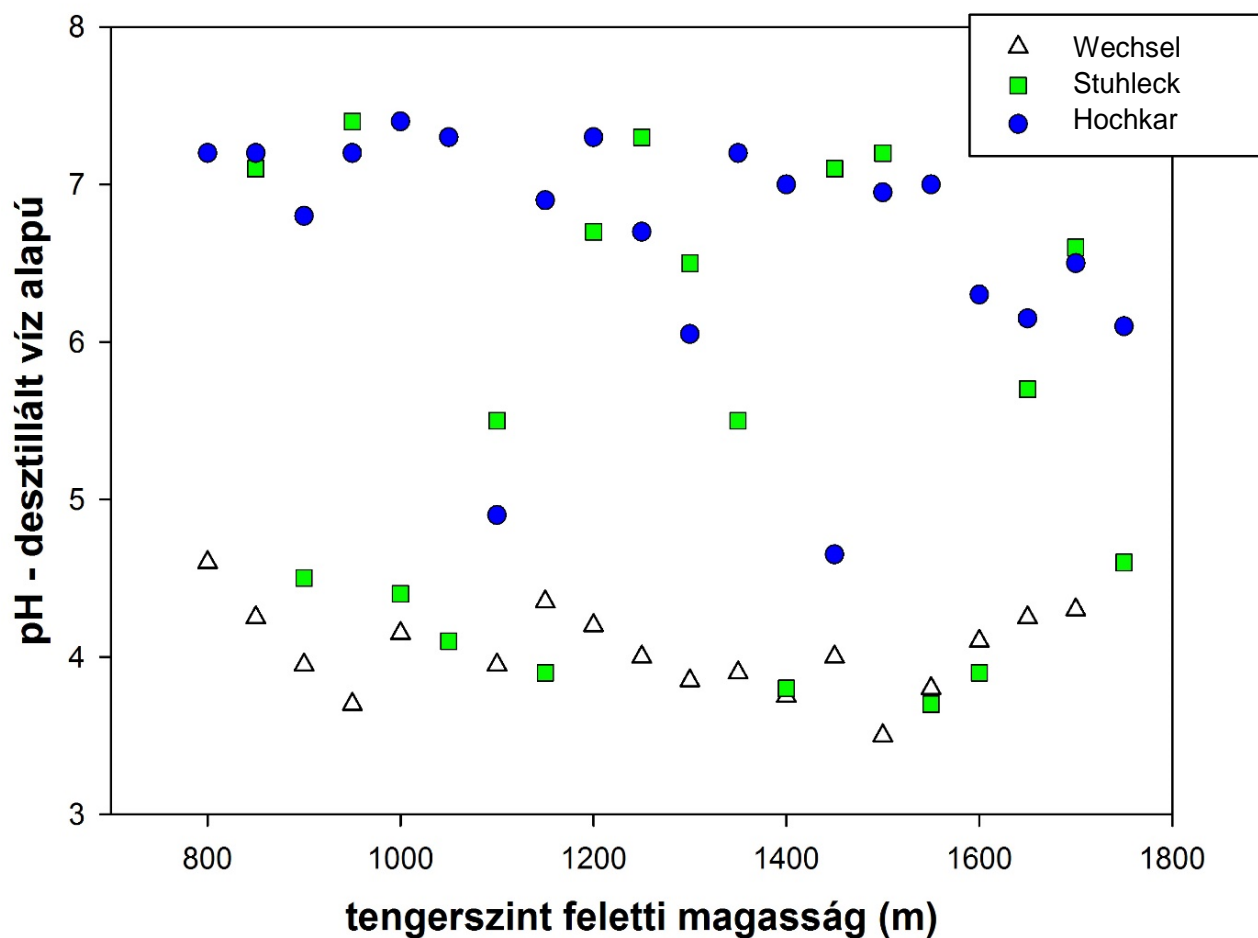
5.3. Talajtani adatok

Az összkarbonát tartalom vizsgálatai alapján elmondható, hogy a Wechsel-hegység vizsgált talajmintáiban nem volt jelen karbonát (45. ábra). A Stuhleck-hegység esetében 1250 méteren volt megfigyelhető a legmagasabb karbonát koncentráció (24,28%), míg a Hochkar-hegységben a legmagasabb összkarbonát szintet 1200 méteren mértem (21,81). A mintavételezések alapján elmondható, hogy a karbonát előfordulása az alacsonyabb tengerszinteken volt kimutatható a talajban.



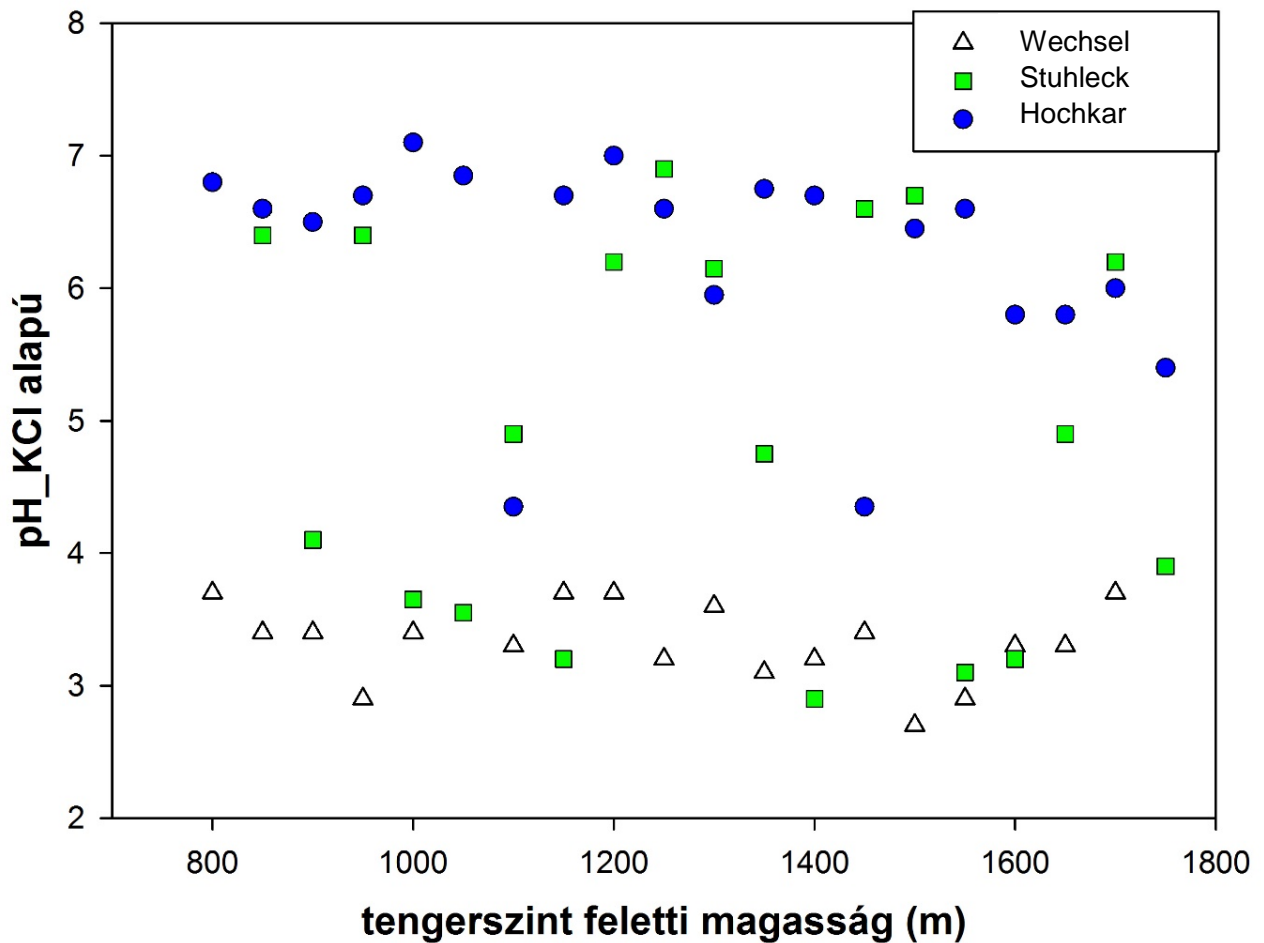
45. ábra: Az összkarbonát tartalom változása a tengerszint feletti magasság függvényében a három vizsgált területre nézve (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2019).

A vizsgált területeken a desztillált víz alapú pH mérések alapján elmondható, hogy a Hochkar-hegység mintavételezési területén 4,3-7,2, a Stuhleck-hegység esetében 3,7-7,3, míg a Wechsel-hegység területén 3,7-4,6 közötti tartományban mozgott a talaj pH tartalma (46. ábra). A legmagasabb pH tartalom, illetve tartomány a vizsgált területek közül a Stuhleck-hegységben volt, ahol a talaj kémhatása az erősen savanyútól egészen a gyengén lúgosig változik. A Hochkar-hegység talaja szintén az erősen savanyútól a gyengén lúgosig változik, viszont túlnyomó részt a gyengén savanyú és semleges kategóriákba tartozik. A legalacsonyabb kémhatással a Wechsel-hegység mintavételezési területei jellemezhetőek, ahol a talaj pH-ja az erősen savanyú és a savanyú kategóriába sorolható.



46. ábra. A talaj kémhatásának (deszillált víz alapú pH kimutatás) változása a tengerszint feletti magasság függvényében, a három vizsgált hegységben (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2019).

A három vizsgált hegységben a a KCl alapú pH mérések alacsonyabb értékeket, de hasonló mintázatot mutattak a deszillált víz alapú pH mérésekhez képest. A Hochkar-hegység vizsgált mintaterületein 3,6-7, a Stuhleck-hegységben 2,9-6,9, míg a Wechsel-hegység mintáiban 2,7-3,7 pH között volt a talaj pH tartalma KCl alapú kimutatással (47. ábra). A Hochkar-hegységben a legtöbb minta semleges vagy enyhén savanyú kémhatást jelez, továbbá a tengerszint feletti magasság növekedésével jellemzően csökkent a talaj pH-ja. A Stuhleck-hegységből származó talajminták alapján az erősen savanyútól egészen a semleges kategóriáig fordultak elő értékek. A Wechsel-hegység vizsgált mintáiban a talaj kémhatása az erősen savanyú kategóriába sorolandó.



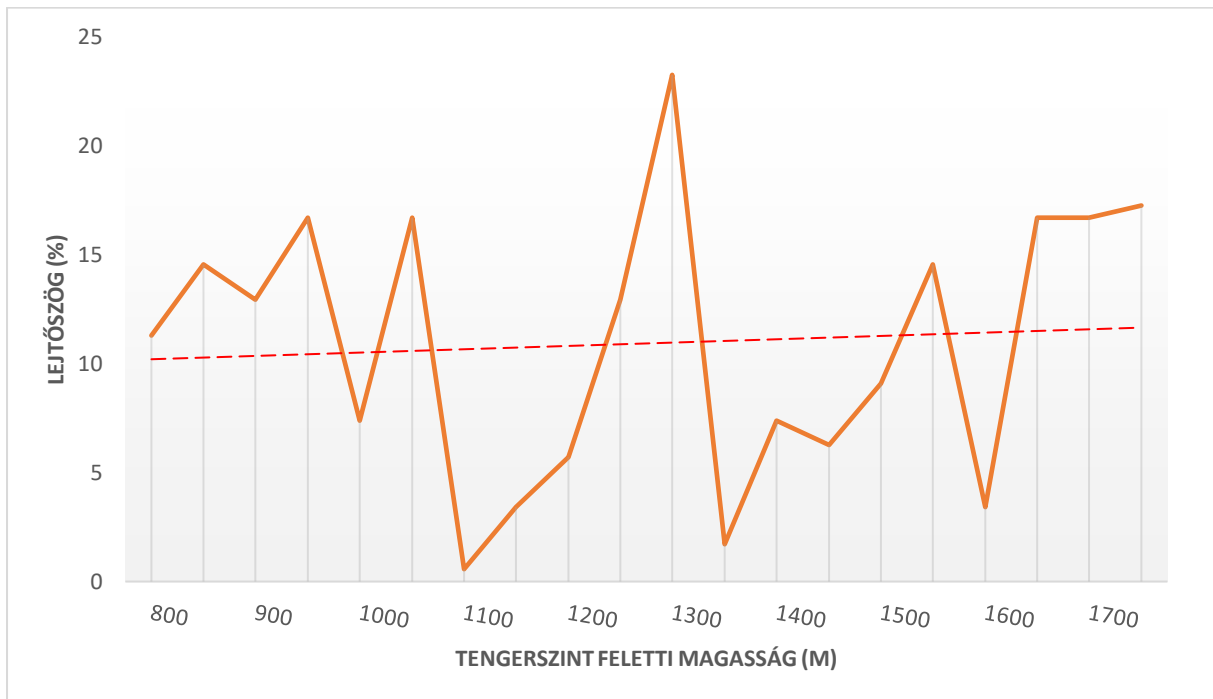
47. ábra: A talaj kémhatásának (KCl alapú pH kimutatás) változása a tengerszint feletti magasság függvényében, a három vizsgált hegységben (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2019).

5.4. Lejtőszög mérések eredményei

5.4.1. Hochkar-hegység

A lejtőszögek, a vizsgált három területen, merőben eltérnek egymástól. A Hochkar-hegységben 1100 méteren volt a legkisebb lejtőszög $0,57^\circ$ a vizsgált transzekt mentén (48. ábra). A legmeredekebb lejtőszöget 1300 méteren mértem, ahol $23,26^\circ$ volt ez az érték. A Hochkar-hegység igen változatos domborzattal rendelkezik. A legalacsonyabb mért tengerszint feletti

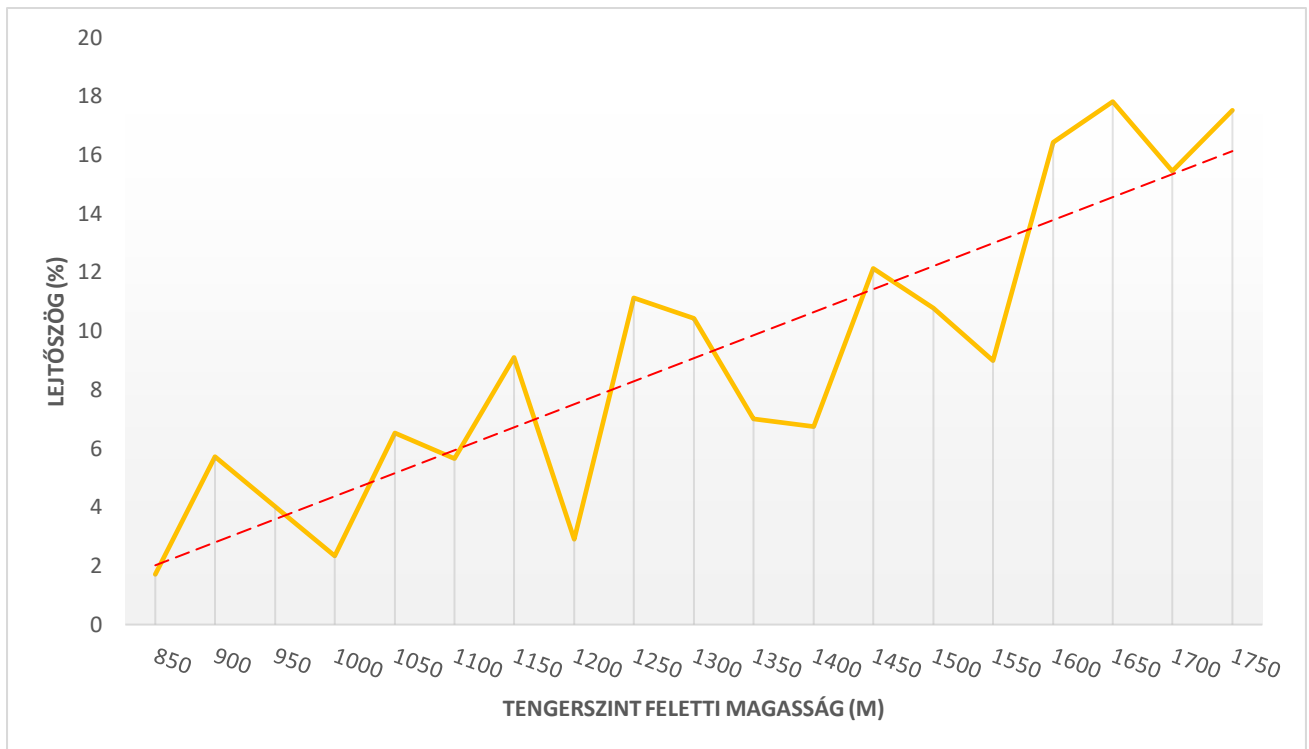
magasságon (800 m) $11,30^\circ$ volt a lejtőszög. Ezzel szemben a hegység csúcsához közeledve több vizsgált tengerszint feletti magasságban is $16-17^\circ$ -os lejtőszög volt jellemző.



48. ábra: A lejtőszögek változása a Hochkar-hegység vizsgált transzektje mentén. A trendvonalat a piros színű szaggatott vonal jelzi (Hochkar-hegység, 2019).

5.4.2. Stuhleck-hegység

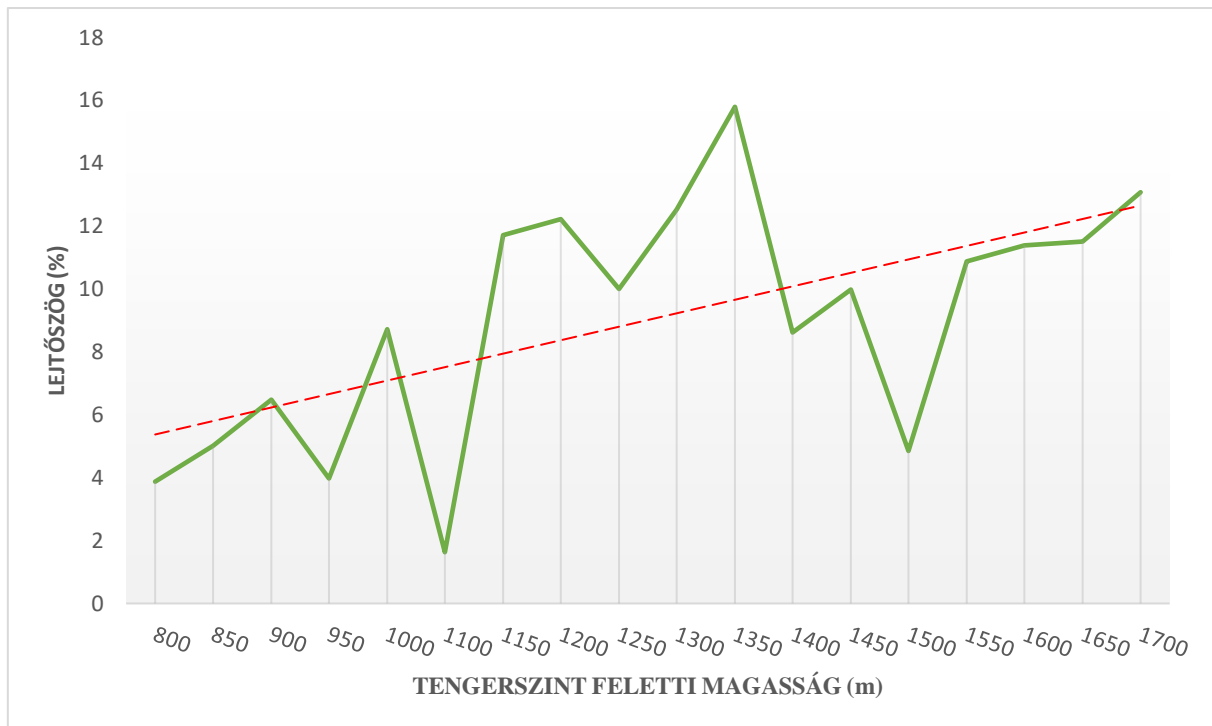
A Stuhleck-hegység lejtőszög adatai alapján szerkesztett trendvonalról megállapítható, hogy a tengerszint feletti magasság növekedésével nőtt a vizsgált transzekt lejtőszöge (49. ábra). A trendvonal és a lejtőszög értékek azt is jelzik, hogy a Hochkar-hegység vizsgált transzektjéhez képest, a Stuhleck-hegység vertikális transzektje a mintavételezési pontoknál vizsgálva nagyobb meredekséggel jellemezhető. A Stuhleck-hegységben a legalacsonyabb lejtőszög ($1,71^\circ$) 850 méteres tengerszint feletti magasságon volt kimutatható, míg a legmeredekebb lejtőszögek az 1650 és 1750 méteres tengerszint feletti magasságban fordultak elő ($17,81^\circ$ és $17,52^\circ$). A Stuhleck-hegységen a transzekt mentén felfelé haladva mindössze két olyan tengerszint feletti magasság volt, ahol a lejtőszög relatíve alacsony volt. 1000 méteres tengerszint feletti magasságon $2,33^\circ$ -os, valamint 1200 méteres magasságon mindössze $2,91^\circ$ -os lejtőszöget mértem.



49. ábra: A lejtőszögek változása a Stuhleck-hegység vizsgált transzektje mentén. A trendvonalat a piros színű szaggatott vonal jelzi (Stuhleck-hegység, 2019).

5.4.3. Wechsel-hegység

A Wechsel-hegység esetében – ugyanúgy, mint a Hochkar-hegység területén – a legalacsonyabb lejtőszöget ($1,63^\circ$) az 1100 m-es tengerszint feletti magasságban mértem (50. ábra). A Wechsel-hegység vizsgált transzektje mentén a legmeredekebb lejtőszög 1350 méteres tengerszint feletti magasságban volt, ahol $15,79^\circ$ -os lejtőszöget mértem. A Wechsel-hegységben – a Stuhleck-hegységhez hasonlóan – szintén két olyan tengerszint feletti magasság volt a transzekt mentén, ahol felfelé haladva kiugróan alacsony lejtőszöget mértem, 1100 méteren ($1,63^\circ$) és 1500 méteren ($4,86^\circ$).



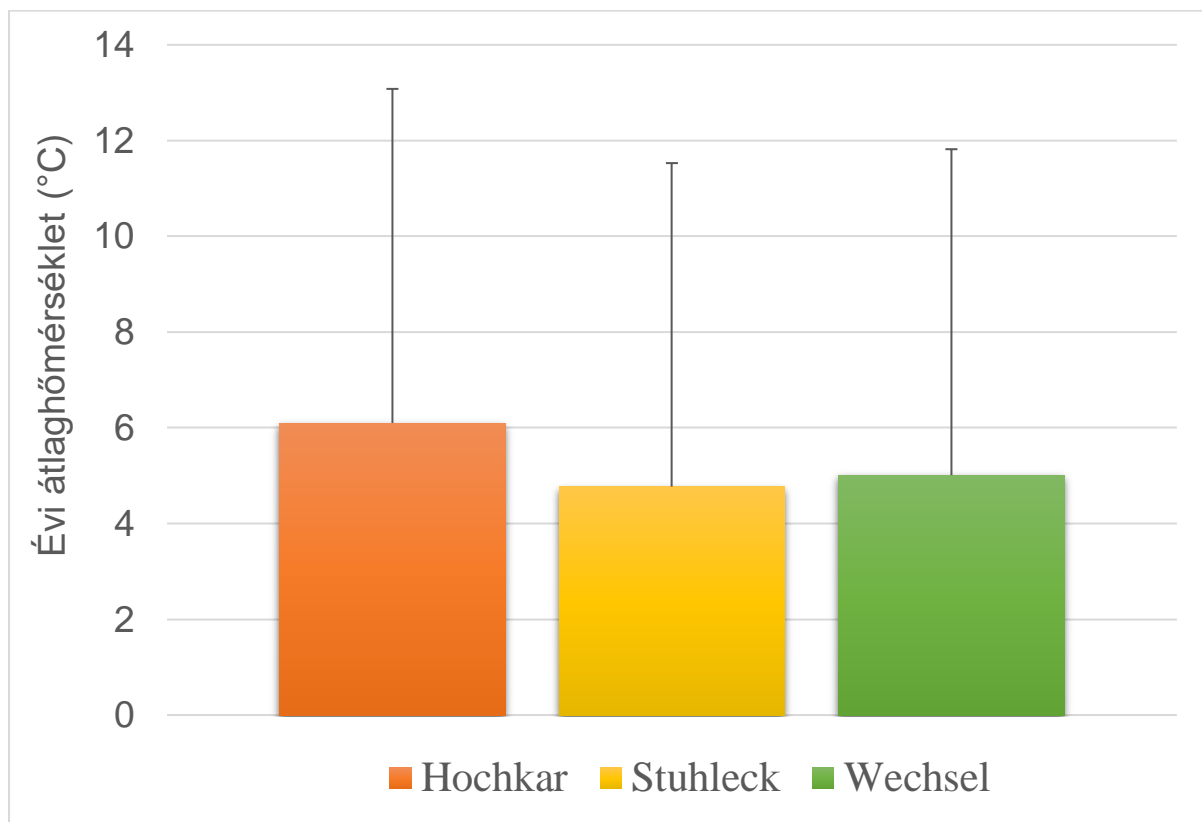
50. ábra: A lejtőszögek változása a Wechsel-hegység vizsgált transzektje mentén. A trendvonalat a piros színű szaggatott vonal jelzi (Wechsel-hegység, 2019).

A három vizsgált terület lejtőszög adatait együtt vizsgálva elmondható, hogy a legnagyobb mért lejtőszög, illetve az átlagosan legnagyobb lejtőszög egyaránt a Hochkar-hegységre jellemző (48. ábra). A három hegység közül a trendvonalától legkisebb eltérések, valamint a legmeredekebb trendvonal egyaránt a Stuhleck-hegységnél figyelhető meg (49. ábra). A Hochkar- és a Stuhleck-hegységben a transzekt végpontján, 1750 méteren közel azonos meredekség jellemző ($17,26^\circ$, illetve $17,52^\circ$), ezzel szemben a Wechsel-hegység transzektjének legfelső pontján, 1700 méteren, kisebb lejtőszög ($13,07^\circ$) volt mérhető.

5.5. Meteorológiai adatok

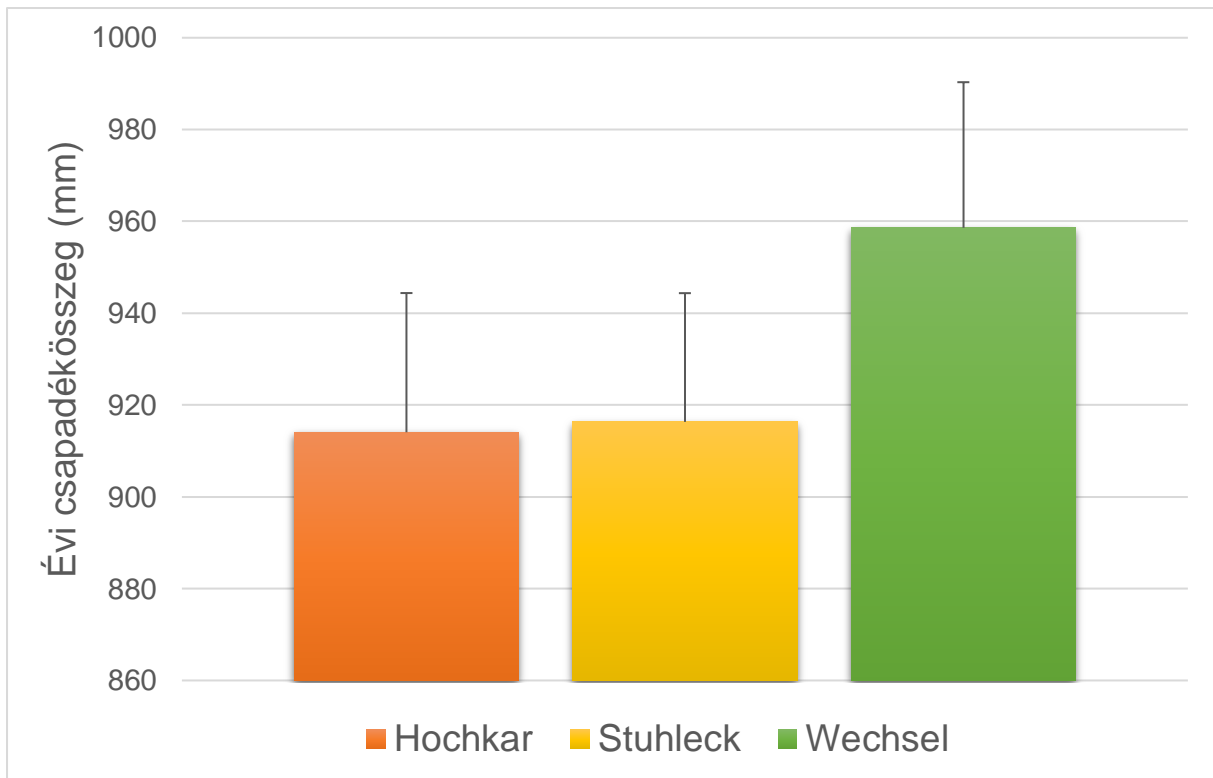
A legmagasabb évi átlaghőmérséklet ($6,1^\circ\text{C}$) a három hegység közül a Hochkar-hegységre jellemző, míg a legalacsonyabb átlaghőmérséklet a Stuhleck-hegységben volt ($4,7^\circ\text{C}$) (51. ábra). A Wechsel-hegység területén a hosszútávú évi átlaghőmérséklet ($5,1^\circ\text{C}$) a másik két hegység értéke között van, de közelebb áll a Stuhleck-hegység évi átlaghőmérsékletéhez. A legnagyobb eltérés a Hochkar és a Stuhleck hegységek között volt megfigyelhető, a két terület között $1,4^\circ\text{C}$ évi átlaghőmérséklet különbség van. Az évi átlagos léghőmérsékleteket vizsgálva

a Hochkar-hegység és a Stuhleck-hegység ($P < 0,001$), valamint a Hochkar-hegység és a Wechsel-hegység között ($P < 0,001$) statisztikailag igazolható, erős szignifikáns különbség van.



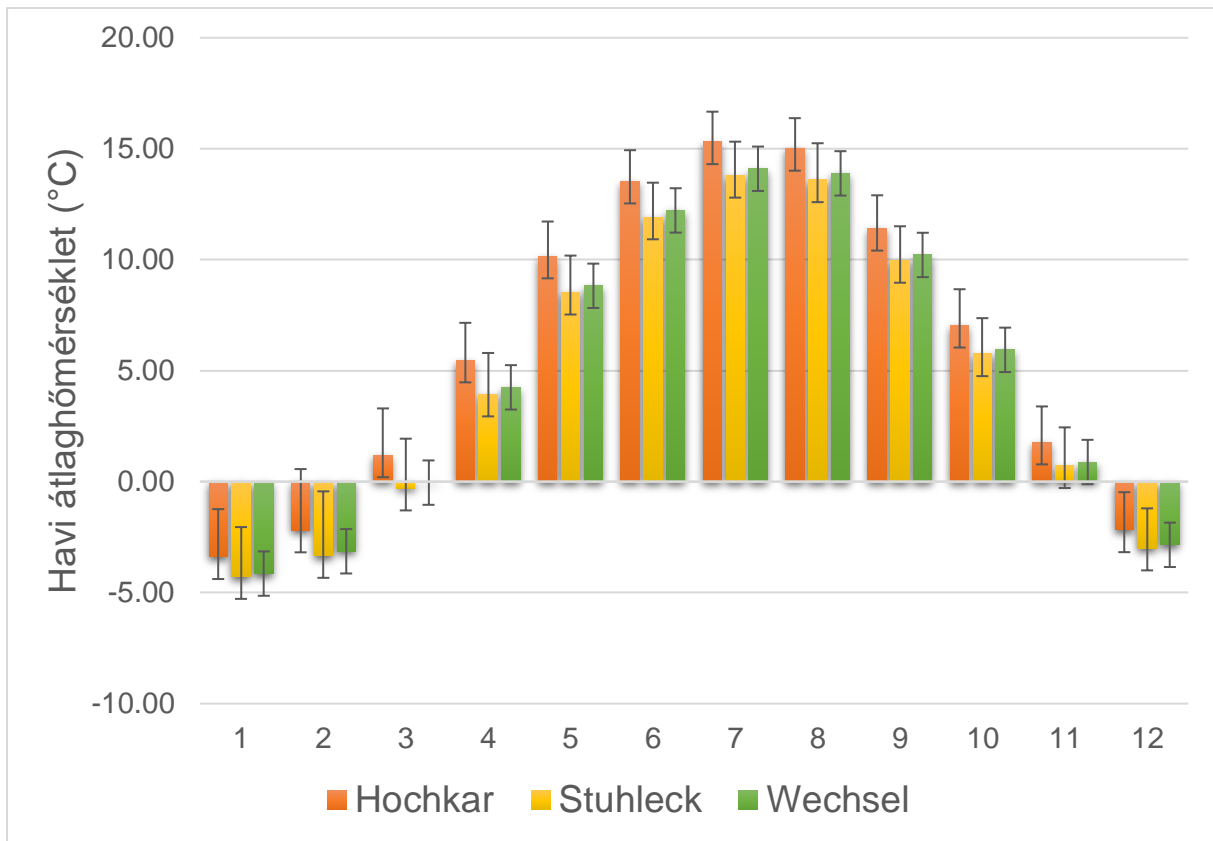
51. ábra: A vizsgálati helyszínek modellezett évi átlagos középhőmérséklete hosszútávú (1950-2020) adatsor alapján. Az ábrán a szórás értékek is láthatóak (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2021).

A legalacsonyabb évi átlagos csapadékmennyiség a hosszútávú átlagok alapján a Hochkar-hegységre jellemző (914 mm) (52. ábra). A Stuhleck-hegység területén, a Hochkarral közel azonos, 916 mm csapadék hullott 1950-2020 között átlagosan évente. Az évi legmagasabb átlagos csapadékmennyiség a vizsgált hegységek közül 958 mm-el a Wechsel-hegységre jellemző. A legnagyobb eltérést, tehát a Hochkar- és a Wechsel-hegység között kalkuláltam, ami évente átlagosan mindössze 44 mm csapadékösszeg különbséget jelent, a hosszútávú adatsor alapján. A modellezett évi csapadékátlagok között egyik hegység esetében sem volt statisztikailag kimutatható, szignifikáns különbség.



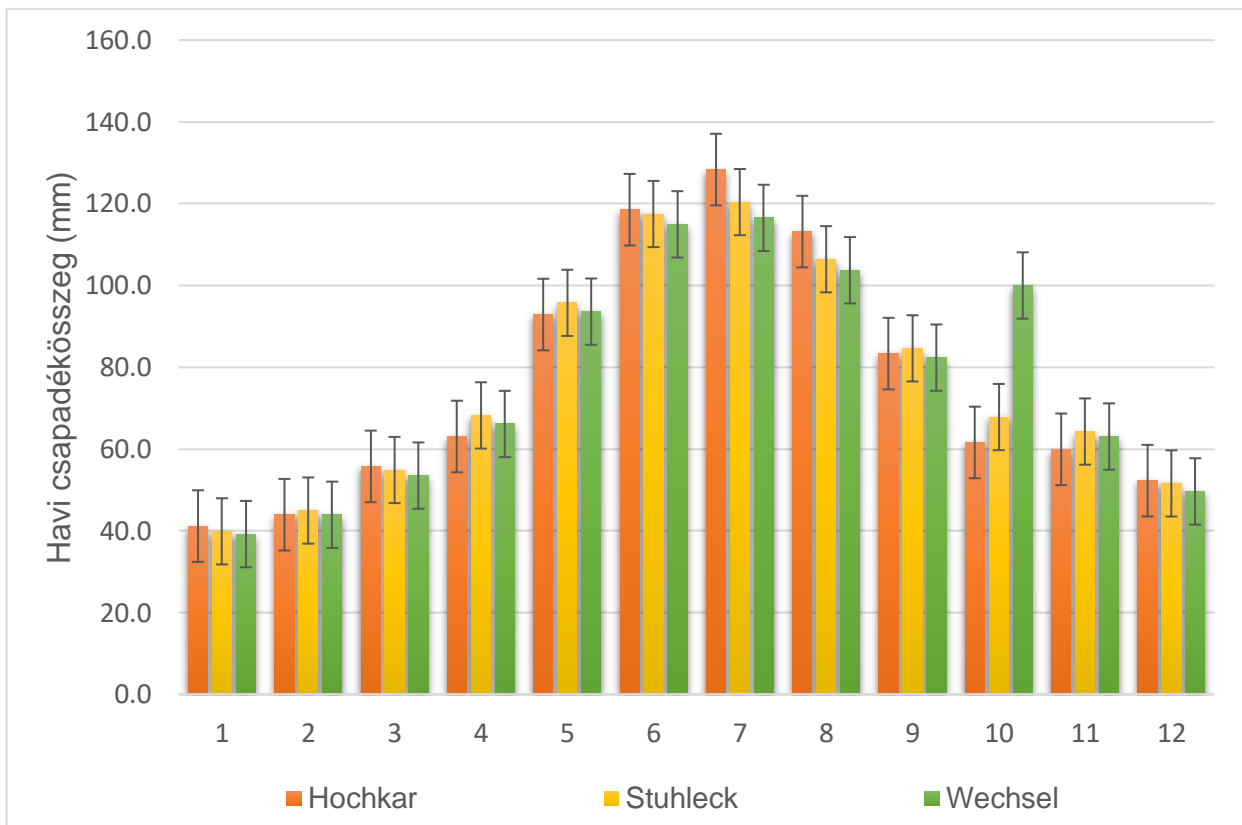
52. ábra: A vizsgálati helyszínek évi csapadékösszegének hosszútávú átlaga (1950-2020) modellezett adatsor alapján. Az ábrán a szórás értékek is láthatóak (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2021).

A vizsgálati helyszínek havi középhőmérsékleteinek hosszútávú átlaga (1950-2020) alapján elmondható, hogy mindhárom hegységben a január a leghidegebb hónap (53. ábra). Januárban a Stuhleck-hegység területén a legalacsonyabb az átlagos léghőmérséklet ($-4,28^{\circ}\text{C}$). Az elmúlt 71 év átlaga alapján januárban a Hochkar területén $0,98^{\circ}\text{C}$ -al, míg a Wechsel-hegység területén $0,14^{\circ}\text{C}$ -al volt melegebb a havi átlagos léghőmérséklet a Stuhleck-hegységhez képest. A vegetációs időszakban (április-október) mindegyik hónapban a Hochkar-hegységben volt a legmagasabb, míg a Stuhleck-hegységben a legalacsonyabb az átlaghőmérséklet. Mindhárom hegységet együtt vizsgálva, a legmelegebb júliusi hónapban, a legmagasabb átlagos léghőmérséklettel a Hochkar-hegység jellemezhető ($15,31^{\circ}\text{C}$), majd ezt a Wechsel-hegység átlagértéke követi ($14,10^{\circ}\text{C}$), míg a legalacsonyabb júliusi átlaghőmérséklet a Stuhleck-hegységre ($13,80^{\circ}\text{C}$) jellemző, a hosszútávú adatsor alapján. A januári és a júliusi havi középhőmérsékleti átlagok különbsége alapján a Hochkar-hegységben $11,92^{\circ}\text{C}$ -os, a Stuhleck-hegységben $9,55^{\circ}\text{C}$ -os, míg a Wechsel-hegységben $9,86^{\circ}\text{C}$ -os évi hőingás jellemző.



53. ábra: A vizsgálati helyszínek havi középhőmérsékleti átlaga hosszútávú (1950-2020) modellezett adatsor alapján. Az ábrán a számozás (1-12-ig) a hónapokat (január-december) jelöli. Az ábrán a standard deviancia (szórás) értékeket is feltüntettem (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2021).

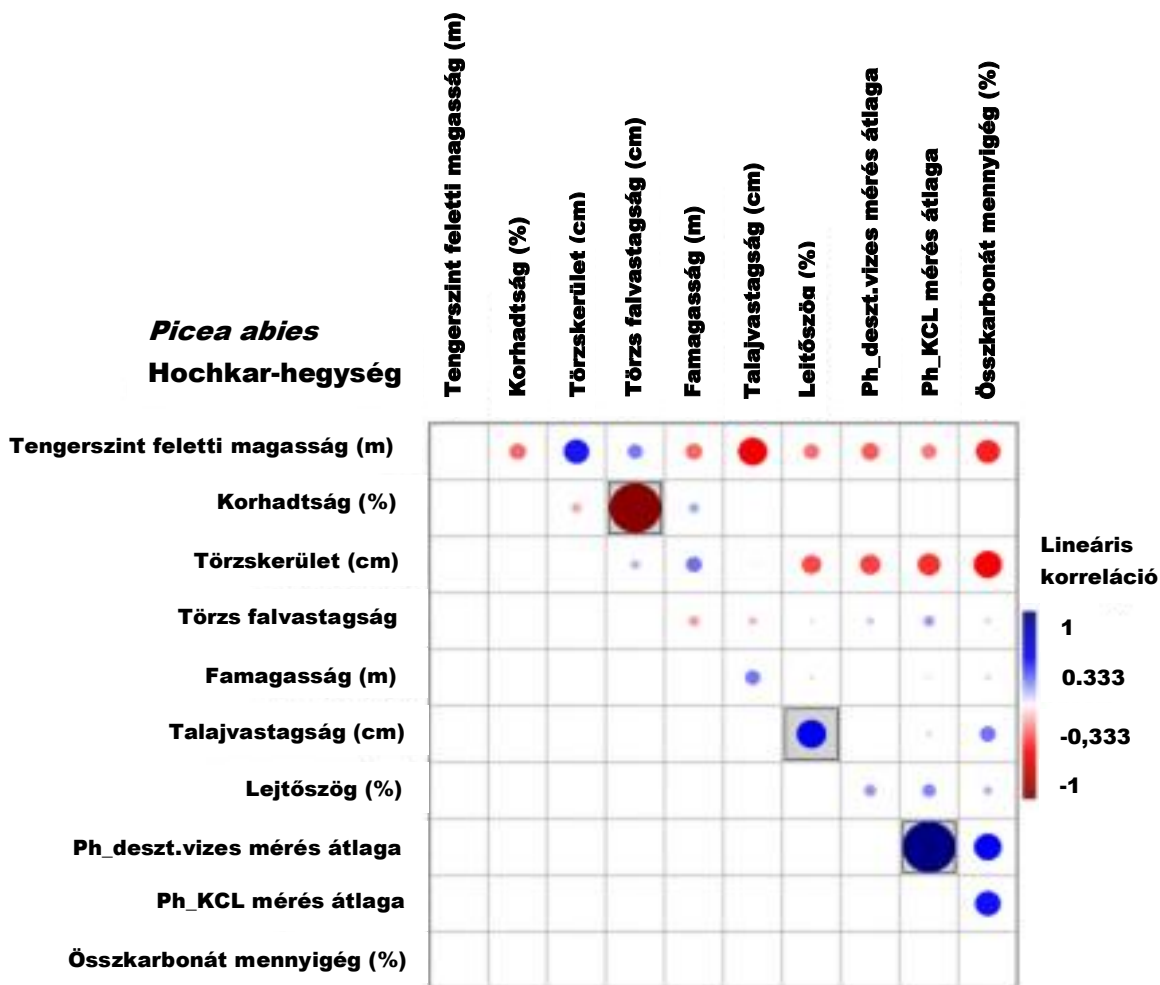
A vizsgálati helyszínek havi csapadékösszegének – hosszútávú (1950-2020) modellezett adatsorból kalkulált – átlaga alapján elmondható, hogy a legcsapadékosabb hónap mindhárom hegység esetében a július (54. ábra). A vegetációs időszakban (áprilistól-októberig) a Wechsel-hegységben esik a legtöbb csapadék (677,3 mm), ezt követi a Hochkar-hegység (660,9 mm), míg a legkevesebb csapadék ebben az időszakban a Stuhleck-hegységben (660,7 mm) hullik. Októberben, a többi hegységhez képest kiemelkedő a Wechsel-hegység átlagos havi csapadékösszege (100 mm). A legkevesebb csapadék a vegetációs időszakon kívül, január hónapban hullik, mind a három vizsgált területen. A Hochkar-hegységben 41,2 mm, a Stuhleck-hegységben 39,9 mm, míg a Wechsel-hegységben 39,2 mm a januári átlagos csapadékösszeg.



54. ábra: A vizsgálati helyszínek havi csapadékösszegének átlaga, hosszútávú (1950-2020), modellezett adatsor alapján. Az ábrán a számozás (1-12-ig) a hónapokat (január-december) jelöli. Az ábrán a standard deviancia (szórás) értékek is láthatóak (Hochkar-, Stuhleck-, Wechsel-hegység, 2021).

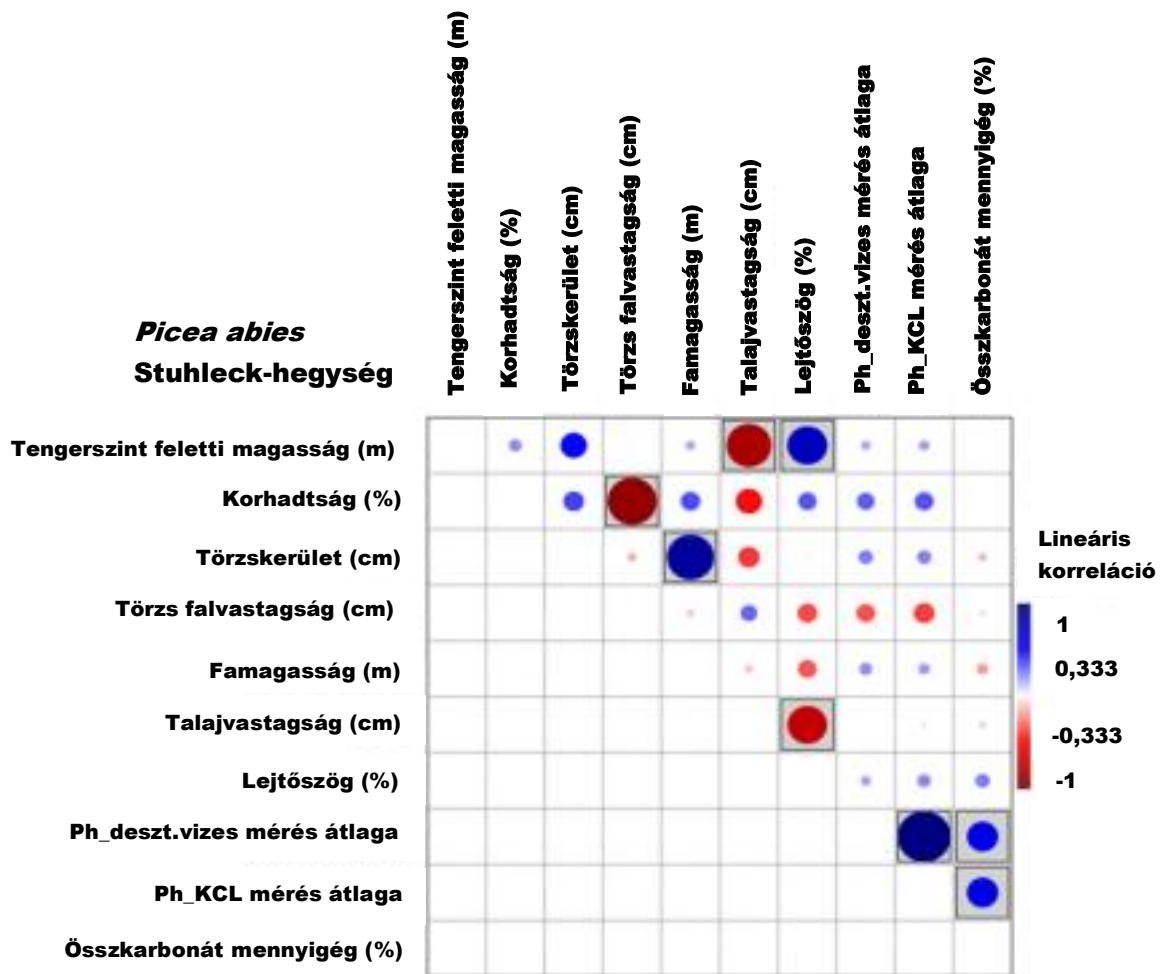
5.6. Környezeti paraméterek

A környezeti paraméterek vizsgálata során a Hochkar-hegység esetében pozitív lineáris összefüggést találtunk a talaj vastagság vs. lejtőszög ($r=0.53$, $p<0.05$), míg negatív összefüggést találtunk a korhadtság vs. törzs falvastagság ($r=-0.95$, $p<0.001$) között (55. ábra).



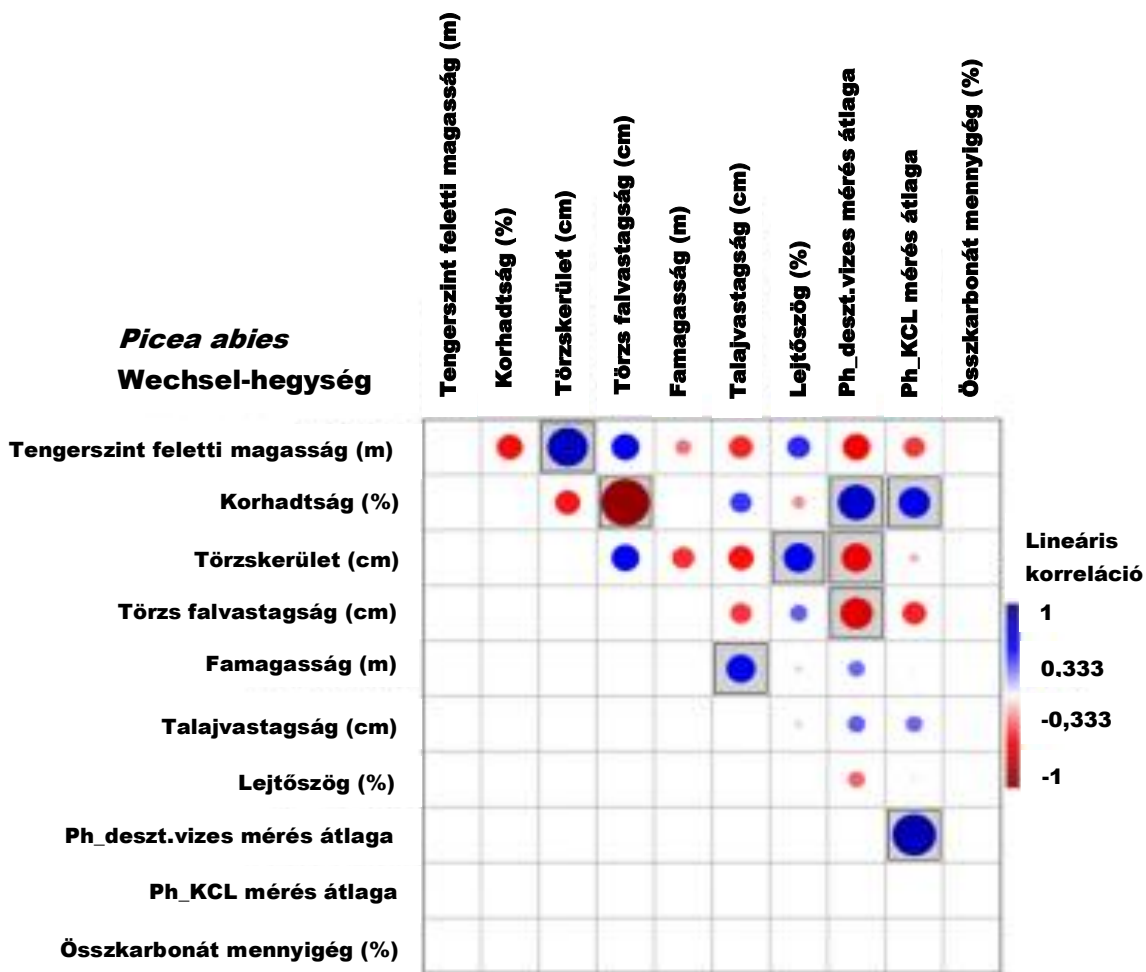
55. ábra: A környezeti paraméterek, morfometriai és korhadtsági adatok lineáris (Pearson) korreláció vizsgálata a Hochkar-hegység közönséges lucfenyő állományában (MASL tengerszint feletti magasság, kék pozitív, piros negatív korreláció, bekeretezett $p < 0.05$ szignifikancia szint).

A Stuhleck-hegység esetében pozitív lineáris összefüggést találtunk az alábbi paraméterek között: tengerszint feletti magasság vs. lejtőszög ($r = 0.74$, $p < 0.001$), törzsátmérő vs famagasság ($r = 0.88$, $p < 0.001$), törzs falvastagság vs. karbonát tartalom ($r = 0.84$, $p < 0.001$) (56. ábra). Negatív összefüggést mutatott a tengerszint feletti magasság vs. talajvastagság ($r = -0.84$, $p < 0.001$) és a talajvastagság vs. lejtőszög ($r = -0.73$, $p < 0.01$) (56. ábra).



56. ábra: A környezeti paraméterek, morfolometriai és korhadtsági adatok lineáris (Pearson) korreláció vizsgálata a Stuhleck-hegység közönséges lucfenyő állományában (MASL tengerszint feletti magasság, kék pozitív, piros negatív korreláció, bekeretezett $p < 0.05$ szignifikancia szint).

A Wechsel-hegység esetében pozitív lineáris összefüggést találtunk az alábbi paraméterek között: tengerszint feletti magasság vs. törzsátmérő ($r=0.76$, $p < 0.01$), korhadtság vs. pH víz ($r=0.69$, $p < 0.01$), pH KCl ($r=0.59$, $p < 0.05$), törzsátmérő vs. tejtőszög ($r=0.56$, $p < 0.05$), famagasság vs. talajvastagság ($r=0.54$, $p < 0.05$) (57. ábra). Negatív összefüggést mutatott a korhadtság vs. falvastagság ($r=-0.91$, $p < 0.001$), törzsátmérő vs. pH víz ($r=-0.55$, $p < 0.05$), falvastagság vs. pH víz $r=-0.61$, $p < 0.05$) (57. ábra).



57. ábra: A környezeti paraméterek, morfolometriai és korhadtsági adatok lineáris (Pearson) korreláció vizsgálata a Wechsel-hegység közönséges lucfenyő állományában (MASL tengerszint feletti magasság, kék pozitív, piros negatív korreláció, bekeretezett $p < 0.05$ szignifikancia szint).

A lineáris korrelációk alapján a környezeti tényezőkre legérzékenyebbnek a Wechsel-hegység *Picea abies* állománya bizonyult, ahol a pH víz negatív összefüggést mutat a törzsátmérővel és a törzs falvastagsággal, míg a lejtőszög pozitív összefüggést mutat a törzsátmérővel, míg a talajvastagság a famagassággal. A Hochkar esetében ilyen típusú összefüggéseket nem találtunk. A Stuleck-hegységnél egyedül a talaj karbonát és a törzs falvastagság között tapasztaltunk pozitív összefüggést. Romlottság tekintetében fel kell hívni a figyelmet arra, hogy a Wechsel-hegység esetében pozitív összefüggést találtam a talaj kémhatással (pH water, pH

KCl), továbbá ki kell emelni, hogy mind a Wechsel-, mind a Hockar-hegység esetében nagyon erős, negatív összefüggés van a törzsnek a törzs falvastagságával. Az összes többi, korábban már nevesített összefüggés környezeti paraméterek közötti összefüggésekre vonatkozik, ezért részletesebb tárgyalása nem tűnik indokoltnak. Ettől függetlenül ezek a paraméterek is jelentős hatással lehetnek a vegetációra.

6. KÖVETKEZTETÉSEK, JAVASLATOK

A korhadtság, illetve a gombafertőzöttség (romlottság) és a tengerszint feletti magasság együttes vizsgálata mindhárom hegységben a közönséges lucfenyő esetében egyértelmű eredményeket mutatott. A vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy mindhárom hegységben 1000 és 1500 méter között a közönséges lucfenyő korhadtsága csekély mértékű, ami arra utal, hogy a *Picea abies* egyedek fitnessze 1000 és 1500 m között a legjobb, azaz itt a legegészségesebbek. Ezzel szemben állományszintű elterjedésének alsó határán és annak közelében mutatható ki a faj legnagyobb mértékű korhadtsága, azaz itt a legrosszabb a közönséges lucfenyő egészségi állapota. A közönséges lucfenyő függőleges elterjedésének alsó határán a magas korhadtsági értékek alapján, 50-100 m-es visszahúzódás várható a Keleti-Alpokban. Ezzel szemben, a korhadtsági adatok alapján, egyes hegységekben megkérdőjelezhető a felső elterjedési határ, az area felső részének egyértelmű felfelé történő elmozdulása. Utóbbi változás egyértelmű igazolásához további vizsgálatok szükségesek, mivel a gombafertőzöttségi értékek mindhárom hegységben csökkenő tendenciát jeleznek a lucfenyő elterjedésének felső határában. A korhadtsági értékek alapján a három vizsgált mintaterület közül a Wechsel-hegység közönséges lucfenyőinek az egészségi állapota a legjobb. A *Picea abies* esetén a legnagyobb átlagos korhadtságot, mindhárom vizsgált területen a talajszinthez legközelebbi magasságban (40 cm) mértem.

A közönséges lucfenyő esetében a korhasztást okozó gombák mellett jelentős kártevők Európá-szerte a szúbogár fajok is (Huber 2005, Winter et al. 2015, Fischer et al. 2015) (a fajok kártételének vizsgálata nem képezte részét jelen kutatásnak). A korhasztást fokozó gombák és a szúbogarak káros hatását fokozza, hogy a természetközeli hegyvidéki, illetve a telepített fenyvesek állományalkotó fafaj szempontjából jórészt monodominánsak.

A havasi törpefenyő állományok mindhárom vizsgálati területen a közönséges lucfenyőhöz képest szignifikánsan magasabb korhadtsági értékkel jellemezhetőek, a vizsgált talajszint feletti magasságtól függetlenül. A három vizsgált hegységben, a törpefenyő öv domináns faja, a *Pinus mugo* esetében eltérő tendenciát figyeltünk meg a korhadtsági értékek és a tengerszint feletti magasság közötti összefüggésben. A *Pinus mugo* eredményeinek értékelésekor azonban érdemes figyelembe kell venni, hogy a Hochkar-hegységben volt a *Pinus mugo* öv a legnagyobb kiterjedésű, az általa dominált növényzeti öv vertikális kiterjedése 200 méteres tengerszint feletti magassági zónát ölelt fel, szemben a Wechsel-hegység (100 méter széles), illetve a Stuhleck-hegység (50 méter széles) havasi törpefenyő övével. Előbbiek alapján, véleményem

szerint a Hochkar-hegységben mért változások tekinthetők a leginkább relevánsnak, általános következtetések levonására alkalmasnak, a nagyobb méretű monodomináns állományok nagyobb mértékű stabilitása és önszabályozó képessége miatt. A Hochkar-hegységben mért korhadtsági (*Picea abies* és *Pinus mugo*), illetve gombafertőzöttségi (*Picea abies*) adatokból levont tendenciák egyértelműen arra utalnak, hogy mind a közönséges lucfenyő, mind a havasi törpefenyő magasabb tengerszint feletti magasságok felé történő terjedése valószínűsíthető, mert elterjedési zónájuk felső határán is relatíve alacsony korhadtsági és/vagy gombafertőzöttségi értékekkel jellemezhetőek. Ezek az eredményeim részben összhangban vannak Lenoir et al. (2008), Liang et al. (2016) és Jump et al. (2009) terepi megfigyeléseivel valamint Vittoz et al. (2013), Falk és Hempelmann (2013), és Bussotti et al. (2015) modellezési eredményeivel, vagyis a jelenlegi klímaváltozás megváltoztathatja a fafajok elterjedését, a léghőmérséklet emelkedése pedig gyors felfelé tolódást okozhat a hegyvidéki fajok elterjedésében. A Stuhleck-hegységben és a Wechsel-hegységben a *Picea abies* és a *Pinus mugo* esetében a fafajok elterjedésének felső határán mért magasabb korhadtsági érték arra is utalhatnak, hogy amennyiben a fafajok areája egy magashegységben felfelé tolódik el, akkor ott fokozódó mértékű hidegstressznek, illetve szélsőségesebb időjárási jelenségeknek lesznek kitéve (pl: erősebb, ill. gyakoribb szélviharok, jégtörések), ami az adott fafaj egyedeinek fitnesszét csökkentheti.

A hegyvidéki vegetációs övek jövőbeli várható eltolódása, az élőhelyek átalakulása természetvédelmi szempontból nem biztos, hogy kedvező, mert valószínűleg nem minden faj tud majd együtt vándorolni az állományképző, domináns fafajokkal. Feltehetően csak az adott növényközösségben élő fajok egy része tud alkalmazkodni ehhez a területszűküléshez/eltolódáshoz, ami hosszú távon az élőhelyek fajdiverzitásának csökkenéséhez vezethet, hasonlóan ahhoz, amit az alpesi gyepek kiterjedésének csökkenése esetén tapasztalható (LD. pl. Baker&Mosely 2007, Cazzolla &Callaghan 2019).

A domináns fafajok felfelé történő elmozdulásának mértéke, mind kiterjedését, mind vegetációdinamikáját illetően az Alpok különböző hegyvidékein a jövőben eltérő lehet, a környezeti paraméterek és azok változásának függvényében.

A vizsgált hegységekben a kiválasztott fafajok egészségi állapota a magasság függvényében eltéréseket is mutatott, mind a korhadtság, mind a gombafertőzöttség esetében. Ez jelzi azt, hogy további kutatások szükségesek más kelet-alpesi lucos és törpefenyő állományokban is, hogy nagyobb térléptékben jellemző, további általános következtetéseket is levonhassunk a két fafaj egészségi állapotáról, illetve az általuk dominált növényzeti öv jövőbeli várható kiterjedéséről, elmozdulásáról.

7. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Új tudományos eredményeimet az alábbi pontokban foglalom össze:

1. A vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy mindhárom hegységben 1000 és 1500 méter között a közönséges lucfenyő korhadtsága csekély mértékű, míg állományszintű elterjedésének alsó határán és annak közelében mutatható ki a faj legnagyobb mértékű korhadtsága, továbbá a lucfenyő vertikális elterjedésének felső határán mindhárom hegységben csökkent a gombafertőzöttség mértéke.
2. A közönséges lucfenyő kelet-alpesi hegyvidéki elterjedésének alsó határán, a magas korhadtsági és gombafertőzöttségi értékek alapján a közeljövőben 50-100 m-es visszahúzódás várható.
3. A korhadtsági értékek alapján a három vizsgált mintaterület közül a Wechsel-hegység közönséges lucfenyőinek az egészségi állapota a legjobb.
4. A *Picea abies* esetén a legnagyobb átlagos korhadtságot, mindhárom vizsgált területen a talajszinthez legközelebbi magasságban (40 cm) mértem.
5. A havasi törpefenyő állományok mindhárom vizsgálati területen a közönséges lucfenyőhöz képest szignifikánsan magasabb korhadtsági értékkel jellemezhetőek, a vizsgált talajszint feletti magasságtól függetlenül.
6. A legnagyobb vertikális kiterjedésű havasi törpefenyő övvel rendelkező vizsgálati terület, a Hochkar-hegység korhadtsági adatai alapján a *Pinus mugo* felfelé történő további elmozdulása, terjeszkedése várható.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Meteorológiai adatok alapján a globális felmelegedés nagyobb mértékben érinti a hegyvidéki ökoszisztémákat, mint az alacsonyabban fekvő régiókat. A XXI. századi klímamérések alapján, a hegyvidéki területeken a léghőmérséklet-emelkedés üteme kétszer-háromszor nagyobb, mint a XX. században. Az Alpokban például a magasabban fekvő területek felmelegedése 3,5-szer nagyobb mértékű, mint az északi féltekén mért hőmérséklet emelkedés. Egyre több bizonyíték áll rendelkezésre arra vonatkozóan, hogy a felmelegedés üteme a tengerszint feletti magassággal növekszik. Utóbbi – a különböző magassági régiókban eltérő mértékben – felgyorsíthatja a változások ütemét az egyes ökoszisztémákban. A felmelegedés valószínűleg hatással lesz a hegyvidéki erdők biológiai sokféleségére és ökoszisztéma-szolgáltatásaira is. Az előbbi egyes fajok eltűnéséhez és a társulások összetételének megváltozásához vezethet. 1951 óta a mérsékelt övben a vegetációs időszak évtizedenként átlagosan 2,7 nappal meghosszabbodott, így a növények egyre magasabb területeken terjedhetnek el. Mivel a fák megtelepedését és növekedését az alacsony hőmérséklet korlátozza, a felmelegedés várhatóan felfelé tolja az erdőket, ami az alpesi fahatárok, valamint számos hegyvidéki faj vertikális elterjedésének változásához vezethet. Ezzel párhuzamosan a fafajok vertikális areájának alsó elterjedési területén az erős szárazság stressz által kiváltott stresszselekciónak a genetikai diverzitás és stabilitás csökkenéséhez vezethet. Az éghajlatváltozás hatása az európai erdők fájának jövőbeli egészségére és növekedésére azonban még mindig nem világos, ezért az ilyen témájú kutatások hiánypótlónak tekinthetők. Az eddigi klímaadatok és modellezések alapján a magashegyi ökoszisztémákat, az éghajlati tényezők szabályozzák. Ezért az alpesi növényfajok előfordulásának és összetételének változásai rendkívül relevánsak az éghajlatváltozás ökológiai hatásainak mutatójaként.

Fentiek alapján doktori kutatómunkám témájának a Keleti-Alpok jellemző, kiválasztott növényzeti övekben domináns fásszárú fajainak vizsgálatát választottam. Az Alpokban a klímaváltozás fásszárúakra gyakorolt hatását és egészségi állapotát eddig jellemzően dendrokronológiai módszerekkel vizsgálták, ezért egy ettől eltérő, újszerű megközelítést alkalmaztam, amely révén áttekinthetővé válik a kiválasztott fafaj egészségi állapota, az általa dominált növényzeti öv teljes területén.

Vizsgálatom fő célkitűzései az alábbiak voltak:

- Meghatározni és összehasonlítani a közönséges lucfenyő korhadtságát és gombafertőzöttségének mértékét a Keleti-Alpokhoz tartozó három különböző mintaterületén, vertikális transzektek mentén.
- Meghatározni és összehasonlítani a havasi törpefenyő korhadtságát és gombafertőzöttségének mértékét a Keleti-Alpokhoz tartozó három különböző mintaterületén, vertikális transzektek mentén.
- A legfontosabb meteorológiai háttér adatok összegyűjtése a vizsgált mintaterületeken.
- A főbb talajtani paraméterek vizsgálata a vizsgált mintaterületeken, a kijelölt vertikális transzekt mentén.
- A vizsgált fafajok egészségi állapotának kiértékelése a tengerszint feletti magasság, valamint a mért és modellezett háttérváltozók függvényében.

A vizsgálatokat Ausztriában, a Keleti-Alpokhoz tartozó, az Ybbstal Alpok részét képező Hochkar-hegységben (alapkőzete Wechsel-gneisz), a Fischbachi-Alpokhoz tartozó Stuhleck-hegységben (triász karbonát, kvarcit/kvarc konglomerátum) és a Wechsel-hegységben (alapkőzete mészkő) végeztem 2018-ban és 2019-ben. A kiválasztott helyszíneken az alacsonyabb tengerszint feletti magasságú montán övben a közönséges lucfenyő (*Picea abies*), míg a szubalpin övben a havasi törpefenyő (*Pinus mugo*) dominált, ezért ezeket a fafajokat választottam ki az egészségi állapot vizsgálatára. Mindhárom hegységben a lucfenyő és a törpefenyő öv teljes területén, egy vertikális transzekt mentén történtek a mérések. A közönséges lucfenyőt a Hochkar-hegységben 800–1550 méterig, a Stuhleck-hegységben 850–1700 méterig, míg a Wechsel-hegységben 800–1600 méterig mértük. A havasi törpefenyőt a lucfenyő öv felett, a törpefenyő zóna összefüggő felső határáig mértem mindhárom hegységben.

A vizsgálatra kiválasztott tengerszint feletti magasságok kijelöléséhez 2018-ban elővizsgálatot végeztem. Ennek során 50 méteres tengerszint feletti magasságonként mértem 3–3 faegyed korhadtságát akusztikus tomográfia (FAKOPP 3D, Sopron, Hungary) mindkét faj esetében. A FAKOPP műszer a hang terjedési sebességét méri a fatörzsön belül, valamint roncsolásmentesen képes kimutatni a korhadat vagy üreges régiók méretét és pontos elhelyezkedését. Az akusztikus tomográfós méréseket több vertikális törzsrétegben végeztük el, figyelembe véve a vizsgált fajok eltérő fiziognómiáját. Az elővizsgálat eredményei alapján azokban a magassági régiókban, ahol kiugró volt a korhadtság mértéke, 2019-ben sűrűbb mintavételezést választottunk. A faegyedek kiválasztásánál alapvető szempont volt, hogy minimum 10 méterre legyenek a legközelebbi úttól, valamint törzsátmérőjük és lombkoronájuk

minél jobban reprezentálja az adott magasságban előforduló faegyedeket. A közönséges lucfenyőnél a talajszinttől számítva három magasságban (0,4, 0,8 és 1,2 méteren), míg a havasi törpefenyő esetében két magasságban (0,2 és 0,4 méteren) történtek az akusztikus tomográf mérések. 2019-ben a kijelölt transektek mentén, az akusztikus tomográfal mért közönséges lucfenyő egyedeken 0,8 m-es talajszint feletti magasságban gombafertőzöttség (romlottság) vizsgálatot is végeztem, ArborElectro impedancia tomográf segítségével, abból a célból, hogy pontosabb képet kaphassak az állomány és a vizsgált faegyedek egészségi állapotáról.

A fák magasságát háromszögelési módszerrel és lézeres magasságmérővel határoztam meg, míg törzsátmérőjét mérőszalag segítségével számítottam ki. Utóbbi, illetve fémcövek segítségével állapítottam meg a talajvastagságot. A talajtani vizsgálatokhoz 2019-ben vételeztem a mintákat, a műszeres mérésre kijelölt fák közelében, a felső 0–10 cm-es talajrétegből. A talajminták pH és karbonát tartalom szerinti kiértékelését a Szent István Egyetem Talajtan és Agrokémiai Tanszékén végeztem. A kiválasztott hegységek csapadék- és léghőmérséklet adatait térbeli trendmodellek segítségével számítottuk ki az ELTE Meteorológiai Tanszékén az E-OBS adatbázis adatainak felhasználásával.

A statisztikai kiértékeléshez a PAST (PAleontological STatistics Version) statisztikai szoftvercsomagot, illetve R statisztikai programcsomagot használtam fel.

Mind a közönséges lucfenyő, mind a havasi törpefenyő esetében szignifikáns, de részben eltérő jellegű összefüggést találtunk a korhadtság mértéke és a tengerszint feletti magasság között. Az akusztikus tomográf adatok alapján a Wechel-hegység *Picea abies* állománya tűnik a legegészségesebbnek, míg a Hochkar-hegységé a legkevésbé jó egészségi állapotúnak. A Hochkar- és a Stuhleck-hegységben a gombafertőzöttség és a tengerszint feletti magasság összefüggése hasonló volt az akusztikus tomográfal mért értékekkel.

A korhadtsági eredmények azt mutatják, hogy a *Picea abies* egyedek egészségi állapota a faj alsó magassági elterjedési határán volt a legrosszabb, mind a három vizsgált hegységben. A korhadtsági mérések alapján úgy tűnik, hogy a lucfenyő a jelenlegi klimatikus viszonyok között 1000 és 1500 méter közötti tengerszint feletti magasságban van a legjobb egészségi állapotban, amely magassági tartomány egyben a faj elterjedési optimumának is tekinthető a vizsgált hegységekben. Ebben a tartományban a *Picea abies* korhadtságának értékei hasonlóak voltak, mint a Kárpát-medencében a különböző korú *Quercus petraea* állományok adatai. A lucfenyő alsó elterjedési határán megfigyelt szignifikánsan magasabb korhadtsági értékek jelentős szórása azt jelzi, hogy a faj elterjedési területének alsó régiója kevésbé kedvező a faj számára, így feltételezhető, hogy a fafaj alsó előfordulási határa el fog mozdulni felfelé 50-100 méterrel, ami például a Hochkar-hegység korhadtsági adatai alapján erősen valószínűsíthető.

Eredményeink alapján úgy tűnik, hogy bár a csökkenő mértékű gombafertőzöttség szempontjából ugyan kedvezőbb lehetne a lucfenyőnek magasabb térszínek felé tolódni, azonban a fafaj elterjedésének felső magassági határa közelében – feltehetően a növekvő mértékű stressz miatt – több hegységben is jobban korhad. Utóbbi gátat szabhat a lucfenyő felfelé történő elmozdulásának, így az alsó elterjedési határ felfelé történő elmozdulásával akár egy areaszűkülés is előfordulhat a *Picea abies* esetében. Utóbbi természetvédelmi szempontból kedvezőtlen lenne, hiszen az általa dominált élőhely beszűkülésével járna együtt. Ehhez az areaszűküléshez feltehetően a lucosokhoz köthető fajoknak csak egy része tudna alkalmazkodni, ami hosszabb távon az élőhely fajdiverzitásának csökkenéséhez vezethet.

A havasi törpefenyőnek a közönséges lucfenyőhöz képest jelentősen magasabb korhadtsági értékei a magasabb régióra jellemző nagyobb mértékű abiotikus stresszel magyarázhatóak. A *Pinus mugo* esetén a mért magassági szintek romlottsága között egyértelmű trend nem igazolható. A havasi törpefenyőnél a median értékek alapján a Stuhleck-hegység állománya bizonyult a legegészségesebbnek, míg a Weschel-hegység havasi törpefenyő állománya volt a legrosszabb egészségi állapotban a magasabb median és magas interquartilis terjedelem miatt. A *Pinus mugo* esetén a vizsgált hegységekben eltérő trendet tapasztaltunk a romlottsági értékek és a tengerszint feletti magasság viszonyában. Azonban az eredmények értékelésénél figyelembe kell venni, hogy a Hochkar-hegység vizsgált *Pinus mugo* öve volt a legszélesebb (200 m), szemben a Weschel-hegység 100 méteres és a Stuhleck 50 méteres övével. Így általános következtetések levonására a Hochkar-hegységben mért változások tekinthők irányadóak. A Hochkar-hegységben megfigyelt változások egyértelműen azt mutatják, hogy mindkét vizsgált faj elterjedési magasságának és ezáltal az általuk dominált övezet felfelé tolodása várható. Ez a jövőben várható tendencia eltérő mértékű lehet az Alpok különböző hegységeiben, a környezeti paraméterek függvényében.

A *Picea abies* és a *Pinus mugo* elterjedésének felső határán részben tapasztalt magasabb korhadtsági értékek azt is jelezhetik, hogy amennyiben a fafajok areája felfelé tolódik, az növekvő mértékű hidegstressznek, szélsőségesebb időjárási eseményeknek (pl. erősebb és gyakoribb szélviharok, jégtörés) teszi ki őket, ami csökkenő fitnesszel járhat. A hegyvidéki növényzeti övek potenciális eltolódása, az élőhelyek átalakulása természetvédelmi szempontból nem biztos, hogy kedvező, mert valószínűsíthető, hogy nem minden faj képes az állományalkotó fafajjal együtt vándorolni.

A lineáris korrelációk kiértékelése alapján a környezeti tényezőkre legérzékenyebbnek a Wechsel-hegység *Picea abies* állománya bizonyult.

9. SUMMARY

According to meteorological data, global warming is affecting mountain ecosystems to a greater extent than lower-lying regions. According to the climate measurements of the 21st century, the rate of air temperature rise in mountainous areas is two to three times higher than in the 20th century. In the Alps, for example, warming in higher areas is 3.5 times higher than in the northern hemisphere. There is growing evidence that the rate of warming is increasing with altitude. The latter can accelerate the speed of changes in the ecosystems, to varying degrees in different altitude regions. Warming is also likely to affect the biodiversity and ecosystem services of mountain forests. The former can lead to the extinction of some species and a change in the composition of associations. Since 1951, the vegetation period in the temperate zone has been extended by an average of 2.7 days per decade, allowing plants to spread over ever higher areas. As tree colonization and growth are limited by low temperatures, warming is expected to push forests upwards, which could lead to changes in the vertical distribution of alpine treelines as well as many mountain species. In parallel, in the lower range of the vertical range of tree species, stress selection induced by severe drought stress may lead to a decrease in genetic diversity and stability. However, the impact of climate change on the future health and growth of trees in Europe's forests is still unclear, so research on this topic can be seen as filling a gap. Based on climate data and modeling to date, alpine ecosystems are regulated by climatic factors. Therefore, changes in the occurrence and composition of alpine plant species are highly relevant as an indicator of the ecological effects of climate change.

Based on the above, I chose the study of the typical tree species dominant in the selected vegetation zones of the Eastern Alps as the topic of my doctoral research. In the Alps, the effects of climate change on woody species and their health have so far been typically studied using dendrochronological methods, so I have chosen a different, novel approach to review the health status of the selected tree species over the entire vegetation zone dominated by them.

The main objectives of my study were:

- To determine and compare the rot and degree of fungal infestation of Norway spruce in three different sample areas in the Eastern Alps along vertical transects.
- To determine and compare the rot and the degree of fungal infestation of dwarf mountain pine in three different sample areas in the Eastern Alps along vertical transects.

- Collection of the most important meteorological background data in the examined sample areas.
- Examination of the main soil parameters in the examined sample areas along the selected vertical transect.
- Evaluation of the health status of the studied tree species as a function of the altitude and the measured and modeled background variables.

The studies were carried out in Austria in the Hochkar Mountains in the Eastern Alps, part of the Ybbstal Alps (bedrock in the Wechsel gneiss), in the Stuhleck Mountains in the Fischbach Alps (Triassic carbonate, quartzite / quartz conglomerate) and in the Wechsel Mountains (limestone bedrock) in 2018 and 2019. The selected sites were dominated by the Norway spruce (*Picea abies*) in the lower altitude montane zone and the dwarf mountain pine (*Pinus mugo*) in the subalpine zone, so I selected these tree species to examine the health status. In all three mountains, measurements were made over the entire area of the Norway spruce and dwarf mountain pine belt along a vertical transect. Norway spruce was measured up to 800–1550 m in the Hochkar Mountains, 850–1700 m in the Stuhleck Mountains, and 800–1600 m in the Wechsel Mountains. Dwarf mountain pine was measured above the spruce belt, up to the upper limit of the species' zone in all three mountains.

In order to select the altitudes selected for the study, I conducted a preliminary study in 2018. In the course of this, I measured the rot of 3–3 tree individuals with an acoustic tomograph (FAKOPP 3D, Sopron, Hungary) at each altitude of 50 m above sea level for both species. The FAKOPP instrument measures the speed of sound propagation within a tree trunk and is able to detect the size and exact location of rotten or hollow regions without destruction. Acoustic tomographic measurements were performed in several vertical trunk layers, taking into account the different physiognomy of the species studied. Based on the results of the preliminary study, in those altitude regions where the degree of rot was outstanding, we chose more frequent sampling in 2019. The basic consideration in selecting the tree specimens was to be at least 10 meters away from the nearest road, and their trunk diameter and canopy should be as representative as possible of the tree specimens occurring at a given height. Acoustic tomography measurements were performed at three heights (0.4, 0.8, and 1.2 m) from the ground level for Norway spruce, and at two heights (0.2 and 0.4 m) for dwarf mountain pine. In 2019, along the selected transects, I also performed a fungal infestation (deterioration) test on Norway spruce individuals measured with an acoustic tomograph at a height of 0.8 m above the ground level, using an ArborElectro impedance tomograph, in order to get a more accurate picture of the stand and on the health status of tree specimens.

The height of the trees was determined using a triangulation method and a laser altimeter, while its trunk diameter was calculated using a tape measure. Using the latter and metal pipes, I determined the soil thickness. For soil studies, I collected samples in 2019, near the trees selected for instrumental measurement, from the upper 0–10 cm soil layer. The pH and carbonate content of the soil samples were evaluated at the Department of Soil Science and Agrochemistry, Szent István University. Precipitation and air temperature data of the selected mountains were calculated using spatial trend models at the Department of Meteorology of Eötvös Loránd University using data from the E-OBS database.

For the statistical evaluation the PAST (PAleontological STatistics Version) statistical software package and the R statistical software package was used.

In the case of both Norway spruce and dwarf mountain pine, we found a significant but partly different correlation between the degree of rot and the altitude. Based on acoustic tomography data, the stand of *Picea abies* in the Wechel Mountains appears to be the healthiest, while that of the Hochkar Mountains appears to be in the least good health. The correlation between fungal infestation and altitude in the Hochkar and Stuhleck Mountains was similar to that measured by acoustic tomography.

The rotting results show that the health status of *Picea abies* individuals at the lower altitude distribution limit of the species is the worst in all three mountains studied. Based on rotting measurements, spruce appears to be in the best health at 1000 to 1500 m above sea level under the current climatic conditions, which is also considered to be the optimum distribution of the species in the studied mountains. In this range, the rotting values of *Picea abies* were similar to those of *Quercus petraea* stands of different ages in the Carpathian Basin. The significant variance in the significantly higher rot values observed at the lower distribution limit of Norway spruce indicates that the lower region of the distribution area of the species is less favorable for the species, so it can be assumed that the lower occurrence limit of the tree species will move upwards by 50-100 m is highly probable based on the rotting data of the Hochkar mountains. Based on our results, it appears that although it may be more favorable for spruce to move to higher areas in terms of decreasing fungal infestation, it is more likely to rot in several mountains near the upper altitude limit of the tree species, presumably due to increasing stress. The latter may inhibit the upward movement of Norway spruce, so that even a narrowing of the area may occur in the case of *Picea abies* by moving the lower distribution limit upwards. The latter would be unfavorable from a nature conservation point of view, as it would be accompanied by a narrowing of the habitat it dominates. Presumably, only a part of the species

associated with spruce belt could adapt to this area narrowing, which could lead to a decline in species diversity of this habitat in the longer term.

The significantly higher rot values of the dwarf mountain pine compared to the Norway spruce can be explained by the higher abiotic stress characteristic of the higher region. In the case of *Pinus mugo*, there is no clear trend between the deterioration of the measured altitude levels. Based on the median values, the Stuleck Mountains proved to be the healthiest in the dwarf mountain pine, while the *Pinus mugo* stand in the Weschel Mountains was in the worst health due to the higher median and high interquartile extent. In the case of *Pinus mugo*, a different trend was observed in the studied mountains in terms of deterioration values and altitude. However, when evaluating the results, it should be taken into account that the *Pinus mugo* belt studied in the Hochkar Mountains was the widest (200 m), as opposed to the 100-meter belt in the Weschel Mountains and the 50-meter belt in the Stuleck. Thus, the changes measured in the Hochkar Mountains are relevant for drawing general conclusions. The changes observed in the Hochkar Mountains clearly indicate that the distribution altitudes of both species studied, and thus the area they dominate, are expected to shift upwards. This expected trend in the future may be different in different mountains of the Alps, depending on environmental parameters. Higher rot values at the upper end of the range of *Picea abies* and *Pinus mugo* may also indicate that if the range of tree species shifts upwards, they will be exposed to increasing cold stress, more extreme weather events (e.g. stronger and more frequent windstorms, icebreaking), and this can lead to declining fitness. The potential shift of mountain vegetation belts and the transformation of habitats may not be favorable from a nature conservation point of view, as it is likely that not all species will be able to migrate with the tree species that characterize the stand.

Based on the evaluation of the linear correlations, the population of *Picea abies* in the Wechsel Mountains proved to be the most sensitive to environmental factors.

10. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Itt ragadom meg az alkalmat, hogy mindazoknak kifejezzem hálás köszönetemet, akik segítettek doktori tanulmányaimat, és ezen dolgozat elkészítését.

Az elmúlt évek során mialatt doktori értekezésemen dolgoztam számos embertől kaptam segítséget, az ő támogatásuk nélkül ez a munka nem jöhetett volna létre. Szeretnék köszönetet mondani a PhD dolgozatomhoz szükséges munkában közreműködő és segítséget nyújtó személyeknek.

Köszönettel tartozom doktori (PhD) témavezetőmnek, Prof. Dr. Czóbel Szilárdnak (SZTE), amiért felkeltette érdeklődésem a klímaváltozás és annak következményeinek tanulmányozása iránt, valamint azért, mert MSc-s egyetemi éveim kezdete óta folyamatosan figyelemmel kísérte munkámat. Hálás vagyok a számtalan konzultációért, a dolgozat és a kapcsolódó tanulmányok kéziratának véleményezéséért, a konstruktív kritikákért, a szakmai támogatásért, melyek alapvető mértékben hozzájárultak a dolgozat, illetve a tudományos közlemények megszületéséhez.

Óriási hálával és köszönettel tartozom Prof. Dr. Divós Ferencnek (SoE), aki biztosította számomra a doktori kutatásom alatt szükséges mérőműszereket és vállalta azok használatának a betanítását, továbbá a munkahelyi vitára megfogalmazott értékes kritikáját, észrevételeit, javaslatait, amelyek elősegítették a dolgozat javítását, véglegesítését.

Dr. Saláta Dénesnek szeretnék köszönetet mondani, a statisztikai elemzések és a közös cikkeink fáradhatatlan kivitelezésében, lebonyolításában nyújtott segítségéért.

Köszönöm Prof. Dr. Gyulai Ferencnek (MATE) a figyelmet, a munkahelyi vitára megfogalmazott számtalan hasznos és értékes tanácsot, javaslatot, továbbá, hogy mindvégig figyelemmel kísérte a doktori munkámat.

Szeretném megköszönni Dr. Baltazár Tivadarnak (MENDELU) a statisztikai kiértékelésekben nyújtott sok-sok segítségét.

Hálával tartozom Dr. Centeri Csabának (MATE), aki elősegítette a talajtani mintavételezésem kivitelezését.

Hálával tartozom Dr. Pongrácz Ritának (ELTE), aki fogadott irodájában és segített a meteorológiai adatok összegyűjtésében, rendszerezésében és kiértékelésében.

Köszönöm Gergely Ildikónak (MATE), hogy a talajtani vizsgálataim alatt mellettem állt, segítséget nyújtott és bármikor fordulhattam hozzá kérdéssel.

Hálás köszönet illeti Dr. Csóka Györgyöt (ERTI) Mátrafüredi Kísérleti Állomásigazgatót, az elmélyült beszélgetésért, és a hasznos tanácsaiért.

Köszönöm Prof. Dr. Penksza Károlynak (MATE) a vidám beszélgetéseket és a buzdító szavakat.

Szeretnék köszönetet mondani minden tanáromnak, akiktől annyit tanultam az évek során, és akik különféle módokon járultak hozzá jelen dolgozat létrejöttéhez.

Many thanks to Debbie Robel and Emily Hyrb for their help who checked and corrected the English grammar.

A sok-sok rendezvény és konferencia, nagyszámú, nem nevezett tagja számára egyenként és kollektíven is hálás köszönettel élek.

Köszönettel tartozom a műhelyvita opponenseinek Prof. Dr. Gyulai Ferencnek és Prof. Dr. Divós Ferencnek amiért észrevételeikkel, javaslataikkal hozzájárultak az értekezés tudományos értékének növeléséhez.

Végül, de nem utolsó sorban a családomnak szeretném megköszönni, azt az állandó és mindig magától értetődő támogatást, amit tanulmányaim során kaptam, és amiért végig bíztak bennem. Köszönöm az életre szóló iránymutatásaikat, az önzetlen támogatást, biztatást, hogy anyagi és erkölcsi alapot teremtettek tanulmányaim elvégzéséhez.

Páromnak is köszönöm szépen, hogy idejével és türelmével, szeretetével támogatott.

11. IRODALOMJEGYZÉK

- ALLEN C.D., BRESHEARS D.D. (1998): Drought-induced shift of a forest-woodland ecotone: Rapid landscape response to climate variation. PNAS 95: 14839– 14842.
- ANDRÉ K., BALOGH M., BARANKA GY., BOZÓ L., BÖLÖNI G., GROSZ B., GYÖNGYÖSI ANDRÁS Z., HORÁNYI A., LAGZI I. L., LEELŐSSY Á., MÉSZÁROS R., MILE M., SZÉPSZÓ G., SZÚCS M., TASNÁDI P., ÉS WEIDINGER T. (2013): Alkalmazott számszerű előrejelzés: numerikus időjárési és csatolt modellek a gyakorlatban. Eötvös Loránd Tudományegyetem.
- 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 svoistv fitotsenozov v razlichnih lesorastitel'nih usloviyah. Environmental assessment of the properties of plant communities in various forest conditions. Bulletin of the Kras.SAU, 10: 108-114.
- AVDEEV Y. M. (2018 b): 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. (2018 c): 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.
- AVDEEV Y. M. (2018a): Otsenka formi drevesnih stvolov v opitnih kulturah Evropeiskogo Severa Rossii. Assessment of trunk shapes in experimental species of the European North of Russia. New technologies, 105-110.p.
- BAHN M., KÖRNER C. (2003): Recent increases in summit flora caused by warming in the Alps. 437–441.p. In: Nagy L., Grabherr G., Korner C., Thompson D.B.A. (Eds): Alpine biodiversity in Europe – a Europe-wide assessment of biological richness and change. Berlin, Germany: Ecological studies (167) Springer.
- BAKER B. B. AND MOSELEY R. K. (2007): Advancing Treeline and Retreating Glaciers: Implications for Conservation in Yunnan, P.R. China. Arctic, Antarctic, and Alpine Research. Vol. 39, No. 2 200-209 pp.
- BARRY R.G. (2008): Mountain weather and climate, 3rd edn. New York, USA: Cambridge University Press.
- BECKAGE B., OSBORNE B., GAVIN D.G. , PUCKO C., SICCAMI T., PERKINS T. (2008): A rapid upward shift of a forest ecotone during 40 years of warming in the Green Mountains of Vermont. PNAS, 105 (11) 4197-4202.p. 10.1073/pnas.0708921105
- BENISTON M. (2003): Climatic change in mountain regions: A review of possible impacts. Climatic Change 59(1), 5–31.
- BENISTON M. (2005): The risks associated with climatic change in mountain regions. In: Huber UM, Bugmann HKM, Reasoner MA, editors. Global Change in Mountain Regions. An Overview of Current Knowledge. Dordrecht, the Netherlands: Springer, pp 511–519.

- BETHGE K.A., MATTHECK C.G.(1993): Detection of decay in trees with the Metriguard Stresswave timer. *Journal of Arboriculture* 16 (6) 374-378.p.
- BILLINGS WD, MOONEY HA. (1968): The ecology of arctic and alpine plants. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 43: 481–529.
- BORHIDI A. (1993): A Magyar flóra szocialismagatártás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. *JPTE, Pécs* 94.p.
- BORHIDI A. (2014): Gondolatok az erdő jövőjéről, a jövő erdeiről. p. 17. In: Schmidt D. – Kovács M. – Bartha D. (eds.): X. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia absztraktkötete. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 235.p.
- BRÉDA, N., PEIFFER, M. (2014): Vulnerability to forest decline in a context of climate changes: new prospects about an old question in forest ecology. *Annals of Forest Science* (71) 627–631.p. doi:10.1007/s13595-014-0411-3.
- BROWN J.H., VALONE T.J., CURTIN C.G. (1997): Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *PNAS* 94: 9729–9733.
- BUCUR,V. (1995): Acoustics of wood. CRC Press, Boca Raton, FL, USA
- BUSSOTTI, F., POLLASTRINI, M., HOLLAND, V., BRÜGGEMANN, W. (2015): Functional traits and adaptive capacity of European forests to climate change. – *Environ. Exp. Bot.* 111: 91–113. doi:10.1016/j.envexpbot.2014.11.006
- BUZÁS, I. (1989): Soil and agrochemical test method book 2. Physico-chemical and chemical test methods for soils. *Agrokémia Talajt.* (38) 504–505.p.
- BÜNTGEN U., FRANK D.C., KACZKA R.J., VERSTEGE A., ZWIJACZ-KOZICA T., ESPER J. (2007): Growth responses to climate in a multi-species tree-ring network in the Western Carpathian Tatra Mountains, Poland and Slovakia. *Tree Physiol.* (27) 689-702.p. doi:10.1093/treephys/27.5.689.
- BÜNTGEN U., FRANK D., WILSON R., CARRER M., URBINATI C., ESPER J.A.N. (2008): Testing for tree-ring divergence in the European Alps. *Glob. Chang. Biol.* (14) 2443-2453.p. doi:10.1111/j.1365-2486.2008.01640.x.
- CALDERARO C., COCOZZA C., PALOMBO C., LASSERRE B., MARCHETTI M., TOGNETTI R. (2020): Climate–growth relationships at the transition between *Fagus sylvatica* and *Pinus mugo* forest communities in a Mediterranean mountain. *Ann. For. Sci.* (77) 1-15.p. doi:10.1007/s13595-020-00964-y
- CAMARERO J.J., GAZOL A., SÁNCHEZ R., SALGUERO, FAJARDO A., MCINTIRE E.J., GUTIÉRREZ E., WILMKING M. (2021): Global fading of the temperature–growth coupling at alpine and polar treelines. *Glob. Change Biol.* 27 (9), 1879-1889.p. doi:10.1111/gcb.15530
- CARRER M., NOLA P., EDUARD J.L., MOTTA R., URBINATI C. (2007): Regional variability of climate–growth relationships in *Pinus cembra* high elevation forests in the Alps. *J. Ecol.* (95) 1072-1083.p. doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01281.x.
- CARRER M., PELLIZZARI E., PRENDIN A.L., PIVIDORI M., BRUNETTI M. (2019): Winter precipitation-not summer temperature-is still the main driver for Alpine shrub growth. *Sci. Total. Environ.* (682) 171-179.p. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.152.
- CAZOLLA G.,CALLAGHAN T., VELICHEVSKAYA A., DUDKO A., FABBIO L., BATTIPAGLIA G., LIANG J. (2019): Accelerating upward treeline shift in the Altai Mountains under last-century climate change. *Scientific Reports* vol. 9, No 7678. doi.org/10.1038/s41598-019-44188-1

- CHAUCHARD S., BEILHE F., DENIS N., CARCAILLET C. (2010): An increase in the upper tree-limit of silver fir (*Abies alba* Mill.) in the Alps since the mid-20th century: A land-use change phenomenon. *Forest Ecology and Management* 259, 8, 31, 1406-1415.p. doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.009.
- CHERUBINI P., DOBBERTIN M., L.INNES J. (1998): Potential sampling bias in long-term forest growth trends reconstructed from tree rings: A case study from the Italian Alps. doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00242-4.
- CHROPEŇOVÁ M., GREGUŠKOVÁ E. K., KARÁSKOVÁ P., PŘIBYLOVÁ P., KUKUČKA P., BARÁKOVÁ D., ČUPR P. (2016): Pine needles and pollen grains of *Pinus mugo Turra* – A biomonitoring tool in high mountain habitats identifying environmental contamination. *Ecol Indic.* 66:132–142. doi:10.1016/j.ecolind.2016.01.004
- CIENCIALA E., ALTMAN J., DOLEŽAL J., KOPÁČEK J., ŠTĚPÁNEK P., STÁHL G., TUMAJER J. (2018): Increased spruce tree growth in Central Europe since 1960s. *Sci. Total Environ.*, (619) 1637-1647.p. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.138.
- CLAYTON S, DEVINE-WRIGHT P, STERN PC, WHITMARSH L, CARRICO A, STEG L, SWIM J, BONNES M. (2015): Psychological research and global climate change. *Nature Climate Change* 5(7):640–646.
- CLEVELAND, W.S. (1979): Robust locally weighted fitting and smoothing scatterplots. *J. Am. Stat. Assoc.* (74) 829–836.p.
- CLEVELAND, W.S. (1981): A program for smoothing scatterplots by robust locally weighted fitting. *Am. Stat.* (35) 54.p.
- CORNES R. C., SCHRIER G., BESSELAAR E., JONES P. (2018): An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Data Sets. *Journal of Climate* 123:17, 9391-9409.p. doi.org/10.1029/2017JD028200
- COURBAUD B., KUNSTLER G., MORIN X., CORDONNIER T. (2011): What is the future of the ecosystem services of the Alpine forest against a backdrop of climate change? *J Alp Res* 98-4.p. doi:10.4000/rga.1317
- CRAMER W., YOHE G.W., AUFFHAMMER M., HUGGEL C., MOLAU U., DA SILVA DIAS MAF, SOLOW A., STONE D.A, TIBIG L. (2014): Detection and attribution of observed impacts. In: Field C.B., Barros V.R., Dokken D.J., Mach K.J., Mastrandrea M.D., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C. (Eds): *Climate change: impacts, adaptation, and vulnerability. Part a: global and sectoral aspects. Contribution of working group ii to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.* cambridge, UK: Cambridge University Press. 59.p.
- CZAJKA B., ŁAJCZAK A., KACZKA R.J. (2015a): Geographical characteristics of the timberline in the Carpathians. *Geogr. Pol.*, (88) 35-54.p. doi: 10.7163/GPol.0014
- CZAJKA B., ŁAJCZAK A., KACZKA R.J. (2015b): The dynamics of the timberline ecotone on the asymmetric ridge of the Babia Góra Massif, Western Carpathians. *Geogr. Pol.*, (88) 85-102.p. doi:10.7163/GPol.0017
- CZÓBEL SZ., HORVÁTH L., SZIRMAI O., BALOGH J., PINTÉR K., NÉMETH Z., ÜRMÖS ZS., GROSZ B., TUBA Z. (2010): Comparison of N₂O and CH₄ fluxes from Pannonian natural ecosystems. *European Journal of Soil Science* 61: 671-682
- 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.

- CZÚCZ B., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., BOTTA-DUKÁT Z., MOLNÁR ZS. (2007): Éghajlatváltozás és biológiai sokféleség – elemzések az adaptációs stratégia tudományos megalapozásához. MTA ÖBKI 280. p.
- D'ARRIGO R. D., KAUFMANN R. K., DAVI N., JACOBY G. C., LASKOWSKI C., MYNENI R. B. CHERUBINI P. (2004): Thresholds for warming-induced growth decline at elevational tree line in the Yukon Territory, Canada. – *Global Biogeochem Cy.* 18: GB3021. doi:10.1029/2004gb002249
- DAI A, TRENBERTH K.E, QIAN T.T. (2004): A global dataset of Palmer Drought Severity Index for 1870–2002: relationship with soil moisture and effects of surface warming. *Journal of Hydrometeorology* 5: 1117–1130.
- DEBRECZY ZS., RÁCZI I., (2000): Fenyők a Föld körül. Dendrológiai Alapítvány, Budapest, pp. 552, ISBN: 963-00-5898-7
- DEFILA C., CLOT B. (2005): Phytophenological trends in the Swiss Alps, 1951–2002. – *Meteorol Z.* 14: 191–196. doi: 10.1127/0941-2948/2005/0021
- DIAL T. SMELTZ S., SULLIVAN P.F., RINAS C.L., TIMM K., GECK J.E., TOBIN S.C., GOLDEN T.S., BERG E.C. (2016): Shrubline but not treeline advance matches climate velocity in montane ecosystems of south-central Alaska. *Glob. Chang. Biol.*, (22)1841-1856.p. doi:10.1111/gcb.13207.
- DIVÓS F., DIVÓS P. (2005): Resolution of Stress Wave Based Acoustic Tomography. In: 14th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood. University of Applied Sciences, Germany, Eberswalde. ISBN 3-8322-3949-9.
- DIVÓS F., DIVÓS P. DIVÓS GY. (2007): Acoustic Technique use from seedling to wooden structures. In: Brashaw B. (Eds): Proceedings of the 15th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood. Duluth, 230–231.p.
- DIVÓS F., MÉSZÁROS K. (1994): Root decay detection by stress wave technique. In: Proc. 1st European Symposium on Nondestructive Testing, Sopron. 524.p.
- DIVÓS F., SZALAY L. (2002): "Tree evaluation by acoustic tomography," in: Proceedings of the 13th International Symposium on Nondestructive Testing of Wood, F.C. Beall (ed.), Forest Products Research Society, Madison, WI, 251-256.p.
- DIVÓS P. (2004): Akusztikus tomográfia élő fák vizsgálatára. BME, Budapest. 23.p.
- DOLEZAL J., ALTMAN J., VETROVA V. P., HARA T. (2014): Linking two centuries of tree growth and glacier dynamics with climate changes in Kamchatka. *Clim Chang.* 124: 207–220. doi:10.1007/s10584-014-1093-4
- DULLINGER S., KLEINBAUER I., PAULI H., GOTTFRIED M., BROOKER R., NAGY L., THEURILLAT J.P., HOLTEN J.I., ABDALADZE O., BENITO J.L. (2007): Weak and variable relationships between environmental severity and small-scale co-occurrence in alpine plant communities. *Journal of Ecology* 95: 1284–1295.
- DULLINGER S., WILLNER W., PLUTZAR C., ENGLISCH T., SCHRATT-EHRENDORFER L., MOSER D., ERTL S., ESSL F., NIKLFELD H. (2012b): Post-glacial migration lag restricts range filling of plants in the European Alps. *Global Ecology and Biogeography* 21: 829–840.
- EEA (2017): Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report. København: European Environment Agency. 424.p. ISBN: 978-92-9213-835-6.
- ELMENDORF S. C., HENRY G. H. R., HOLLISTER R. D., BJÖRK R. G., BJORKMAN A. D., CALLAGHAN T. V., COLLIER L. S., COOPER E. J., CORNELISSEN J. H. C., DAY T. A., FOSAA A. M., GOULD W. A., GRÉTARSDÓTTIR J., HARTE J., HERMANUTZ L., HIK D. S., HOFGAARD A., JARRAD F. †, JÓNSDÓTTIR I. S., KEUPER F., KLANDERUD K., KLEIN J.

- A., KOH S., KUDO G., LANG S. I., LOEWEN V., MAY J. L., MERCADO J., MICHELSEN A., MOLAU U., MYERS-SMITH I. H., OBERBAUER S. F., PIEPER S., POST E., RIXEN C., ROBINSON C. H., SCHMIDT N. M., SHAVER G. R., STENSTRÖM A., TOLVANEN A., TOTLAND Ø., TROXLER T., WAHREN C-H., WEBBER P. J., WELKER J. M. AND WOOKEY P.A. (2012): Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters*. 15: 164–175.
- ENGLER R., RANDIN C., THUILLER W., DULLINGER S., ZIMMERMANN N.E., ARAU'JO M.B., PEARMAN P.B., LE LAY G., PÍ'EDALLU C., ALBERT C.H. (2011): 21st century climate change threatens mountain flora unequally across Europe. *Global Change Biology* 17: 2330–2341.
- FALK W., HEMPELMANN N. (2013): Species Favourability Shift in Europe due to Climate Change: A Case Study for *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. Based on an Ensemble of Climate Models. – *Int. J. Climatol.* ID 787250. doi:10.1155/2013/787250.
- 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.
- FAO (2010): Global forest resources assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 0258-6150.p.
- FARAWAY J, J. (2005): *Linear Models with R*. - Boca Raton, Florida, 229.p.
- FARIA J.C., GROSJEAN P., JELIHOVSCHI E. (2013): Tinn-R - GUI/Editor for R language and environment statistical computing. <http://sourceforge.net/projects/tinn-r>.
- FAUPL P. (1970): Zur Geologie und Petrographie des südlichen Wechselgebietes. In: *Mitteilungen der Geologischen Gesellschaft in Wien*. 63. Band. Wien S. 22–51.p.
- FINNERN H. (1994): *Pedological mapping manual*. Verbesserte und erweiterte Auflage. Hannover. *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4.
- Fischer A., Fischer H.S., Kopecký M., Macek M. (2015): Small changes in species composition despite stand-replacing bark beetle outbreak in *Picea abies* mountain forests. *Canadian Journal of Forest Research*, <https://doi.org/10.1139/cjfr-2014-0474>
- FLÜGEL H. W., NEUBAUER F. (1984): *Geologie der österreichischen Bundesländer in kurzgefaßten Einzeldarstellungen*. Steiermark. Erläuterungen zur geologischen Karte der Steiermark 1: 200 000. - Wien. 127.p. ISBN: 3900312125 9783900312121
- FOX J., WEISBERG S. (2019): *An {R} Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand. 608.P. ISBN-13 : 978-1544336473
- FÖLDTANI KÖZLÖNY (1977) T.107. No.3-4, 254.p.
- FRANKL J., KLOIBER M., BRYSCJEJN J. (2006): “Non-destructive inspection of a historic wooden structure damaged by fire,” in: *Engineering Mechanics 2006 Svatka*, Institute of Thermomechanics Academy of Sciences Czech Republic, Prague, 62-63.p.

- FRIEDEL H. (1961): Schneedeckendauer und Vegetationsverteilungen im Gelände. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Mariabrunn, Wien 59: 317–369.p.
- FROST G.V., EPSTEIN H.E. (2014): Tall shrub and tree expansion in Siberian tundra ecotones since the 1960s. *Global Change Biol.*, 20 (4), 1264–1277.p. doi:10.1111/gcb.12406.
- GEHRIG-FASEL J., GUISAN A., ZIMMERMANN N.E. (2007): Tree line shifts in the Swiss Alps: climate change or land abandonment? *J. Veg. Sci.*, 18, 571–582.p. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02571.x.
- GOBIET A., KOTLARSKI S., BENISTON M., HEINRICH G., RAJCZAK J., STOFFEL M. (2014): 21st century climate change in the European Alps – a review. *Science of the Total Environment* 493: 1138–1151.
- GOTTFRIED M., HANTEL M., MAURER C., TOECHTERLE R., PAULI H., GRABHERR G. (2011): Coincidence of the alpine-nival ecotone with the summer snowline. *Environmental Research Letters* 6: 014013.
- GOTTFRIED M., PAULI H., FUTSCHIK A., AKHALKATSI M., BARANČOK P., ALONSO J. L. B., COLDEA G., DICK J., ERSCHBAMER B., CALZADO M. R. F., KAZAKIS G., KRAJČI J., LARSSON P., MALLAUN M., MICHELSEN O., MOISEEV D., MOISEEV P., MOLAU U., MERZOUKI A., NAGY L., NAKHUTSRISHVILI G., PEDERSEN B., PELINO G., PUSCAS M., ROSSI G., STANISCI A., THEURILLAT J-P., TOMASELLI M., VILLAR L., VITTOZ P., VOGIATZAKIS I., GRABHERR G.(2012): Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change*. 2: 111–115.
- GÖTMARK F., GÖTMARK E., JENSEN A.M. (2016) : Why be a shrub? A basic model and hypotheses for the adaptive values of a common growth form. *Front. Plant. Sci.*, (7) 1095.p. doi:10.3389/fpls.2016.01095.
- GRABHERR G, GOTTFRIED M, PAULI H. (2001): Long-term monitoring of mountain peaks in the Alps.. In: Burga C.A., Kratochwil A., (Eds): *Biomonitoring: general and applied aspects on regional and global scales*. Dordrecht, the Netherlands: Tasks for Vegetation Science, Kluwer. 153–177.p
- GRABHERR G, GOTTFRIED M, PAULI H. (2010): Climate change impacts in alpine environments. *Geography Compass* 4: 1133–1153.
- GRABHERR G., GOTTFRIED M., PAULI H. (1994): Climate effects on mountain plants. *Nature* 369: 448.
- GROSS J., LIGGES U. (2015): Nortest: Tests for Normality. R package version 1.0-4. <http://CRAN.Rproject.org/package=nortest>. Accessed 30 Juli.
- GYÖRGYZ., TÓTH E.G., INCZE N., MOLNÁR B., HÖHN M.(2018): Intercontinental migration pattern and genetic differentiation of arctic-alpine *Rhodiola rosea* L.: A chloroplast DNA survey. *Ecol* 8: 11508– 11521. <https://doi.org/10.1002/ece3.4589>.
- HAGEDORN F., SHIYATOV S.G., MAZEPA V.S., DEVI N.M., GRIGOR'EV A.A., BARTYSH A.A., FOMIN V.V., KAPRALOV D.S., TEREŇEV M., BUGMANN H. (2014): Treeline advances along the Urals mountain range – driven by improved winter conditions? *Global Change Biology* 20: 3530–3543.
- HAMMER Ø. (1999–2015): PAST–PAleontological STatistics Version 3.06 Reference Manual; Natural History Museum–University of Oslo, Norway, 225p.
- HAMMER Ø.(1999–2021): PAST–PAleontological STatistics Version 4.05 Reference Manual; Natural History Museum–University of Oslo: Oslo, Norway, 284p.

- HAMMER Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001): PAST—Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.*, 4, 1–9.p.
- HANS F. (1996): Die Heuschrecken der niederösterreichischen Hochalpen oberhalb 1500 Meter Seehöhe -Sommer 1994. (N.F. 382) – Wissenschaftliche Mitteilungen Niederösterreichisches Landesmuseum 9: 185 - 204.
- HARSCH M.A., HULME P.E., MCGLONE M.S., DUNCAN R.P. (2009): Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecol. Lett.*, 12 (10) 1040-1049.p. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01355.x
- HAYLOCK M. R., HOFSTRA N., KLEIN TANK A. M. G., KLOK E. J., JONES P. D., NEW M. (2008). A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 113, D20119. doi:10.1029/2008JD010201.
- HILMERS T., AVDAGIĆ A., BARTKOWICZ L. (2019): The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. – *Int. J. For. Res.* 92: 512–522. doi:10.1093/forestry/cpz035.
- HILMERS T., AVDAGIĆ A.; BARTKOWICZ L., BIELAK K., BINDER F., BONČINA A., DOBOR L., FORRESTER D.I., HOBI M.L. Ibrahimspahić, A. (2019): The productivity of mixed mountain forests comprised of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, and *Abies alba* across Europe. *Int. J. For. Res.* (92) 512–522.p.
- HOFSTRA N., HAYLOCK M., NEW M., JONES P., FREI C. (2008): Comparison of six methods for the interpolation of daily, European climate data. *Journal of Geophysical Research*, 113.p. D21110. doi:10.1029/2008JD010100.
- HOLUŠA J., LUBOJACKÝ J., ČURN V., TONKA T., LUKÁŠOVÁ K., HORÁK J. (2018): Combined effects of drought stress and *Armillaria* infection on tree mortality in Norway spruce plantations. *Forest Ecol. Manag.* 427: 434–445.
- HOLZINGER B, HÖBLER K, CAMENISCH M, GRABHERR G. (2008): Changes in plant species richness over the last century in the eastern Swiss Alps: elevational gradient, bedrock effects and migration rates. *Plant Ecology* 195: 179–196.
- HUBER C. (2005): Long Lasting Nitrate Leaching after Bark Beetle Attack in the Highlands of the Bavarian Forest National Park. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0210>
- IPCC (2007): Fourth Assessment Report of Intergovernmental Panel on Climate Change. 24.p.
- IPCC (2013). *Climate Change 2013: 5th Assessment Summary for Policymakers*. Intergovernmental Panel on Climate Change, 36.p.
- IPCC (2014): *Impacts, adaptation, and vulnerability*. 987.p.
- JACOBY W.G. (2000): Loess: a nonparametric, graphical tool for depicting relationships between variables. *Elect Stud* 19:577–613. doi:10.1016/S0261-3794(99)00028-1.
- JIMÉNEZ CISNEROS B.E., OKI T., ARNELL N.W., BENITO G., COGLEY J.G., DOLL P., JIANG T., MWAKALILA S.S. (2014): Freshwater resources. In: Field C.B., Barros V.R., Dokken D.J., Mach K.J., Mastrandrea M.D., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C. (Eds): *Climate Change: impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 229–269.p.
- JOCHNER M. , BUGMANN H., NÖTZLI M., BIGLER C. (2018): Tree growth responses to changing temperatures across space and time: a fine-scale analysis at the treeline in the Swiss Alps. *Trees*, (32) 645-660.p. doi:10.1007/s00468-017-1648-x.

- JUMP A.S., MÁTYÁS C.S., PEÑUELAS J. (2019): The altitude-for-latitude disparity in the range retractions of woody species. *Trends Ecol.Evol.*24, 694–701.p.
- KACZKA R.J., CZAJKA B., ŁAJCZAK A., SZWAGRZYK J., NICIA P. (2015): The timberline as result of the interactions among forest, abiotic environment and human activity in the Babia Góra Mt., (Western Carpathians.) *Geogr. Pol.*, (88) 177-192.p. doi:10.7163/GPol.0023.
- KACZKA R.J., LEMPA M., CZAJKA B., JANECKA K., RAČZKOWSKA Z., HREŠKO J., BUGAR G. (2015a): The recent timberline changes in the Tatra Mountains: a case study of the Mengusovská Valley (Slovakia) and the Rybi Potok Valley (Poland). *Geogr. Pol.*, (88) 71-84.p. doi:10.7163/GPol.0016.
- KAMMER A., HAGEDORN F., SHEVCHENKO I., LEIFELD J., GUGGENBERGER G., GORYACHEVA T. (2009): Treeline shifts in the Ural mountains affect soil organic matter dynamics. *Global Change Biol.*, 1570-1583.p. doi:10.1111/j.13652486.2009.01856.x
- KAŠPAR J., TREML V. (2016) Thermal characteristics of alpine treelines in Central Europe north of the Alps *Clim. Res.*, (68)1-12.p. doi:10.3354/cr01370
- KIRKPATRICK J.B., NUNEZ M., BRIDLE K.L., PARRY J., GIBSON N. (2017): Causes and consequences of variation in snow incidence on the high mountains of Tasmania, 1983–2013. *Australian Journal of Botany* 65: 214–224.p.
- KLANDERUD K., BIRKS H.J.B. (2003): Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *Holocene* 13: 1–6.
- KLEIN TANK A. M. G., WIJNGAARD J. B., KÖNNEN G. P., R. BÖHM, DEMARÉE G., A. GOICHEVA, MILETA M., S. PASHIARDIS, HEJKRLIK L., KERN-HANSEN C., HEINO R., BESSEMOULIN P., MÜLLER-WESTERMEIER G., TZANAKOU M., SZALAI S., PÁLSDÓTTIR T., FITZGERALD D., RUBIN S., CAPALDO M., MAUGERI M., LEITASS A., BUKANTIS A., ABERFELD R., VAN ENGELEN A. F. V., FORLAND E., MIETUS M., COELHO F., MARES C., RAZUVAEV V., NIEPLOVA E., CEGNAR T., ANTONIO LÓPEZ J., DAHLSTRÖM B., MOBERG A., KIRCHHOFER W., CEYLAN A., PACHALIUK O., ALEXANDER L. V., PETROVIC P. (2002): Daily dataset of 20th-century surface air temperature and precipitation series for the European Climate Assessment. <https://doi.org/10.1002/joc.773>
- KLEIN TANK A. M. G., WIJNGAARD J. B., KÖNNEN G. P., BÖHM R., DEMARÉE G. (2002): Daily dataset of 20th-century surface air temperature and precipitation series for the European Climate Assessment. *International Journal of Climatology*, 22 (12), 1441–1453.p.
- KLOIBER M., KOTLÍNOVÁ M. (2006): “Comparison of dynamic and static moduli of elasticity in damaged wood,” in: *Applied mechanics 2006*, University of West Bohemia, 197-209.p.
- KLOK E. J., KLEIN TANK A. M. G. (2009): Updated and extended European dataset of daily climate observations. *International Journal of Climatology*, 29 (8), 1182–1191.p.
- KOLÁŘ T., ČERMÁK P., OULEHLE F., TRNKA M., ŠTĚPÁNEK P., CUDLÍN P., HRUŠKA J., BÜNTGEN U., RYBNÍČEK M. (2015): Pollution control enhanced spruce growth in the “Black Triangle” near the Czech–Polish border. *Sci. Total Environ.*, (538)703-711.p. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.08.105.
- KOMSTA L. (2011): *Outliers: Tests for outliers*. R package version 0.14. <https://CRAN.R-project.org/package=outliers>. Accessed 5 January.

- KOMSTA L., NOVOMESTKY F. (2015): Moments: Moments, cumulants, skewness, kurtosis and related tests. R package version 0.14. <https://CRAN.R-project.org/package=moments>. Accessed 15 May.
- KOVÁCS LÁNG E., KRÖEL DULAY GY., KERTÉSZ M., FEKETE G., MIKA J., DOBI WANTUCH I., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN I., BARTHA S. (2000): Predicting the responses of sand grasslands to climate change. *Phytocoenologia* 30: 385–407.
- KOVATS R.S., VALENTINI R., BOUWER L.M., GEORGOPOULOU E., JACOB D., MARTIN E., ROUNSEVELL M., SOUSSANA J.F. (2014): Impacts, adaptation, and vulnerability. In: Barros V.R., Field C.B., Dokken D.J., Mastrandrea M.D., Mach K.J., Bilir T.E., Chatterjee M., Ebi K.L., Estrada Y.O., Genova R.C. (Eds): *Climate Change: Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK, Europe: Cambridge University Press. 1267–1326.p.
- KÖRNER C. (2012): Alpine treelines: functional ecology of the global high elevation tree limits Springer, Basel, Google Scholar 141-173.p.
- KÖRNER C. (2012): Treelines will be understood once the functional difference between a tree and a shrub is. *Ambio*, (4), 197-206.p. doi:10.1007/s13280-012-0313-2
- KÖRNER C., (2003): *Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems*. Berlin, Germany: Springer. 349.p.
- KÖRNER C., LARCHER W. (1988): Plant life in cold climates. In: Long SF, WoodwardFI, eds. *Plant and temperature. Symp. Soc. Exp. Biol.*, 42. Cambridge, UK: TheCompany of Biologists, 25–57.p.
- KULLMAN L. (2002): Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes. *Journal of Ecology* 90: 68–77.
- KULLMAN L., ÖBERG L. (2009): Post-Little Ice Age tree line rise and climate warming in the Swedish Scandes: a landscape ecological perspective. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01488.x>
- KÜPPER H. (1964) Ausztria földtani kutatásának újabb eredményei és jelentőségük Magyarország földtana szempontjából. *Földtani közlöny* dec.17. 115.p.
- LAMPRECHT A., SEMENCHUK P.R., STEINBAUER K., WINKLER M., PAULI H. (2018): Climate change leads to accelerated transformation of high-elevation vegetation in the central Alps. *New Phytologist*. 25 June . doi:10.1111/nph.15290.
- LANDY-GYEBNÁR M. (2022): Zöldül az Alpok. *National Geographic*.
- LAU M.K. (2013): (DKT) Dunnett-Tukey-Kramer Pairwise Multiple Comparison Test Adjusted for Unequal Variances and Unequal Sample Sizes. R package version 3.5. <http://CRAN.R-project.org/package=DTK>. Accessed 13 July.
- LAVAYSSE C., CAMALLERI C., DOSIO A., VAN DER SCHRIER G., TORETI A., VOGT, J. (2017): Towards a monitoring system of temperature extremes in Europe. *Natural Hazards and Earth System Sciences Discuss*, 1–29.p. doi:10.5194/nhess-2017-181
- LEGATES D. R., WILLMOTT C. J. (1990): Mean seasonal and spatial variability in gauge-corrected, global precipitation. *International Journal of Climatology*, 10 (2), 111–127.p. doi:10.1002/joc.3370100202
- LENDERINK G. (2010): Exploring metrics of extreme daily precipitation in a large ensemble of regional climate model simulations. *Climate Research*, 44 (2-3), 151–166.p. doi:10.3354/cr00946

- LENOIR J., GEGOUT J. C., MARQUET P. A., DE RUFFRAY P., BRISSE H. (2008): A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science* 320: 1768–1771. doi:10.1126/science.1156831
- LIANG E., WANG Y., PIAO S., LU X., CAMARERO J. J., ZHU H., ZHU L., ELLISON A. M., CIAIS P., PEÑUELAS J. (2016): Species interactions slow warming-induced upward shifts of treelines on the Tibetan Plateau. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 113: 4380–4385. doi: 10.1073/pnas.1520582113
- LIEB G. (1991): Eine Gebietsgliederung der Steiermark aufgrund naturräumlicher Gegebenheiten. - *Mitteilungen. Steiermärkisches Landesmuseum Joanneum: Abteilung für Botanik* 20: 1–30.
- LIU X., CHENG Z., YAN L., YIN Z.Y. (2009): Elevation dependency of recent and future minimum surface air temperature trends in the Tibetan Plateau and its surroundings. *Global Planet Change* 68:164–174. doi:10.1016/j.gloplacha.2009.03.017
- LLOYD A.H. (2005): Ecological histories from Alaskan tree lines provide insight into future change. *Ecology*, (86) 1687-1695.p. doi:10.1890/03-0786
- LUKASHEVICH V. (2016): Forest certification in Russia: development, current state and problems. *Lesnícky časopis*, 62(1) 48-55.p.
- MACIAS-FAURIA M., JOHNSON E.A. (2013): Warming-induced upslope advance of subalpine forest is severely limited by geomorphic processes. *PNAS*, 110 (20) 8117-8122.p. doi:10.1073/pnas.1221278110.
- MALANSON G.P., ROSE J.P., SCHROEDER P.J., FAGRE D.B. (2011) Contexts for change in alpine tundra. *Physical Geography* 32: 97–113.
- MÁLIŠ F., KOPECKÝ M., PETŘÍK P., VLADOVIČ J., MERGANIČ J., VIDA T. (2016): Life stage, not climate change, explains observed tree range shifts. *Glob. Change Biol.* 22: 1904–1914. doi:10.1111/gcb.13210
- MARTY C., MEISTER R. (2012): Long-term snow and weather observations at Weissfluhjoch and its relation to other high-altitude observatories in the Alps. *Theoretical and Applied Climatology* 110: 573–583.
- MASSON D., FREI C. (2014): Spatial analysis of precipitation in a high-mountain region: Exploring methods with multi-scale topographic predictors and circulation types. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18 (11), 4543–4563.p. doi:10.5194/hess-18-4543-2014
- MATHENY N.P., CLARK J.R. (1994): *A Photographic Guide to the Evaluation of Risk Trees in Urban Areas*, International Society of Arboriculture, Champaign, IL, U.S.A. 85.p.
- MATTHECK C. (2007): *Updated Field Guide for Visual Tree Assessment*. Karlsruhe, Karlsruhe Research Center, 170.p.
- MATTHECK C., BRELOER H. (1994): Field guide for visual tree assessment (VTA). *Arboricultural Journal* 18:1–23.
- MATTHECK C.G., BETHGE K.A. (1993): Detection of decay in trees with the Metriguard Stresswave timer. *Journal of Arboriculture* 16 (6):374-378.
- MATTHIAS J., BUGMANN H., NÖTZLI M., BIGLER C. (2017): Among-tree variability and feedback effects result in different growth responses to climate change at the upper treeline in the Swiss Alps. *Ecol. Evol.* 7: 7937–7953. doi:10.1002/ece3.3290
- MÁTYÁS CS. (2010): *Forests and Climate Change in Eastern Europe and Central Asia*. Forests and Climate Change. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 8.p.

- MÁTYÁS CS., KRAMER K. (2016): Az erdei génkészletek szerepe a klímaváltozáshoz alkalmazkodó gazdálkodásban. Adaptive management of forests and their genetic resources in the face of climate change. – Erdészettudományi Közlem. 6: 7–16.
- MCLACHLAN J.S., CLARK J.S., MANOS P.S. (2005): Molecular indicators of tree migration capacity under rapid climate change. *Ecology* 86:2088–2098. doi:10.1890/04-1036
- MEA (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington. 155.p.
- MIN E., HAZELEGER W., VAN OLDENBORGH G. J., STERL A. (2013): Evaluation of trends in high temperature extremes in north-western Europe in regional climate models. *Environmental Research Letters*, 8 (1), 14011.p.
- MOUNTAIN RESEARCH INITIATIVE EDW WORKING GROUP (2015): Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Clim Change* 5, 424–430. <https://doi.org/10.1038/nclimate2563>
- MYERS-SMITH I.H., ELMENDORF S.C, BECK P.S., WILMKING M., HALLINGER M., BLOK D., VELLEND M. (2015): Climate sensitivity of shrub growth across the tundra biome. *Nat. Clim. Chang.*, 5, 887-891.p. doi:10.1038/nclimate2697
- NATÉR (Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer) Agrárgazdasági Kutató Intézet a Magyar Bányászati és Földtani Szolgálat (2018) Éghajlatváltozási alkalmazkodáskutatás a hazai mezőgazdaságban.
- NEFF E. L. (1977): How much rain does a rain gage gage? *Journal of Hydrology*, 35 (3-4), 213–220.p. doi:10.1016/0022-1694(77)90001-4.
- NICOLUSSI K., KAUFMANN M., PATZELT G., PLICHT VAN DER J., THURNER A.(2005): Holocene tree-line variability in the Kauner Valley, Central Eastern Alps, indicated by dendrochronological analysis of living trees and subfossil logs. 14, 221–234.p. doi.org/10.1007/s00334-005-0013-y.
- NIKULIN G., KJELLSTROM E., HANSSON U. L. F., STRANDBERG G., ULLERSTIG A. (2011): Evaluation and future projections of temperature, precipitation and wind extremes over Europe in an ensemble of regional climate simulations. *Tellus A*, 63(1), 41–55.p.
- NOGUÉS-BRAVO D., ARAÚJO M. B., ERREA M. P., MARTÍNEZ-RICA J. P. (2007): Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global Environ. Chang.* 17: 420–428. doi:10.1016/j.gloenvcha.2006.11.007
- OcCC (2008): *Le climat change - que faire? – Le nouveau rapport des Nations Unies sur le climat (GIEC 2007) et ses principaux résultats dans l’optique de la Suisse*. Berne: OcCC. <http://www.proclim.ch> 52.p.
- OHMURA A. (2012): Enhanced temperature variability in high-altitude climate change. *Theoretical and Applied Climatology* 110: 499–508.
- OHSAWA T., IDE Y. (2007): Global patterns of genetic variation in plant species along vertical and horizontal gradients on mountains. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00357.x>
- PAHR A. (1982): *Das Semmering- und Wechsellsystem*. - In: Geologische Bundesanstalt (Hsg.). *Der geologische Aufbau Österreichs*: Wien, New York: Springer. 315–320.p.
- PALOMBO C., CHIRICI G., MARCHETTI M., TOGNETTI R. (2013): Is land abandonment affecting forest dynamics at high elevation in Mediterranean mountains more than climate change? *Pl. Biosystems.*, (147) 1-11.p. doi:10.1080/11263504.2013.772081
- PARMESAN C. (2006): Ecological and Evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37: 637-669.

- PARMESAN C., YOHE G. (2003): A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421: 37–42.
- PAULI H., GOTTFRIED M., DULLINGER S., ABDALADZE O., AKHALKATSI M., BENITO ALONSO J.L., COLDEA G., DICK J., ERSCHBAMER B., FERNÁNDEZ CALZADO R. (2012): Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336: 353–355.
- PEKÁR S., BRABEC M. (2016): Modern Analysis of Biological Data. Generalized Linear Models in R. Brno, Czech Republic, 226.p.
- PELLIZZARI E., CAMARERO J.J., GAZOL A., GRANDA E., SHETTI R., WILMKING M., MOISEEV P., PIVIDORI M., CARRER M. (2017): Diverging shrub and tree growth from the Polar to the Mediterranean biomes across the European continent. *Glob. Chang Biol.*, (23) 3169–3180.p. doi:10.1111/gcb.13577
- PEPIN N., BRADLEY R., DIAZ H. (2015): Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Clim. Change*. 5:424–430. doi:10.1038/nclimate2563.
- POLUNYIN O. (1981): Európa fái és bokrai. Gondolat Kiadó, Budapest, pp. 212., ISBN: 963-280-947-5
- PONOCNÁ T., CHUMAN T., RYDVAL M., URBAN G., MIGAŁA K., TREML V. (2018): Deviations of treeline Norway spruce radial growth from summer temperatures in East-Central Europe. *Agric. For. Meteorol.*, (253) 62–70.p. doi:10.1016/j.agrformet.2018.02.001.
- 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.
- R CORE TEAM. (2020): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <http://www.R-project.org/>.
- RICHARDSON A.D. (2004): Foliar chemistry of balsam fir and red spruce in relation to elevation and the canopy light gradient in the mountains of the northeastern United States. *Plant Soil*, 260 (1) 291–299.p. doi:10.1023/b:plso.0000030179.02819.85
- RISSER P.G. (1995): The status of the science examining ecotones. *BioScience* 45: 318–325.
- 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.
- RSTUDIO TEAM. (2015): RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA <http://www.rstudio.com/>. Accessed 28 May 2016.
- SÁENZ-ROMERO C., KREMER A., NAGY L., ÚJVÁRI-JÁRMAY É., DUCOUSSO A., KÓCZÁN-HORVÁTH A., HANSEN J. K., MÁTYÁS, CS. (2019): Common garden comparisons confirm inherited differences in sensitivity to climate change between forest tree species. – *PeerJ* 7: e6213. doi:10.7717/peerj.6213.
- SAVVA Y., OLEKSYN J., REICH P. B., TJOELKER M. G., VAGANOV E. A., MODRZYNSKI J. (2006): Interannual growth response of Norway spruce to climate along an altitudinal gradient in the Tatra Mountains, Poland. – *Trees – Struct. Funct.* 20: 735–746. doi:10.1007/s00468-006-0088-9.
- SCHUSTER K., BERKA R., DRAGANITS E., FRANK W., SCHUSTER R. (2001): Lithologien, Metamorphosegeschichte und Tektonischer Bau der Kristallinen Einheiten am Alpenostrand. In: Geologische Bundesanstalt Arbeitstagung 2001 – Neuberg an der Mürz. Beiträge. S. 29–56.p.

- SCHWARZE F.W.M.R., (2008): Diagnosis and Prognosis of the Development of Wood Decay in Urban Trees. Rowville, Enspect 336.p.
- ŠENFELDR M., TREML V., MADĚRA P., VOLAŘÍK D. (2014): Effects of prostrate dwarf pine on Norway spruce clonal groups in the treeline ecotone of the Hrubý Jeseník Mountains, Czech Republic. *Arct. Antarct. Alp. Res.* (46) 430-440.p. doi:10.1657/1938-4246-46.2.430.
- ŠENFELDR M., URBAN J., MADĚRA P., KUČERA J. (2016): Redistribution of water via layering branches between connected parent and daughter trees in Norway spruce clonal groups. *Trees*, (30) 5-17.p. doi:10.1007/s00468-015-1157-8.
- ŠENFELDR M., KACZKABE R., BURASC A., SAMUSEVICH B. A., HERRMANN C., SPYTE B., MENZELD A., TREML V. (2021): Diverging growth performance of co-occurring trees (*Picea abies*) and shrubs (*Pinus mugo*) at the treeline ecotone of Central European mountain ranges. 308–309.p. doi:10.1016/j.agrformet.2021.108608
- SHIGO A.L. (1991): Modern Arboriculture, Shigo & Trees, New Hampshire. 421.p.
- SMITH S. D., HUXMAN T. E., ZITZER S.F., CHARLET T.N., HOUSMAN D.C., COLEMAN J.S., FENSTERMAKER L.K., SEEMANN J.R., NOWAK R.S. (2000): Elevated CO₂ increases productivity and invasive species success in an arid ecosystem. *Nature* 408 (6808): 79–82.
- STACHOWICZ J. J., TERWIN J.R., WHITLATCH R.B., OSMAN R.W. (2002): Linking climate change and biological invasions: Ocean warming facilitates nonindigenous species invasions. *PNAS* 99: 15497–15500.
- STEGER C, KOTLARSKI S, JONAS T, SCHAR C. (2013): Alpine snow cover in a changing climate: a regional climate model perspective. *Climate Dynamics* 41: 735–754.
- STEINBAUER M.J., GRYTNES J.A., JURASINSKI G., KULONEN A., LENOIR J., PAULI H., RIXEN C., WINKLER M., BARDY-DURCHHALTER M., BARNI E. (2018): Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature* 556: 231–234.
- STÖCKLI V., WIPF S., NILSSON C., RIXEN C. (2011): Using historical plant surveys to track biodiversity on mountain summits. *Plant Ecology & Diversity* 4: 415–425.
- SUTTLE K.B., THOMSEN M.A., POWER M.E. (2007): Species Interactions Reverse Grassland Responses to Changing Climate. *Science* 315: 640–642.
- ŠVAJDA J., SOLÁR J., JANIGA M., BULIAK M. (2011): Dwarf pine (*Pinus mugo*) and selected abiotic habitat conditions in the western Tatra Mountains. *Mt. Res. Dev.*, 31, 220-228.p. doi:10.1659/MRD-JOURNAL-D-09-00032.1
- THEURILLAT J.P., GUISSAN A. (2001): Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps: a review. *Climatic Change* 50: 77–109.
- TREML V., CHUMAN T. (2015): Ecotonal dynamics of the altitudinal forest limit are affected by terrain and vegetation structure variables: an example from the Sudetes Mountains in Central Europe. *Arct. Antarct. Alp. Res.*, (47) 133-146.p. doi:10.1657/AAAR0013-108.
- TREML V., HEJDA T., KAŠPAR J. (2019): Differences in growth between shrubs and trees: how does the stature of woody plants influence their ability to thrive in cold regions? *Agric. For. Meteorol.*, (271) 5463.p. doi:10.1016/j.agrformet.2019.02.036.
- TREML V., ŠENFELDR M., CHUMAN T., PONOCNÁ T., DEMKOVÁ K. (2016) : Twentieth century treeline ecotone advance in the Sudetes Mountains (Central Europe) was induced by agricultural land abandonment rather than climate change. *J. Veg. Sci.*, (27) 1209-1221.p. doi:10.1111/jvs.12448.

- TRENYIK P., FICSOR C., DEMETER A., FALVAI D., CZÓBEL SZ. (2017): Examination the health state with instrumental measurements and the diversity of sessile oak stands in Zemplén mountains. *Columella* (4) 21–30.p.
- 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. doi:10.2478/forj-2019-0001.
- TRENYIK, P., SKUTAI J., SZIRMAI O., CZÓBEL SZ. (2019): Instrumental analysis of health status of *Quercus petraea* stands in the Carpathian Basin. *Central Eur. For. J.* (65) 34–40.p.
- ÚRADNÍČEK L. , MADĚRA P. , TICHÁ S., KOBLÍŽEK J. (2010): *Woody Plants of the Czech Republic. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce* , 368.p.
- VAN DEN BESSELAAR E. J. M., KLEIN TANK A. M. G., VAN DER SCHRIER G., JONES P. D.:(2012): Synoptic messages to extend climate data records. *Journal of Geophysical Research*, 117, D07101. doi:10.1029/2011JD016687.
- VAN DER SCHRIER G., VAN DEN BESSELAAR E. J. M., KLEIN TANK A. M. G.,VERVER, G. (2013): Monitoring European average temperature based on the E-OBS gridded data set. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118, 5120–5135.p. doi:10.1002/jgrd.50444.
- VAN DER SCHRIER, GERARD & NATIONAL CENTER FOR ATMOSPHERIC RESEARCH STAFF (Eds). Last modified 16 Dec 2019. "The Climate Data Guide: E-OBS: High-resolution gridded mean/max/min temperature, precipitation and sea level pressure for Europe & Northern Africa."
- VAN OLDENBORGH G. J., PHILIP S., AALBERS E., VAUTARD R., OTTO F., HAUSTEIN K., (2016): Rapid attribution of the May/June 2016 flood-inducing precipitation in France and Germany to climate change. *Hydrology and Earth System Sciences Discuss*,1–23.p. doi:10.5194/hess-2016-308
- VISSER M.E. (2008): Keeping up with a warming world; assessing the rate of adaptation to climate change. *Proc R Soc Lond Ser B*, 275:649–659. doi:10.1098/rspb.2007.0997
- VITTOZ P., BODIN J., UNGRICH S., BURGA C.A., WALTHER G.R. (2008): One century of vegetation change on Isla Persa, a nunatak in the Bernina massif in the Swiss Alps. *Journal of Vegetation Science* 19: 671–680.
- VITTOZ P., CHERIX D., GONSETH Y., LUBINI V., MAGGINI R., ZBINDEN N., ZUMBACH S. (2013): Climate change impacts on biodiversity in Switzerland: A review. – *J. Nat. Conserv.* 21: 154–162. doi:10.1016/j.jnc.2012.12.002
- 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.
- WEIJERS S., BECKERS N., LÖFFLER J. (2018): Recent spring warming limits near-treeline deciduous and evergreen alpine dwarf shrub growth. *Ecosphere*, 9 e02328, doi:10.1002/ecs2.2328.
- WICKHAM H.(2016): *ggplot2: Elegant graphics for data analysis.* - Springer-Verlag, New York. 182.p.
- WILMKING M., SANDERS T.G.M. , ZHANG Y., KENTER S., HOLZKÄMPER S., CRITTENDEN P.D. (2012): Effects of climate, site conditions, and seed quality on recent treeline dynamics in NW Russia: Permafrost and lack of reproductive success hamper treeline advance? *Ecosystems*, 15 (7) 1053-1064.p. doi:10.1007/s10021-012-9565-8.

- WINTER M.B., BAIER R., AMMER C. (2015): Regeneration dynamics and resilience of unmanaged mountain forests in the Northern Limestone Alps after bark beetle induced lucfen dieback. *Eur J Forest Res* 134, 949–968. <https://doi.org/10.1007/s10342-015-0901-3>
- WIPF S., STÖCKLI V., HERZ K., RIXEN C. (2013): The oldest monitoring site of the Alps revisited: accelerated increase in plant species richness on Piz Linard summit since 1835. – *Plant Ecol. Divers.* 6:447–455. doi:10.1080/17550874.2013.764943
- WITTE L.C., STÖCKLIN J. (2010): Longevity of clonal plants: why it matters and how to measure it. *Annals of Botany* 106: 859–870.
- WOOD S. N. (2003): Thin plate regression splines. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)*, 65(1), 95–114. doi.org/10.1111/1467-9868.00374
- WOOD S. N. (2006): *Generalized additive models: An introduction with R*. Boca Raton, London, New York: Chapman and Hall/CRC. 2.p. ISBN 1-58488-474-6.
- YANG D., ELOMAA E., TUOMINEN A., AALTONEN A., GOODISON B., GUNTHER T. (1999a): Wind-induced precipitation undercatch of the Hellmann gauges. *Hydrology Research*, 30(1), 57–80.p. doi:10.2166/nh.1999.0004
- YU D., WANG Q., WANG X., DAI L., LI M. (2019): Microsite effects on physiological performance of *Betula ermanii* at and beyond an alpine treeline site on Changbai Mountain in northeast China *Forests*, 10 (5) 400.p. doi:10.3390/f10050400.
- ZAR J.H. (1984): *Biostatistical Analysis*, 2nd edn. - Prentice-Hall, London. 718.p.
- ZEILEIS A., HOTHORN T. (2002): Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2:7–10.

Elektronikus hivatkozások:

http1:<https://g7.hu/elet/20200907/eloszor-a-fenyo-utana-a-bukk-is-eltunik-magyarorszagrol-egyre-nagyobb-lesz-a-sztyepp/> Letöltés időpontja: 2022. február.

http2:<https://magyarmezogazdasag.hu/2020/08/14/klimavaltozas-mar-spajzban-van>. Letöltés időpontja: 2022. február.

http3:<https://g7.hu/elet/20200907/eloszor-a-fenyo-utana-a-bukk-is-eltunik-magyarorszagrol-egyre-nagyobb-lesz-a-sztyepp/> Letöltés időpontja: 2022. február.

http4:<https://magyarmezogazdasag.hu/2020/08/14/klimavaltozas-mar-spajzban-van> Letöltés időpontja: 2022. február.

http5:<https://g7.hu/elet/20200907/eloszor-a-fenyo-utana-a-bukk-is-eltunik-magyarorszagrol-egyre-nagyobb-lesz-a-sztyepp/> Letöltés időpontja: 2022. február.

http6:<https://erdo-mezo.hu/2020/02/27/ket-evtized-alatt-otodere-csokkent-a-fenyvesek-terulete-magyarorszagon/> Letöltés időpontja: 2022. február.

http7:<https://tudasbazis.sulinet.hu/hu/termesztudomanyok/foldrajz/regionalis-foldrajz/ausztria-foldrajza/ausztria-termesztfoldrajzi-kepe> Letöltés időpontja: 2022. február.

http8:<https://tudasbazis.sulinet.hu/hu/termesztudomanyok/foldrajz/regionalis-foldrajz/ausztria-foldrajza/ausztria-termesztfoldrajzi-kepe> Letöltés időpontja: 2022. február.

http9: <https://pdf.agriexpo.online/pdf/fakopp-bt/arbersonic-3d/182571-13821.html> Letöltés időpontja: 2022. április.

http10: https://fakopp.com/docs/products/arborelectro/ArborElectroManual_ver1.0.6.pdf Letöltés időpontja: 2022. április.

http11:<https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/insitu-gridded-observations-europe?tab=overview> Letöltés időpontja: 2022. február.

http12:<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2017JD028200> Letöltés időpontja: 2022. február.