

Az erdei mikroklíma vizsgálata gazdasági erdőkben

KOVÁCS BENCE
DOKTORI ÉRTEKEZÉS

Témavezető: DR. ÓDOR PÉTER
tudományos tanácsadó

Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar
Biológia Doktori Iskola

Iskolavezető: DR. ERDEI ANNA

Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Doktori Program

Programvezető: DR. PODANI JÁNOS



MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet
Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar,
Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

Vácrátót, Budapest, 2018

TARTALOM

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	4
1. BEVEZETÉS.....	5
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	10
2.1. A mikroklíma szerepe az ökológiában	10
2.2. A mikroklíma fogalma	13
2.3. Az erdei mikroklíma jellemzői	16
2.4. Az erdei mikroklímát befolyásoló változók	19
2.5. Az erdei mikroklíma hatása a biológiai sokféleségre.....	27
3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK	31
3.1. Az őrségi erdők mikroklímáját meghatározó tényezők.....	31
3.1.1. A mintavételi terület bemutatása.....	31
3.1.2. A mintavételi elrendezés	33
3.1.3. Adatgyűjtés	34
3.1.4. Adatfeldolgozás	38
3.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára	40
3.2.1. A Pilis Kísérlet bemutatása	40
3.2.2. A kísérlet helyszínének bemutatása.....	41
3.2.3. A kísérleti elrendezés bemutatása	43
3.2.4. Adatgyűjtés	45
3.2.5. Adatfeldolgozás	47
4. EREDMÉNYEK	51
4.1. Az őrségi zárt, idős erdők mikroklímáját meghatározó tényezők.....	51
4.1.1. A mikroklíma időbeli varianciája.....	51
4.1.2. A mikroklímaváltozók közötti kapcsolat feltárása.....	52
4.1.3. A táji és faállomány-szerkezeti változók hatása az állományklímára.....	54
4.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára a Pilis Kísérlet keretében	56
4.2.1. A kezelések hatása a mikroklíma-változókra az első vegetációs időszakban.....	57
4.2.2. A kezelések közti szezonális különbségek az első vegetációs időszak során	60
4.2.3. A kezelések hatása a mikroklíma-változók napi menetére az első vegetációs időszakban.....	63
4.2.4. A mikroklíma változása a kezeléseket követő három évben	65
4.2.5. A kezelések mikroklímájának többváltozós feltárása a kezelést követő három évben.....	68
5. DISZKUSSZIÓ.....	70
5.1. Az őrségi zárt, idős erdők mikroklímáját meghatározó tényezők.....	70
5.1.1. A mikroklíma időbeli varianciája.....	70
5.1.2. A mikroklímaváltozók közötti kapcsolat feltárása.....	71
5.1.3. A táji és faállomány-szerkezeti változók hatása az állományklímára.....	72
5.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára a Pilis Kísérlet keretében	78
5.2.1. A kezelések hatása a mikroklíma-változók napi menetére az első vegetációs időszakban.....	78

5.2.2. A kezelések közti szezonális különbségek az első vegetációs időszak során	82
5.2.3. A kezelések hatása a mikroklíma-változók napi menetére az első vegetációs időszakban.....	83
5.2.4. A mikroklíma változása a kezeléseket követő három évben	84
5.2.5. A kezelések mikroklímájának többváltozós feltárása a kezelést követő három évben.....	86
6. KONKLÚZIÓK ÉS ERDŐGAZDÁLKODÁSI VONATKOZÁSOK	89
7. ÖSSZEFOGLALÁS.....	94
8. SUMMARY	95
SZERZŐI HOZZÁJÁRULÁSOK	96
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	97
SAJÁT PUBLIKÁCIÓK.....	98
FELHASZNÁLT IRODALOM	103
MELLÉKLETEK	123
1. számú melléklet	123
2. számú melléklet	124
3. számú melléklet	125
4. számú melléklet	126
5. számú melléklet	127

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

Az alkalmazott kezelések rövidítései

B	bontóvágás (egyenletes bontás)
H	hagyásfacsóport
K	kontroll (zárt) állomány
L	lékvágás
T	tarvágás

A mikroklíma-változókhoz kapcsolódó rövidítések

DIFN	relatív diffúz fény („diffuse non-interceptance”; %)
PAR	fotoszintetikusán aktív radiáció („photosynthetically active radiation”; $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
RH	relatív páratartalom (%)
SWC	talajnedvesség-tartalom („soil water content”; m^3/m^3)
$T_{\text{lég}}$	léghőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)
T_{talaj}	talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$)
VPD	a levegő vízgőztelítési hiánya („vapor pressure deficit”; kPa)
$\text{DIFN}_{\text{átl}}$	a relatív diffúz fény átlaga (%)
DIFN_{cv}	a relatív diffúz fény variációs koefficiense (%)
$d\text{RH}_{\text{átl}}$	a léghőmérséklet napi átlagának kontrolltól vett eltérése (%)
$d\text{RH}_{\text{tart}}$	a relatív páratartalom kontrolltól vett eltérésének napi mintaterjedelme (%)
$dT_{\text{átl}}$	a léghőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi átlaga ($^{\circ}\text{C}$)
dT_{tart}	a léghőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi mintaterjedelme ($^{\circ}\text{C}$)
$d\text{DIFN}$	a relatív diffúz fény kontrolltól vett eltérése (%)
$d\text{PAR}$ átlag	a teljes fény kontrolltól vett eltérésének napi átlaga ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
$d\text{PAR}$ IQR	a teljes fény kontrolltól vett eltérésének napi interkvartilis terjedelme ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$)
$d\text{RH}$ átlag	a relatív páratartalom kontrolltól vett eltérésének napi átlaga (%)
$d\text{RH}$ IQR	a relatív páratartalom kontrolltól vett eltérésének napi interkvartilis terjedelme (%)
$d\text{SWC}$ átlag	a talajnedvesség-tartalom kontrolltól vett eltérésének napi átlaga (m^3/m^3)
$dT_{\text{lég}}$ átlag	a léghőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi átlaga ($^{\circ}\text{C}$)
$dT_{\text{lég}}$ IQR	a léghőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi interkvartilis terjedelme ($^{\circ}\text{C}$)
dT_{talaj} átlag	a talajhőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi átlaga ($^{\circ}\text{C}$)
dT_{talaj} IQR	a talajhőmérséklet kontrolltól vett eltérésének napi interkvartilis terjedelme ($^{\circ}\text{C}$)
$d\text{VPD}$ átlag	a vízgőztelítési hiány kontrolltól vett eltérésének napi átlaga (kPa)
$d\text{VPD}$ IQR	a vízgőztelítési hiány kontrolltól vett eltérésének napi interkvartilis terjedelme (kPa)

Egyéb rövidítések

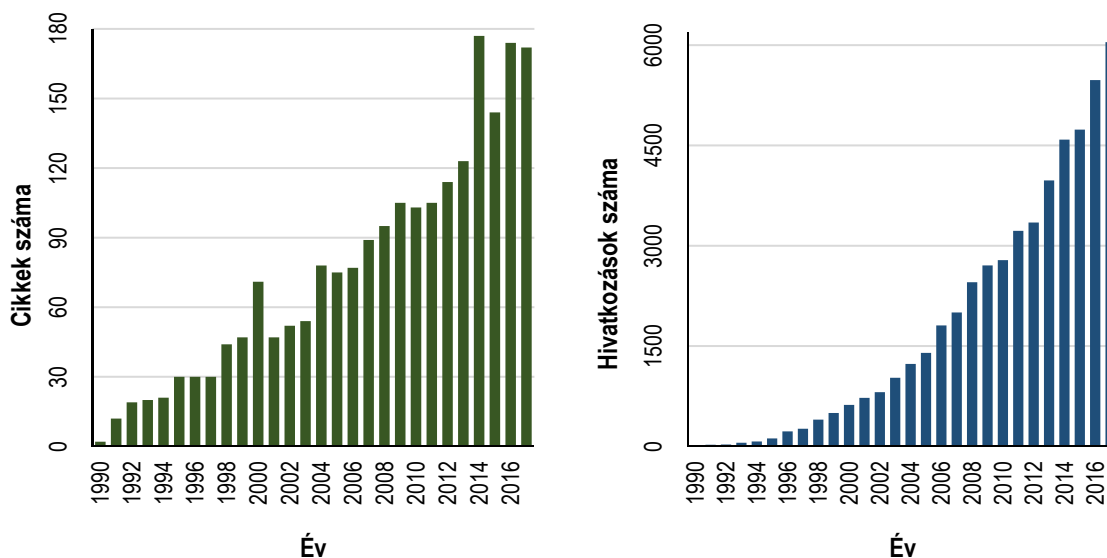
d	különbség, eltérés
DBH	mellmagassági átmérő (cm)
G	körlapösszeg, egységnyi területre jutó mellmagassági körapterületek összege (m^2/ha)
IQR	interkvartilis terjedelem
LAI	levélfelület index
LDA	lineáris diszkriminancia elemzés
LOWESS	lokális regresszió alapuló simítás („locally weighted scatterplot smoothing”)
MANOVA	többszemponútú varianciaelemzés
max	a minta maximuma
min	a minta minimuma
PCA	főkomponens elemzés
PERMANOVA	permutációs többváltozós varianciaelemzés
VIF	varianciainflációs tényező („variance inflation factor”)
λ	hullámhossz (nm)

1. BEVEZETÉS

Az erdők a Föld területének kevesebb mint 10, a szárazföldek kb. 31%-át borítják, számos ökoszisztéma-szolgáltatás köthető hozzájuk (FAO 2016; The World Bank 2015). A globális GDP 2%-át a mintegy 3,5 milliárd m³ faanyag és egyéb erdei termékek adják. Legalább 300 millió ember megélhetése, túlélése az erdők által nyújtott javaktól függ (Hassan *et al.* 2005). Az elérhető ivóvíz háromnegyede erdősült vízgyűjtőről érkezik és a vízminőség szorosan összefügg az állományok állapotával. Az egyéb szabályozó szolgáltatások – pl. talaj- és szélrózsió elleni védelem, levegőtisztítás, pollináció – közül leggyakrabban az éghajlatváltozásban betöltött szerepet emelik ki (Bonan 2008; Cubasch *et al.* 2013). Az erdők a legfontosabb szárazföldi szénraktárak – a szárazföldi szén ~45%-át tárolják –, a teljes primer produkció 50%-át biztosítják, ugyanakkor az erdőirtások egyes becslések szerint 18-20%-kal járulnak hozzá az üvegházhatású gázok emissziójához. Szerepük nemcsak a lokális, hanem a globális klíma alakításában, szabályozásában is kiemelkedő. Továbbá az erdők a teljes szárazföldi biodiverzitás 65-75%-ának biztosítanak élőhelyet, a hozzájuk köthető gerinces és gerinctelen taxonok, mikrobák diverzitása egyaránt kiemelkedő (Hassan *et al.* 2005; Lindenmayer & Franklin 2002). A trópusi területek rendkívüli biológiai sokfélesége napjainkra már széles körben ismert tény, de a boreális és mérsékelt övi erdők esetében is kiemelkedő. A vizsgálatok leggyakrabban az állományok fafajösszetételével, bizonyos szerkezeti elemeivel (például a holtfa), egyes speciális mikrohabitatok (mint a gyökértányérok vagy az odúk) és az erdészeti beavatkozások biológiai sokféleségre gyakorolt hatásaival foglalkoznak. Azonban napjainkra a termőhelyi változók, mint például a mikroklíma biodiverzitást, illetve ökoszisztéma-működést meghatározó szerepe is előtérbe került (Angelstam 1998; De Frenne *et al.* 2013).

A természetes vagy természetyszerű erdők egyik jellemző sajátossága a stabil, szélsőségektől mentes mikroklíma, amely rendszerint alacsonyabb nappali léghőmérséklettel, magasabb páratartalommal, kisebb fényintenzitással, éjszakai lehűléssel és szélesebbességgel jellemezhető, mint egy fátlan terület (Geiger *et al.* 1995). Az állandó környezeti viszonyokhoz sok zárterdei élőlénycsoport adaptálódott, hosszú távú túlélésük, diverzitásuk ezen feltételektől is nagymértékben függ (Moning & Müller 2009). Az erdei mikroklíma kutatása az ökológiában elsősorban a klímaváltozással összefüggésben került előtérbe, és a fajelterjedési modellek, valamint a klímaprognózisok finomítása miatti igény következtében jelenleg is felfutóban lévő tudományterület (*I.*

ábra). Ugyanakkor az állományklímát befolyásoló háttérváltozók feltárása önmagában is fontos ismereteket szolgáltathat a természetvédelmi gyakorlat számára, hiszen a zárt erdőkhez kötődő fajok diverzitásának fenntartására irányuló programok csak ezen ismeretek birtokában tervezhetők hatékonyan.



1. ábra. A „forest” AND „microclimate” keresőkifejezésre adott találatok alapján A) a cikkek és B) az idézettség változása 1990 és 2017 között (Web of Science 2018).

Azonban, mint ahogyan azt von Arx és munkatársai (2012) megállapították, eddig kevés olyan kutatást folytattak, amely folyamatosan zárt lombzat mellett, a törzstér mikroklímájára ható változók feltárását célozza. Emiatt megfigyeléses vizsgálatunkban („ÖRS-ERDŐ Projekt”) legfőbb célunk annak feltárása volt, hogy változatos fafajösszetételű, idős, zárt gazdasági erdőkben elsősorban mely felmért faállomány-szerkezeti, termőhelyi és táji változók határozzák meg a mikroklímát, valamint, hogy milyen az egyes mikroklíma-változók varianciája a különböző mintavételi időpontokban. Ehhez a vizsgálathoz olyan tájat kerestünk, amely jelentős erdősültségű, de mozaikos szerkezetű, adott lokalitásban különböző fafajok és fajkombinációk fordulnak elő, ezáltal a faállomány-szerkezeti változatosságnak is széles spektruma lefedhető. Így esett a választás az Örségre, mely tájegységben hazai viszonylatban kifejezetten változatos erdőket találunk (Ódor *et al.* 2011). Specifikus kérdéseink között szerepeltek a kutatás során az alábbiak:

- 1) Milyen a mikroklíma varianciája az egyes mintavételi időpontokban?

- 2) A hőmérséklet, a relatív páratartalom és a fénymennyiség mennyire korreláló mikroklíma-változók?
- 3) Kezelhetjük-e egyetlen változóként a mikroklímát? Használhatunk-e egyetlen (vagy kevesebb) származtatott változót a nagyszámú mért változó helyett a modellépítés során?
- 4) Mely faállomány-szerkezeti, termőhelyi és táji változók határozzák meg elsődlegesen a mikroklímát?

A zárt erdők mellett fontos megismerni, hogy milyen ökológiai változásokat okoznak az egyes erdészeti beavatkozások. Az európai erdők döntő hányada ugyanis emberi behatás alatt áll, a jelenlegi vagy múltbéli gazdálkodás révén jelentősen különbözhet a természetes állapottól, amely nemcsak a szerkezeti elemek, a mikroélőhelyek diverzitásában vagy a fajgazdagságban mutatkozik meg (Paillet *et al.* 2010; Standovár 2006), hanem többek között a mikroklimatikus viszonyokban is (Chen *et al.* 1999; Norris *et al.* 2012). Az erdészeti beavatkozások nagymértékben megváltoztathatják egy-egy erdőállomány mikroklímáját – és ezáltal közvetetten hatnak az erdei életközösségek fajkompozíciójára és tömegességi viszonyaira, valamint a biogeokémiai folyamatokra. Az előidézett változások drasztikus beavatkozások – mint amilyen a tarvágás – és lékek esetében jobban feltártak, azonban kevesebb ismerettel rendelkezünk az eredetileg zárt állományok lombkoronaszintjének részleges megbontásával járó, térben heterogén fahasználatok hatásairól.

Az 1990-es évektől előtérbe kerültek az olyan természetközeli erőgazdálkodási módok, amelyek, a folyamatos erdőborítás biztosítása mellett, egyszerre hivatottak kiszolgálni az ökonómiai, ökológiai és társadalmi igényeket (Pommerening & Murphy 2004). Az ezredforduló óta hazánkban is megkezdődött az ezt célzó üzemmódok üzemi léptékű alkalmazása (Lett & Schiberna 2012; Standovár 2006). A megjelenő új üzemmódok (kezdetben átalakító és szálaló, jelenleg örökerdő üzemmód) szükségszerűen meghaladják a tradicionális erdőgazdálkodás gyakorlati kereteit. Ennek hatására a vágásos üzemmód általános fahasználatai (pl. tarvágás, fokozatos felújító vágás, törzskiválasztó, illetve növedékfokozó gyérítés) mellett megjelent többek között a lékes felújítás, a csoportos bontás, a szálaló-vágás és a szálalás (Lett & Schiberna 2012). Azonban az erdőgazdálkodási gyakorlat számos területen megelőzte elméleti ismereteinket. Kevés olyan információ áll rendelkezésre többek között az egyes fahasználatok termőhelyre, regenerációra, erdei biodiverzitásra gyakorolt hatásairól,

amely ilyen témájú célzott kutatásokból származik – e változásokról főként tapasztalati ismereteink vannak (Bartha & Puskás 2012).

Logikailag tehát az őrési vizsgálat folytatásának vagy kiterjesztésének tekinthető annak kutatása, hogy miként hat az erdőgazdálkodás az egyes mikroklíma-változókra. Ehhez kísérletes körülmények között, egymástól jelentősen eltérő fahasználati módokat (kezelési állapotokat) hoztunk létre, amelyeket a zárt állományok sajátosságaival tudtunk összehasonlítani. Bernes és munkatársai (2015) rávilágítottak, hogy a közép-európai régió lombhullató erdeinek többcélú erdészeti hasznosításáról, a lehetséges gazdálkodási módokról és ezen alternatív fahasználatok ökológiai-ökonómiai hatásairól viszonylag kevés ismerettel rendelkezünk. Részben ezt az űrt is hivatott betölteni a 2013/2014-ben elindított terepi kísérletünk („Pilis Kísérlet”), amely sok élőlénycsoport vizsgálata mellett, valamennyi Európában választható üzemmód – tarvágás, fokozatos felújítógátás és örökerdő – együttes vizsgálatával jött létre. A kutatásban fontos aspektus a mikroklíma – és egyéb termőhelyi változók – folyamatos és szisztematikus nyomon követése annak feltárása érdekében, hogy az erdészeti beavatkozások a termőhelyi viszonyok megváltoztatásán keresztül miként hatnak az erdei életközösségekre. A disszertációban annak vizsgálatával foglalkozunk, hogy a különböző üzemmódokhoz köthető fahasználatok hatására a mikroklíma-változók milyen mértékben térnek el a zárterdei viszonyoktól és az egyes fahasználatok egymástól. Társulástípusnak a gyertyános–kocsánytalan tölgyest választottuk. Ennek oka egyrészt, hogy nemcsak a Pannon ökorégióban (Bölöni *et al.* 2008), hanem egész Közép-Európában széles elterjedésű erdőtársulás (Brus *et al.* 2012), másrészt a kocsánytalan tölgy gazdasági szempontból kiemelten fontos őshonos fafaj (Annighöfer *et al.* 2015) és harmadrészt (mindezek ellenére) – például a bükkösökhöz képest –, kevésbé kutatott társulás. A dolgozatban a következőkre kerestük a választ:

- 1) Hogyan alakul a beavatkozásokat követő első vegetációs időszakban a mikroklíma az egyes kezelésekben és milyen mértékű az eltérés a zárt (kontroll) állományokhoz viszonyítva?
- 2) Hogyan különülnek el az egyes mintavételi időpontokban – szintén az első év során – a mikroklíma-változók napi átlagai és ingadozásai a különböző kezelésekben, milyen a mért változók szezonálisitása?
- 3) Az első vegetációs időszakban milyen az egyes kezeléstípusokban a változók napi járása teljesen zárt lomboszat esetén (nyár) és az átmeneti időszakokban (tavasz, ősz)?

- 4) Milyen a kezeléshatás az első három év során, vannak-e különbségek az egyes mintavételi időszakok vegetációs időszakában a mért adatok alapján?
- 5) A vizsgált években (2014-2017) mennyire különültek el az egyes kezelések a mikroklíma-változók alapján? Az elkülönülés – évente – mely változók mentén történt elsősorban?

A doktori értekezés tehát két merőben eltérő erdős tájban – Órség és Pilis – és vizsgálati stratégiával – megfigyeléses és kísérletes vizsgálat – folytatott kutatás eredményeit összegzi. Ennek megfelelően egy közös irodalmi bevezetés után, a mintavételi helyszínek, az alkalmazott módszerek, a kapott eredmények és megvitatásuk a két vizsgálatra vonatkozóan külön-külön kerülnek bemutatásra. A két munkát egy közös következtetés és az erdőgazdálkodási gyakorlatra vonatkozó fejezet fűzi ismét össze.

Az irodalmi bevezetőben, mivel a dolgozatban az általános ökológiai gyakorlattal szemben a mikroklíma nem egy háttérváltozó lesz, hanem ez áll a munka középpontjában, egy-egy alfejezetet szentelek a mikroklíma-kutatás ökológiai fontosságának, illetve az egyes éghajlati léptékek bemutatásának és a mikroklíma fogalmi tisztázásának. Ezt (főként) a mérséklet övi zárt erdőkben kialakuló mikroklimatikus viszonyok bemutatása, az azt meghatározó legfontosabb tényezők, valamint az erdei mikroklíma és erdei biodiverzitás összefüggéseinek tárgyalása követi.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

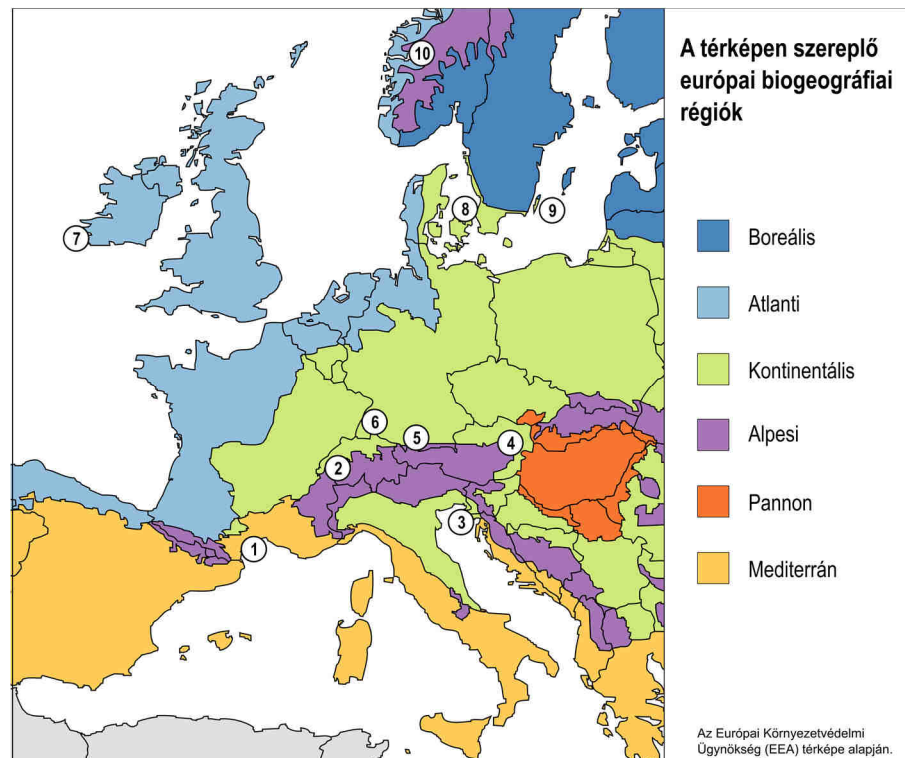
2.1. A mikroklíma szerepe az ökológiában

Az éghajlat – és az időjárás – kulcsfontosságú az élőlények élettani folyamatai és egyedfejlődése szempontjából, számos ökológiai interakciót befolyásol, alapvetően meghatározza a fajok földrajzi elterjedését, térbeli mintázatát, valamint a populációk és közösségek működését (Barry & Blanken 2016; Bramer *et al.* 2018; Stoutjesdijk & Barkman 1992). Az éghajlat egy adott lokalitásban a légkör fizikai tulajdonságainak és folyamatainak, hosszabb időszak során, a környezettel és egymással is kölcsönhatásban álló rendszere, azaz hosszú távon jellemző időjárási viszonyainak összessége (Péczy 2009). Ez az „átlagos időjárás” az időjárási paraméterek, leggyakrabban a földfelszínen mérhető változók (pl. hőmérséklet, csapadék és szél) várható értékeinek, varianciájának és azok kombinációinak, meghatározott időszakra vonatkoztatott statisztikai leírását jelenti (Cubasch *et al.* 2013). Ez az időlépték a hónapoktól több ezer évig is terjedhet – a Meteorológiai Világszövetség (WMO) klasszikusan 30 évet ad meg definícióként. A klíma egyes változóit standard körülmények között, a lokális domborzati-, talaj- és növényzeti hatásoktól minél inkább függetlenül vizsgálják. A hőmérséklet és páratartalom mérése például 1,2–2 m-re a talajszint felett, Stevenson-típusú árnyékolóban történik világszerte, míg a szélsőségeket leggyakrabban 10 m-es magasságban detektálják (Barry & Blanken 2016; World Meteorological Organization 2012).

Az éghajlat vizsgálata a modern kori ökológiai kutatásokban leginkább a globális éghajlatváltozás következtében került előtérbe (Bramer *et al.* 2018), amelynek hatásai egyre egyértelműbbekké váltak. Walther és munkatársai (2002) összefoglaló munkájukban számos példát hoznak az antropogén klímaváltozás következtében, az 20. század utolsó 30 évében tapasztalt fenológiai és fiziológiai változásokra, az egyes fajok elterjedésének módosulásaira, esetleges átrendeződésére, a közösség szerkezetben és azok összetételében, a fajok közötti kölcsönhatásokban és az ökoszisztémák dinamikai folyamataiban bekövetkező átalakulásokra. Parmesan és Yohe (2003) meta-analízisükben a lokális változásokat elemezve kimutatták, hogy kb. 670 faj fenológiai adatai alapján, évtizedenként 2,3 nappal tolódnak előbbre tavaszi időszakokra jellemző fenofázisok, több mint 1000 taxont vizsgálva pedig megállapították, hogy az elterjedési határok 6,1 km-rel a sarkok felé és/vagy 6 m-rel a magasabb régiókba tolódnak egy évtized alatt. Csak Nagy-Britannia területén 812 taxon több mint 10000 fenológiai adatsorát elemezve az

előrejelzések szerint például jelentős aszinkronitás várható a trofikus szintek esetében. Az elsődleges fogyasztók esetében az eltolódás mértéke nagyobb (~6,2 nappal korábban van a bázisidőszakhoz képest), mint a primer producensek vagy a szekunder konzumensek esetében (<3 nap), ami a közösségek sérüléséhez és a fajok közötti kölcsönhatások módosulásához vezethet (Thackeray *et al.* 2016).

Már régen felismerték, hogy pusztán éghajlati háttérváltozókkal sokszor nem magyarázható, azokból nem vezethető le egy-egy terület szűkebb környezetének klímája (2. ábra), illetve azt is, hogy az élővilágra közvetlenül ható folyamatok a meteorológiai mérések során, a 19. század óta alkalmazott magasságok alatti légtérben, a légköri határrétegben zajlanak (Geiger *et al.* 1995; Stoutjesdijk & Barkman 1992).



2. ábra. Stoutjesdijk és Barkman (1992) példái a leghíresebb, az európai biogeográfiai régióktól jelentősen eltérő mezo- és mikroklímával rendelkező területekről. 1. bazaltsziclák Adge közelében – észak-afrikai vegetációval; 2. a szélsőségesen alacsony hőmérsékletű Creux du Van dolina; 3. dolinák Trieszt közelében; 4. Grünloch (Gstettneralm) dolina – Közép-Európa leghidegebb pontja; 5. Allgäu – számos termofil növényfaj; 6. Kaiserstuhl – termofil flóra- és faunaelemek nagy száma jellemzi; 7. „esőerdő” Délnyugat-Írországból – a rendkívül humid és fagymentes klíma miatt különlegesen gazdag epifiton vegetációval; 8. Kullaberg-félsziget – magasabb éves középhőmérséklet, különleges ízeltlábú-közösséggel, számos melegkori reliktummal; 9. Øland – a száraz és napos klíma, valamint a mészkő alapkőzet sztyeppékre jellemző körülményeket teremt, emiatt számos dél- és kelet-európai faj előfordul; 10. Vågåmo völgye rendkívül alacsony éves csapadékmennyiséggel – szárazságtűrő flórával. (A térkép forrása: European Environmental Agency 2016)

A légköri állapotjellemzők a talajfelszínhez közelebb rendkívül gyorsan és dinamikusán változnak, ráadásul a változások mértéke lényegesen nagyobb és a változók aktuális értékei is szélsőséesebbek lehetnek (Bramer *et al.* 2018; Stoutjesdijk & Barkman 1992). Ez utóbbira szemléletes példa az ohioi Neotoma Valley (0,6 km²) kísérleti terület 109 db mikroklímaállomásának és az ohioi meteorológiai mérőállomáshálózat (113000 km²) adatsorainak összevetése. Itt a legmagasabb éves hőmérséklet az egész államra vonatkoztatva 33-39 °C, a kísérleti terület egyes mérőpontjain 24-45 °C között alakult, a maximumok előfordulása előbbinél július 17. és 19. között következett be, míg utóbbinál április végétől szeptember közepéig mérhetők voltak kiugró hőmérsékletek (Geiger *et al.* 1995).

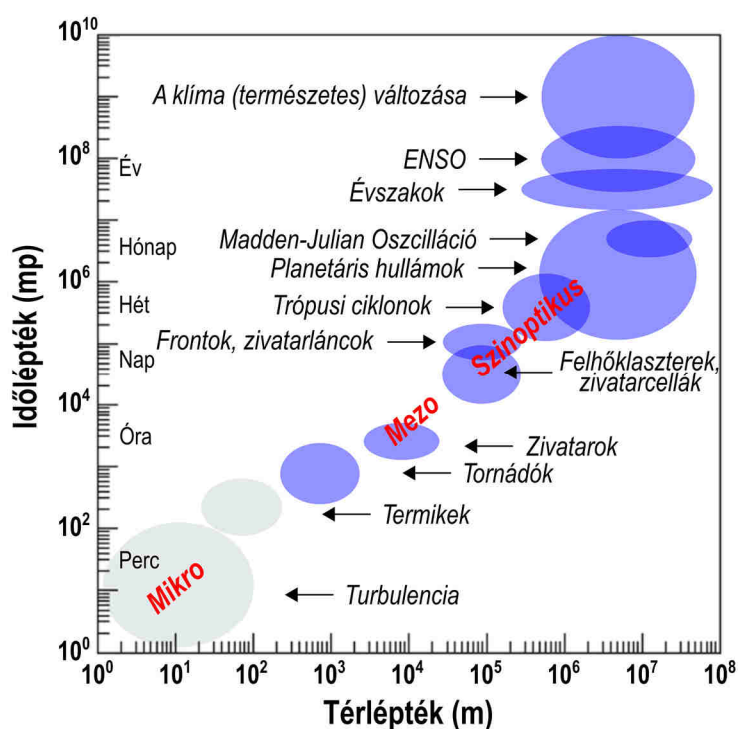
A klímaváltozás hatásainak vizsgálatakor is felvetődik a probléma, hogy jelentős az aszinkronitás a rendelkezésre álló mért adatok térbeli és időbeli felbontása és a vizsgált élőlények valós mérete között: a legtöbb klímaváltozót standard meteorológiai mérések alapján származtatják, holott a vizsgált egyedek, populációk, közösségek ennél lényegesen kisebb térléptékben érzékelik a környezeti kényszereket (Bramer *et al.* 2018; Geiger *et al.* 1995; Potter *et al.* 2013). Potter és munkatársai (2013) meta-analízisükben kimutatták, hogy a publikált fajelterjedési modellek grid mérete és a vizsgált élőlények testmérete közötti eltérés zoológiai vizsgálatokban kb. 10000-szeres, növényzeti kutatásoknál kb. 1000-szeres, azaz messze rosszabb a térbeli felbontásuk, mint az a célfajok szempontjából ideális lenne. Ráadásul ezek a finomabb léptékben érvényesülő folyamatok gyakran a (makro)klímától számottevően eltérő állapotokat eredményeznek. Az egyes fajok által érzékelt hőmérséklet tartománya (a szélsőértékek különbsége) léghőmérséklet esetén például a vegetációtípustól és a mérés magasságától függően akár 5 °C-kal is eltérhet a makroklímától (Suggitt *et al.* 2011), sőt ez a különbség akár 10-15 °C is lehet, amennyiben a felszínközeli mérések térbeli felbontását finomítjuk (Scherrer *et al.* 2011; Scherrer & Körner 2010).

Ez több dolog miatt is előnytelen. Egyrészt nem feltétlenül tudnak kimutatni olyan mértékű extrémumokat, amelyeket az élő szervezetek ténylegesen érzékelnek, holott az időjárási szélsőségek az egyes fajokra erős limitáló tényezőt jelentenek (Ashcroft & Gollan 2013; Scheffers *et al.* 2014). Másrészt leszűkítik az egyes modellezett változók várható értékének tartományát, ezáltal a ténylegesen jelen lévő mikrohabitatok jelentős részéről nem lesz információnk (Scherrer *et al.* 2011), számottevő torzítást eredményezve, amely csökkenti a faji válaszokra tett helyes predikciókat, és végső soron hátráltatja a biodiverzitás megőrzésének sikerességét (Slavich *et al.* 2014; Suggitt *et al.* 2011).

Mindezek miatt fontos, hogy minél jobban feltárjuk az egyes élőhelytípusok mikroklímáját, megismerjük a konzisztens jelenségeket, feltárjuk a mikroklíma és bizonyos élőlénycsoportok vagy közösségek közötti kapcsolatokat. Az így megszerzett ismeretek alapján többek között pontosabb elterjedési térképek, finomabb felbontású modellek, jobban tervezhető természetvédelmi beavatkozások készíthetők, de az eredmények a közvetlen mezőgazdasági, erdészeti, természetvédelmi, várostervezési stb. gyakorlatban, már rövid távon is alkalmazhatók.

2.2. A mikroklíma fogalma

Az egyes éghajlati jelenségeket többféleképpen definiálják, felosztásuk leggyakrabban a végbemenő légköri folyamatok jellemző vertikális és horizontális kiterjedése, valamint időbelisége alapján történik (3. ábra, 1. táblázat) – bár az értelmezés sokszor az adott tudományterülettől és a vizsgált jelenségtől is függ.



3. ábra. A meteorológiai jelenségek egy lehetséges konszenzusos felosztása az eltérő tér- és időlépték alapján mikro-, mezo- és szinoptikus (makro) folyamatokra. Barry és Blanken (2016) alapján.

A makroklímát tehát elsődlegesen kontinentális léptékben ható, a nettó besugárzás földrajzi eltéréseiből eredő energia-különbség, a közölt hőmennyiség alacsonyabb és a magasabb szélességek közötti szállítása (a légköri és óceáni cirkuláció révén), valamint a

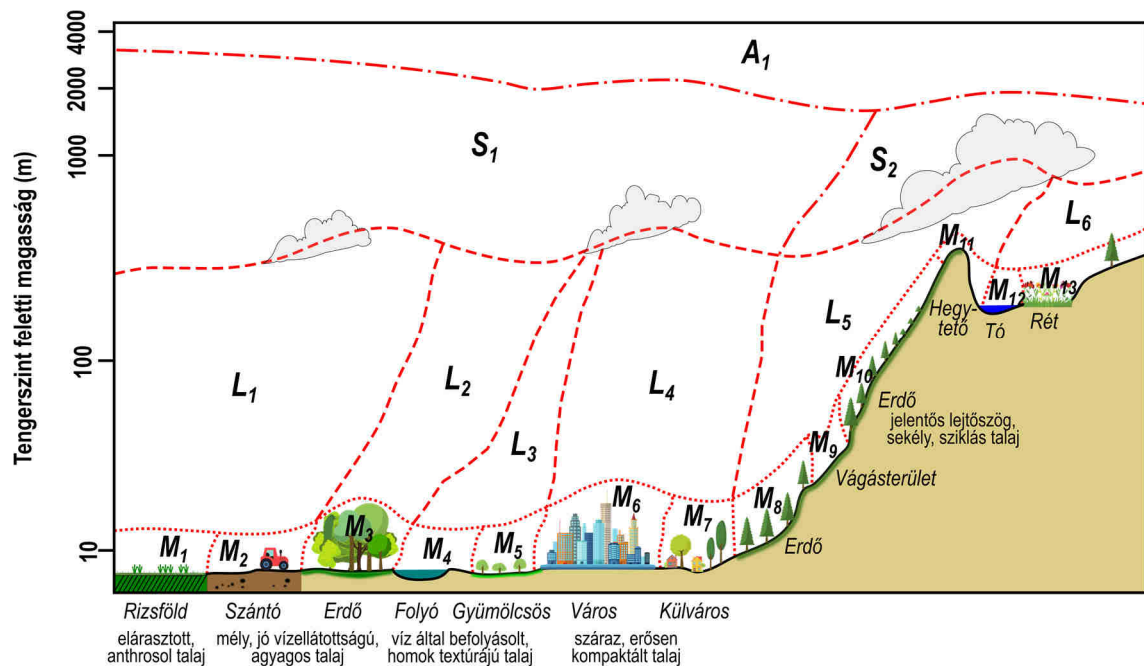
jellegzetes nyomásviszonyú övek határozzák meg (Bonan 2016; Geiger *et al.* 1995). Egyes övezeteit leggyakrabban az eltérő léghőmérséklet és csapadékmennyiség, valamint azok éves eloszlása alapján különítik el. Jelenségeit a szinoptikus meteorológiai folyamatok határozzák meg. A mezoklíma ezen belül egy kisebb régióra (néhány 100 km-es horizontális kiterjedés) vonatkozik, a makroklíma változatának tekinthető, amely jelentősen eltérhet az adott területre jellemző makroklimától. Elsősorban az eltérő topográfiai viszonyok, a nagy víztestektől való távolság és a felszínborítás jellege alakítja ki, amik következményeként módosul a makroklíma által megszabott hő- és vízkörforgás a felszín és a légkör között (Bonan 2016). A 4. ábrán például a sík és hegyvidéki terület két eltérő mezoklimával jellemezhető.

I. táblázat. Egyes meteorológiai és éghajlati folyamatok horizontális (*d*) és vertikális (*h*) kiterjedése (térleptéke), valamint időleptéke (*t*) – a teljesség igénye nélkül.

	Orlanski (1975)	Oke (1987)	Geiger és mtsai. (1995)	Barry és Blanken (2016)	Bonan (2016)	WMO (2012)
Mikroklima						
<i>d</i>	0,002 m–2 km	0,01 m–1 m	0,001–100 m	<50 m	<2 km	<100 m
<i>h</i>			-10–10 m	<100 m		
<i>t</i>	1 s–1 h		<10 s	Percek		
Lokális klíma						
<i>d</i>		100 m–50 km	100 m–10 km	100 m–10 km		100 m–km
<i>h</i>			5 m–1 km	500 m–1,5 km		
<i>t</i>			10 s–1 h	Percek–órák		
Mezoklíma						
<i>d</i>	2–200 km	10–200 km	1–200 km	10–50 km	2–2000	3–100 km
<i>h</i>			500 m–4 km			
<i>t</i>	Percek–napok		Órák–napok	Órák–napok		
Makroklima						
<i>d</i>	>2000 km	>100 km	>200 km	>50 km	>2000 km	>100 km
<i>h</i>			1–10 km			
<i>t</i>	>Napok		Napok–hetek	>Órák		

A lokális vagy topoklíma átmeneti helyzetű a mezo- és mikroléptékű folyamatok között, a kb. 100 km²-es horizontális kiterjedésű területekre szokás vonatkoztatni. Felső határa a planetáris határréteg – amelynek napi ingadozása 500 és 1500 km. Olyan, a környező területektől eltérő felszíni tulajdonságokkal rendelkező térrész, amelynek klímáját elsődlegesen a domborzati viszonyok (tengerszint feletti magasság, lejtőszög, kiettség, a domborzat tagoltsága) és az összefüggő, egységes felszínborítás-típusok (pl. erdő vagy város), valamint az ezekre jellemző fizikai változók (albedó, érdesség, sűrűség, nedvességtartalom) határozzák meg (Barry & Blanken 2016; Geiger *et al.* 1995). A

víztestektől (folyók, tavak) való távolság elsősorban a klimatikus változók variabilitását befolyásolja és teszi kiegyenlítettebbé (Bonan 2016). A lokális klíma – szemben a makro- és mezoklimával – független a földrajzi szélességtől. A mezoklíma tehát az adott régiót felépítő változatos táji elemeknek megfelelően több lokális klímát is magában foglalhat, de ezek hasonló fiziográfiai tulajdonságokkal rendelkeznek (4. ábra).



4. ábra. A mikro- (M), lokális (L), mezo- (S) és makroklímák (A) rendszere egy hipotetikus régióban, amelyen jól látszik az egyes éghajlati léptékek egymásba ágyazottsága. Az ábrán szereplő sematizált tájon azonos a makroklíma (pl. nedves kontinentális), megkülönböztethetünk síkvidéki és hegyvidéki mezoklimát, a felszínborításnak és domborzati viszonyoknak megfelelő többféle lokális klímát és a topográfia, felszínborítás, talaj és vegetáció kölcsönhatásaként kialakuló változatos mikroklimatikus tereket. Yoshino után Geiger *et al.* (1995) alapján, Bonan (2016) kiegészítéseivel.

A mikroklíma tágabb értelmezésben a légkör-felszín határrétegének egy olyan térfogategységére vonatkoztatott állapotjelzőinek összessége, amely legalább átmenetileg eltér az átlagos lokális klímától (4. ábra), a mezoklíma finom-léptékű változatának tekinthető (Bramer *et al.* 2018; Geiger *et al.* 1995). A mikroklimák a légkör földfelszínhez közeli rétegei (<2 m) és a talaj felső részében végbemenő (<1 m) mikrometeorológiai folyamatok révén jönnek létre. Vertikális kiterjedésüket legjellemzőbb módon a növényzet átlagos magasságával közelítik (ez tundrán néhány cm, a trópusi esőerdőkben 50 m is lehet), de legfeljebb addig tart, amíg a mezoklimától már nem megkülönböztethető (Barry & Blanken 2016; Geiger *et al.* 1995). A disszertációban mikroklíma alatt a <100 m-es horizontális felbontású, lombkorona alatti térrész klímáját értjük, mivel vizsgálataink középpontjában ez a térrész áll.

Adott mikroklíma kialakulása a légkör és a felszín (növényzet, víztest vagy nyílt talajfelszín) tulajdonságainak, a lokális környezeti feltételek és az élőlények közvetlen, folytonos kölcsönhatásainak eredménye (Barry & Blaken 2016; Geiger *et al.* 1995; Oke 1987; Stoutjesdijk & Barkman 1992). Szász és Tőkei (2000) összefoglalása alapján kialakulásának főbb fizikai okai között szerepel az egymással érintkező (szomszédos) területekre érkező eltérő mennyiségű sugárzó energia és az energiatranszfer-folyamatokban fennálló különbségek, a szomszédos területek eltérő kitettsége, a felszín anyagában és borítottságában jelentkező különbségek, a felszín termofizikai tulajdonságainak időbeli és térbeli változásai, valamint a levegő anyagi összetételének (pl. vízgőz, CO₂) különbségei.

Számos állapotváltozó, valamint az egyes változók kombinációi alkalmazhatók egy-egy mikroklíma leírására. Leggyakrabban a hőmérsékletet (lég- és talajhőmérsékletet egyaránt), a csapadékot, a beérkező sugárzást, a felhőborítást, a szélsébséget és -irányt, a párolgást, az evapotranspirációt és a nyomgázokat vizsgálják.

A mikroklíma fogalmát 1927-ben vezette be Rudolf Geiger német meteorológus (Szász & Tőkei 2000), az első átfogó monográfia szerzője („*Das Klima der bodennahen Luftschicht*”), és egyben a mikroklíma-kutatások úttörője (Geiger *et al.* 1995). A mikroklimatológia eredete ennél régebbre, a 19. század második feléig nyúlik vissza, mezőgazdasági célú megfigyelésekhez. Kezdetben főként a lég- és talajhőmérsékleti mérések eredményeit, az éjszakai fagyok vizsgálatát publikálták (Barry & Blaken 2016). Napjainkban az ökológiában a globális klímaváltozással kapcsolatos kutatások, a jelenlegi és potenciális refúgiumok lehatárolása és folyamataik feltárása kapcsán került előtérbe (Ashcroft & Gollan 2013; Bramer *et al.* 2018). A mikroklíma hazai kutatása szintén jelentős múltra tekint vissza. Az elsők között tartják számon a növényföldrajzi megközelítésű mikroklíma-kutatásokat (pl. Bacsó 1933; Bacsó & Zólyomi 1934).

2.3. Az erdei mikroklíma jellemzői

Az erdők jelentős szerepet játszanak a teresztris hő- és vízháztartásban, a biomassza-produkcióban és a biogeokémiai ciklusokban (Bonan 2008). Részben jelentős kiterjedésükből, részben a komplex szerkezetükből adódóan mikroklimatikus viszonyaik feltárása fontos az ökoszisztéma-funkcióik megértése szempontjából.

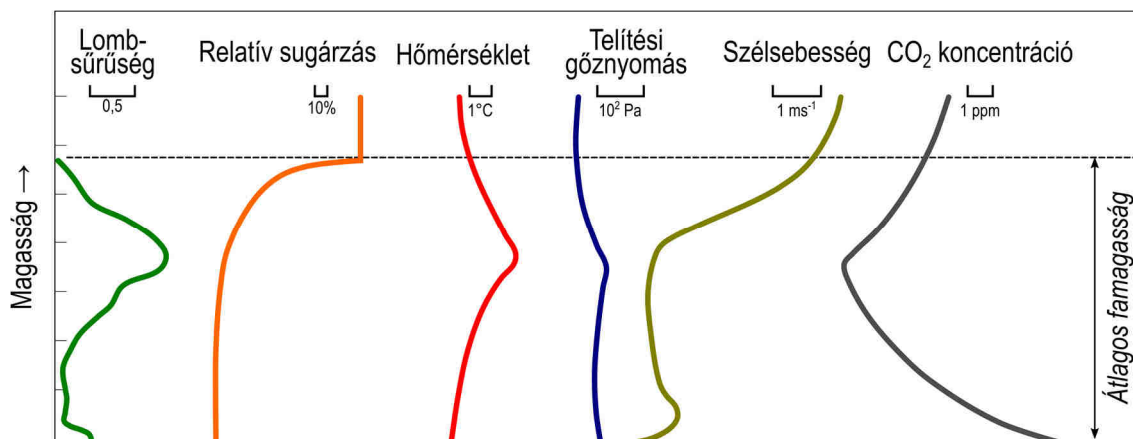
Az erdők számos klimatikus paramétert befolyásolnak egy adott térrészben, és a domborzat, a fajösszetétel és az állományszerkezet összetett kölcsönhatásrendszere révén

speciális mikroklímát alakítanak ki. A hazai definíció szerint erdőklímának (vagy erdei állományklímának) a talaj, a termőhelyi viszonyoknak megfelelően kialakult fás vegetáció és a légkör fizikai állapotának és folyamatainak összetett rendszerét nevezzük (Szász & Tőkei 2000).

A fák lombkoronája kulcsfontosságú az állományklíma kialakításában (Barry & Blanken 2016), befolyásolja az energia-, a vízgőz- és a szénkicserélődést a talaj, a törzstér és a légkör között (von Arx *et al.* 2013; Chen *et al.* 1999; Oke 1987; Renaud *et al.* 2011). A (részleges) árnyékolás mellett, a lombzat – a törzsekkel és a cserjeszinttel együtt – jelentősen csökkenti a szélsőséget és korlátozza az átkeveredést (Baker *et al.* 2016; Chen *et al.* 1999; Geiger *et al.* 1995). A fásszárú fajok lombzatának szignifikáns kiegyenlítő hatása a léghőmérsékletre vagy relatív páratartalomra már izolált egyedek esetében is kimutatható (Williams-Linera *et al.* 1998), és alacsony termetű egyedek esetén is jelentős lehet (Tsuyuzaki *et al.* 2012). Fátlan, nyílt területekkel összehasonlítva az erdők állományklímája sokkal kiegyenlítettebb, kisebb éves, szezonális és napi variabilitással jellemezhető (von Arx *et al.* 2013; Ewers & Banks-Leite 2013). Ugyanakkor lombhullató erdők esetén megfigyelhető ennek egy jellegzetes évszakos menete. Az erdők esetében ugyanis az aktív felszínt a lombkorona teteje képezi, ide érkezik a rövid hullámhosszú sugárzás legjelentősebb része, itt abszorbeálódik és emittálódik a napsugárzás, itt fékeződik le a légmozgás, továbbá a vízvisszatartás, párologtatás és gázcsere alakításában is meghatározó a lombkorona. A lombkoronaszint alatt a légmozgás gyenge, a páratartalom magasabb, nappal az átlaghőmérséklet alacsonyabb, éjszaka magasabb, a napi ingadozások mértéke kisebb, mint a korona feletti légtérben. Mindez jellemző vertikális klímaprofilokhoz vezet (5. ábra).

A lombzat fejlettsége a beérkező fény vertikális eloszlására hat legerőteljesebben, és ez lombhullató állományok esetén jelentős évszakos változást mutat (Barry & Blanken 2016). Lombtalan állapotban a beérkező sugárzás legnagyobb része eléri a talaj felszínét – így az állománynak nagyobb a megvilágítottsága. Lombfakadást követően a besugárzás legnagyobb hányadát a lombkorona (felső része) elnyeli, egy részét visszaveri (albedó). A lombzaton áthaladó fény mennyisége a korona mélységével gyorsan csökken (5. ábra), az idős erdők talajára rendszerint a korona külső felszínére érkező összes fény mennyiség kevesebb mint 5%-a jut (Geiger *et al.* 1995; Oke 1987). A transzmisszió mértéke számos tényezőtől függ, amelyek közül a legfontosabb az állomány magassága, a tömörség, az állománykor, a fafajösszetétel és a napsugárzás beesési szöge. A lombkorona (a levelek) nemcsak a rövid hullámhosszú sugárzás, hanem a szórt sugárzás

menyiségét és spektrális összetételét is befolyásolja. Minden egyes levél a fotoszintetikusan aktív sugárzás alsó tartományának (<500 nm) kb. 10%-át, míg az infravörös sugarak 50%-át engedi át, így a törzstérbe és talajfelszínre jutó 700 nm-nél nagyobb hullámhosszú sugárzás aránya magasabb lesz (Moore *et al.* 2005; Stoutjesdijk & Barkman 1992).



5. ábra. Egyes mikroklímikus változók értékei a magasság függvényében nappal, lombos állapotban, a mérsékelt övi lomberdők zónájában. A vertikális profilok a fény kivételével (ahol a relatív besugárzás mértékét ábrázoltuk a lombkorona tetejére érkező teljes sugárzás függvényében) a nappali átlagok alapján készültek, a változók értéke balról jobbra nő. Oke (1987) és Geiger és mtsai. alapján (1995), módosítva.

A hőmérséklet és a páratartalom maximuma egyaránt a legnagyobb lombsűrűségű zónában található (Eliáš *et al.* 1989; Geiger *et al.* 1995). Itt a legnagyobb mértékű a rövid hullámhosszú sugárzás abszorpciója és a transpiráció, aminek következtében a legtöbb szenzibilis hő és vízgőz kibocsátása történik (Oke 1987). Ez alatt nappal hőmérsékleti inverzió figyelhető meg, az alsóbb rétegekben már csak kismértékű az abszorpció, így az hűvösebb is. A talajhőmérséklet napi ingadozása – zárt állomány esetén – csekély mértékű. A légnedvességi profil (az 5. ábrán a telítési gőznyomással jellemezve) kevésbé általánosítható az állományon belül, mert a talaj párolgása, az újulati és lágyszárú szint térbeli mintázata jelentősen befolyásolja a törzstér humiditási viszonyait. Éjszaka megfordul a hőmérsékleti profil és a lombkorona felső része hűl le leginkább (Oke 1987). A lombkorona – mintegy szigetelő réteggént – gátolja a magasabb hullámhosszú sugárzás visszaszóródását, ezáltal a hőenergia jelentős részét csapdázza (Geiger *et al.* 1995). Fátlan területekhez képest ezáltal az erdő éjszaka kevésbé hűl le, ennek relatív értéke a talajközeli rétegekben még kifejezettebb. Ennek a hőmérsékleti profilnak köszönhetően a legnagyobb fagyok és a harmatképződés egyaránt a lombkorona legalsó régióiban

jellemző. Amennyiben nem történik kicsapódás, a légnedvességi profil éjszaka hasonló a nappalihoz, de a gradiens gyengül (Oke 1987).

Az erdők jelentősen csökkentik a szélesebséget és megváltoztatják az irányát (Bonan 2016; Geiger *et al.* 1995; Oke 1987). Lombos állapotban az érdességi szint a lombkorona feletti térrészre tolódik, a lombkoronában lefelé haladva éles szélesebség-csökkenés figyelhető meg, a legnagyobb mértékű fékeződés a levélbiomassza maximumával esik egybe. Ez alatt gyengébb áramlások jönnek csak létre a törzstérben. Lombtalan állapotban a fékeződés mértéke kisebb, a szélesebség a teljes állománytérben hasonló (Oke 1987).

A szén-dioxid vertikális koncentrációja egyértelműen követi a rendszer legfőbb forrásának és nyelőjének elhelyezkedését: erdőkben a talaj tekinthető a legfontosabb CO₂-forrásnak (pl. talajlégzés, lebomlási folyamatok), míg a lombzat a fotoszintézis révén nagy mennyiségű szén-dioxidot köt meg (Barry & Blanken 2016; Oke 1987). Éjszaka a talaj felől a koronater teteje felé egyenletes koncentráció-csökkenés jellemző (Oke 1987).

2.4. Az erdei mikroklímát befolyásoló változók

Az egyes mikroklímaváltozók értéke és variabilitása egyszerre számos tényezőtől függ, befolyásolja például a topográfia, a talajviszonyok, a faállomány típusa, az állományszerkezet, a szegélytől vett távolság, a záródás vagy az avarviszonyok alakulása. Aussenac (2000) szerint a természetben az erdei mikroklímát kialakító tényezők hierarchikus viszonyrendszerbe rendezhetők. A magasabb szintű faktorok, mint a mezoklíma, a domborzat és a kitettség érvényesülnek elsőként – melyeket az erdőgazdálkodás is jelentős mértékben befolyásolhat. Ezek a változók együttesen határozzák meg az edafikus viszonyokat és a természetes vegetáció szerkezetét. Az általuk megszabott kereteken belül a lokális és mikroklímát kisebb mértékben módosítják az alacsonyabb szintű tényezők, mint például a talaj vagy a növényzet egyes tulajdonságai, mint a humusztartalom, az avarmennyiség, a fafajösszetétel, az állománykor és a faállományszerkezet vagy a lágyszárú szint borítása (Gehlhausen *et al.* 2000; Weng *et al.* 2007). Ebben a rendszerben természetesen az egyes szinteken szereplő faktorok legtöbb esetben kétirányú hatást fejtenek ki, például a vegetáció ugyanúgy visszahat a talajviszonyokra, mint amennyire az meghatározza az előbbinek a szerkezetét

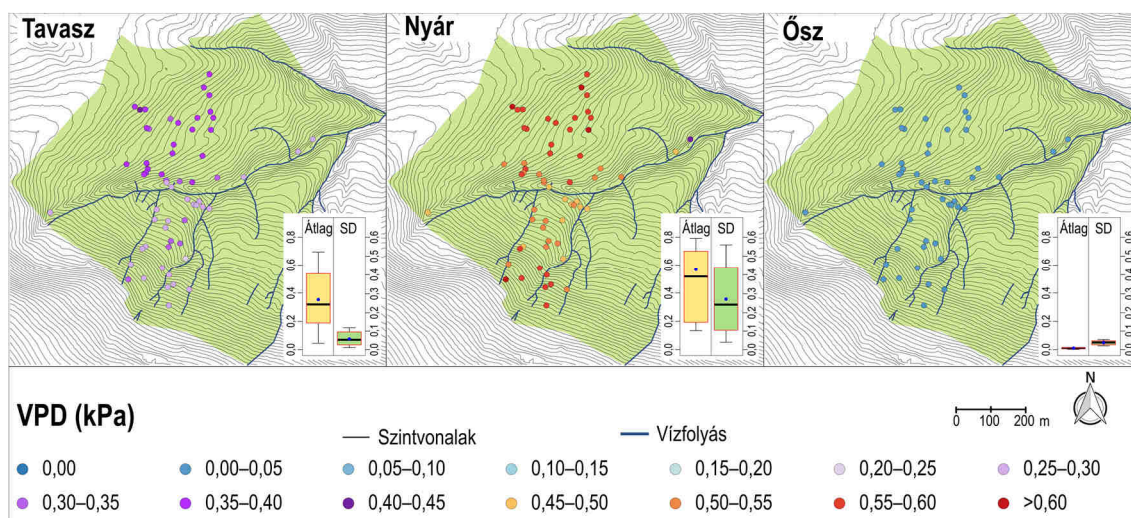
és összetételét (Stoutjesdijk & Barkman 1992). A következőkben a zárt erdőállományok mikroklímáját alakító tényezők közül mutatunk be néhányat.

Az erdőkre jellemző mikroklíma egyik legfontosabb sajátága a kiegyenlítettség (Chen *et al.* 1999; Geiger *et al.* 1995). A faállomány mikroklímát kiegyenlítő hatása nemcsak kiterjedt erdőállomány esetében jelentkezik, hanem finom-mintázatú, komplex tájakon is – mint például a trópusi esőerdő-fragmentumok (Ewers & Banks-Leite 2013; Giambelluca *et al.* 2003) vagy különböző felszínborítású foltokból felépülő mozaikos tájban is (Hesslerová *et al.* 2013; Tsuyuzaki *et al.* 2012).

Az állományok kiegyenlítő hatásában és az erdős tájak finomléptékű mikroklíma-mintázatának kialakításában a lombkoronaszint mellett a vegetáció szerkezete – azaz a horizontális és vertikális komplexitása –, valamint ezzel összefüggésben az állomány fafajösszetétele is jelentős szerepet tölt be (Frey *et al.* 2016; Latimer & Zuckerberg 2017; Suggitt *et al.* 2011). Az erdők hőmérsékleti változókra vonatkozó pufferhatása erőteljesebben érvényesül magasabb biomassza-értékek, fejlettebb színtezetség és sűrűbb koronaszervezet esetén. A biomassza (lombozat) mennyisége, állapota és eloszlása jelentős, ugyanis hatással van az egyes állományok termodinamikai hatékonyságára: egy heterogén, komplex szerkezetű ökoszisztéma hatékonyabban tudja felvenni, abszorbeálni és disszipálni a beérkező napenergiát, amely ezáltal kevésbé fordítódik az alsóbb légréteg melegítésére (Lin *et al.* 2009; Norris *et al.* 2012). Az állományszerkezet heterogenitásának mikroklímára gyakorolt hatását hasonló lombkorona-záródású idős természetes–természetszerű erdők és faültetvények vagy egyéb egyszerűbb szerkezetű állományok összehasonlításával is vizsgálják (pl. Frey *et al.* 2016; Lin *et al.* 2009, 2017; Norris *et al.* 2012; Porté *et al.* 2004). Frey és munkatársai (2016) például azt vizsgálták, hogy a vegetációs időszakban mérhető hőmérsékleti szélsőértékek hogyan alakulnak duglászfenyő (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) dominálta természetes („old-growth”) állományokban és ültetvényekben. 6400 hektáron távérzékeléssel mérték fel az állományokat, az idős erdőkre jellemző faállományszerkezeti elemek azonosításával. A hőmérsékleti adatok elemzése alapján megállapították, hogy a lényegesen homogénebb ültetvényekben a havi maximum hőmérsékletek átlagosan 2,5 °C-kal magasabbak, a minimumok pedig 0,7 °C-kal alacsonyabbak. Az állományszerkezet a léghőmérséklet mellett más változók variabilitását is befolyásolja: Hardwick és munkatársai (2015) olajpálma ültetvényeket, természetsszerű erdőket és őserdőket hasonlítottak össze, és megállapították, hogy a természetesség – és az esetükben azzal erősen korreláló levélfelület-index (LAI) –

gradiens mentén többek között a relatív humiditás, a vízgőztelítési hiány és talajhőmérséklet napi ingadozásában is csökkenés figyelhető meg. Az erdőszerkezet – különösen a vertikális komplexitás és a térbeli szerkezet – direkt módon hat az erdő belsejébe érkező fény mennyiségére és variabilitására is (Sprugel *et al.* 2009; Tinya *et al.* 2009a; Valladares & Guzmán 2006).

A domborzati viszonyok – a tengerszint feletti magasság, a lejtőszög és a kitettség – zárt erdők esetén is befolyásolják a beeső sugárzást, a lég- és talajhőmérsékletet (Holst *et al.* 2004; Weng *et al.* 2007). Bátori és munkatársai (2014) jellemző mikroklíma-mintázatot írtak le zárt lombkorona alatt, 30 m mély mecseki dolina esetében is: az átlagos napi léghőmérséklet a déli kitettségű lejtőn volt a legmagasabb, a töbör alján a legalacsonyabb (a különbség nyáron 2,3 °C volt). Lombhullató erdők esetében a topográfiai tényezők hatása évszakos változást mutat, lombtalan állapotban kifejezettebb (Greiser *et al.* 2018; Holst *et al.* 2004). Boreális gazdasági erdőkben Greiser és munkatársai (2018) kimutatták, hogy a vegetációs időszakban a léghőmérséklet minimumának és maximumának varianciáját elsősorban a lombkorona záródása és a körlepősszeg magyarázza, míg a hideg időszakban a fiziográfiai változók, elsősorban a tengerszint feletti magasság. Ehhez hasonló összefüggéseket kaptunk a csehországi Salajka erdőrezervátum jegenyefenyves-bükkösében északi kitettségű lejtő – völgyalj – déli lejtő gradiens mentén folytatott mikroklímavizsgálataink során (Táborská *et al.* 2018). A lombzat fejlettségi állapotától függően változott a kitettség és a víztestektől való távolság relatív fontossága. Az egyes mérési időszakok között jelentősen eltért a terület mikroklímája: például a vízgőztelítési hiány átlaga és a mintavételi pontok közötti szórással kifejezett térbeli heterogenitás (6. ábra). Ősszel a vízgőztelítési hiány (VPD) átlaga kisebb, mint a tavaszi és nyári átlag, nyáron a másik két vizsgált időszaknál szignifikánsan nagyobb a VPD térbeli heterogenitása. Kimutattuk, hogy tavasszal (a bükk lombtalan állapotában) a topográfiai hatások erőteljesebben befolyásolják a mikroklíma mintázatát, míg teljesen zárt lombkorona mellett (nyáron) a víztestektől való távolság bizonyult fontosabb hatótényezőnek.



6. ábra. A vízgőztelítési hiány (VPD; kPa) mintázata a három mintavételi időszakban, az adott periódusra vonatkozó átlag és a mintapontok közötti szórás feltüntetésével.

A topográfiához hasonlóan, a víztestektől való távolság is jelentősen befolyásolja az állományok kiegyenlítő hatását (Anderson *et al.* 2007; Brosfske *et al.* 1997; Moore *et al.* 2005). A mikroklíma a zárt, de felszíni víz által nem befolyásolt állományok erdőbelsőjénél is humidabb és hűvösebb, a víztesttől való távolsággal rendszerint nő a hőmérséklet és a VPD, csökken a páratartalom és a fénymennyiség. A legjelentősebb hatást a megemelkedett talajvízszint és az ennek következtében megnövekedett talajnedvességtartalom jelenti. A nappali felmelegedés mértékét elsősorban a víztest hőelnyelő képessége révén csökkenti (Brosfske *et al.* 1997). A víztestek közvetetten a jellegzetes vízhez kötött vegetáció révén is hatnak a mikroklímára: ezek az edafikus társulások rendszerint jelentősebb transpirációt folytatnak, így lokálisan növelik a levegő páratartalmát (Danehy & Kirpes 2000). A vízfolyások mikroklímára gyakorolt hatása elsősorban a mezoklímától, a meder szélességétől és a topográfiai viszonyoktól függ – kisvízfolyások vagy meredek völgyekben futó vizek esetén gyakran nem mutatható ki szignifikáns hatás (Anderson *et al.* 2007; Brooks & Kyker-Snowman 2009; Moore *et al.* 2005; Oke 1987). Mezofil duglászfenyves-dominálta erdőkben, zárt állományok alatt Brosfske és munkatársai (1997) léghőmérsékletre és relatív páratartalomra 30-40 m-es, a talajhőmérsékletre ~60 m-es pufferezónát állapítottak meg, míg Danehy és Kirpes (2000) xerotherm amerikai sárgafenyvesben (*Pinus ponderosa* Douglas ex C. Lawson) a vízfolyások légnedvességre gyakorolt hatását <10 m-re állapította meg.

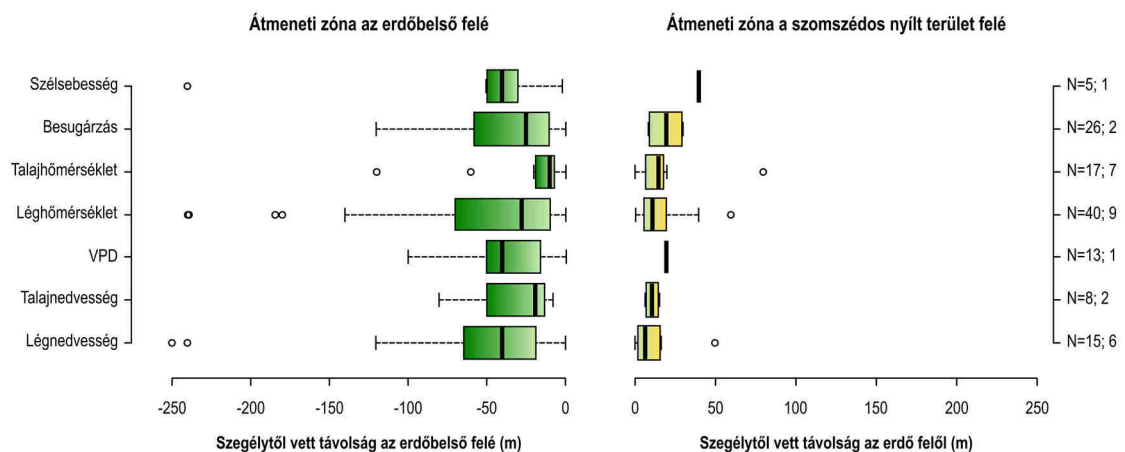
Természetes erdőkben a fafajösszetétel jelentős mértékben módosíthatja az állományok fényklímáját, befolyásolja a léghőmérséklet és a relatív páratartalom alakulását (von Arx *et al.* 2012; Baldocchi & Vogel 1996; Renaud *et al.* 2011). Svájcban

14 állománytípus hosszú távú adatsora alapján von Arx és munkatársai (2012) megállapították, hogy a lombos fafajok által dominált állományok például jobban tompítják a hőmérséklet és páratartalom napi járását, Renaud és munkatársai (2011) szerint a humiditás stabilitását különösen a jelentős bükk-elegyarány növeli. Renaud és Rebetez (2009) pedig ugyanezeket az állományokat vizsgálva kimutatta, hogy a kiegyenlítő hatás különösen erős az extrém hőmérsékleti maximumok esetén. Például a 2003-as hőhullám idején, amikor a vizsgált erdőállományok a nyílt területekkel összehasonlítva átlagosan több mint 5 °C-kal csökkentették a léghőmérséklet maximumát.

A talaj- és avarviszonyok a lombkorona alatti energia- és anyagáramlási folyamatok módosítása révén hatnak az erdei mikroklímára. Von Arx és munkatársai (2013) a pufferekapacitás felbontásával kimutatták, hogy a talajnedvesség önmagában a napi léghőmérsékleti maximumokat kb. 1,2 °C-kal mérsékli (a lombkoronazáródás „hatása” 3,3 °C volt), és nyitottabb állományokban (esetükben $LAI < 4$) a talajnedvesség moderáló hatása kifejezettebb. Ashcroft és Gollan (2013) külszíni fejtésekkel, mezőgazdasági területekkel, gyepekkel szabdalt mozaikos és változatos domborzati viszonyokkal jellemezhető erdős tájban kimutatták, hogy a lég- és talajhőmérséklet legfontosabb magyarázó változója nedves talajú területeken a tengerszint feletti magasság, míg a növényzeti borítás, a lombkoronazáródás és a kitettség a szárazabb termőhelyeken fontos. Az avarszintről megállapították, hogy fontos hő- és víz rezervoár, amely jelentősen módosíthatja a törzstér mikroklímáját – elsősorban a talaj párolgásának csökkentése, az alacsonyabb kapilláris-emelkedés, a megváltoztatott albedó és vertikális vízgőz-transzfer révén (Matthews 2005; Ogée & Brunet 2002; Sakaguchi & Zeng 2009; Sayer 2005). Áttekintő munkájában Sayer (2005) kiemeli, hogy az avartakaró jelenlétének, illetve vastagságának a talajnedvesség-tartalomra általában csak kisebb hatása van, mint a talajhőmérsékletre. A szerző kiemeli, hogy az avarréteg és a talajnedvesség-tartalom közötti összefüggés a mérsékelt égövben jelentős évszakos mintázatot mutat – tavasszal inkább negatívan hat a talaj nedvességi állapotára, nyáron az összefüggés fordított. Fekete és munkatársai (2016) avarmanipulációs kísérletekkel bizonyították egy síkfőkúti állományban, hogy az avartakaró eltávolítása szignifikánsan növelte a talajhőmérséklet ingadozását, az avarmennység növelésével viszont a hőmérséklet éves varianciája jelentősen csökkent.

A táji környezet is jelentős hatást gyakorol az állományklímára, különös tekintettel a szegélyekhez közeli állományrészekre: számos változó (pl. fénymennység,

vízgőztelítési hiány, hőmérséklet, szélesebbesség) átlagai mellett a szélsőértékek és az időbeli variancia is változik az érintkező területek függvényében (Denyer *et al.* 2006; Dovčiak & Brown 2014; Matlack 1993; Wright *et al.* 2010). Latimer és Zuckerberg (2017) erősen fragmentált erdős tájban azt találták, hogy az erdők pufferkapacitása az erdőszegély relatív arányával és az erdőfoltok közötti távolságokkal arányosan csökken, de a szegélyek negatív hatásait az állományparaméterek (pl. a nagyobb körlapösszeg vagy tömörség) bizonyos keretek között kompenzálják. Wright és munkatársai (2010) pedig kimutatták, hogy a szegélyhatás lényegesen kisebb ha nem fátlan legelő, hanem faültetvény határolja a zárt erdőfoltot. Schmidt és munkatársai (2017) szemléljükben a legfontosabb mikroklíma-változókra irányuló szegélyhatást elemezték. Az erdő – agrár terület átmenetekben azt tapasztalták, hogy az erdő módosító hatása a szántók irányába viszonylag kis távolságon belül (10-20 m) eltűnik, ezzel szemben a fátlan területek (leggyakrabban legelő vagy szántó) hatása az erdő irányába egy szélesebb (25-50 m) átmeneti zónát eredményez (7. ábra).

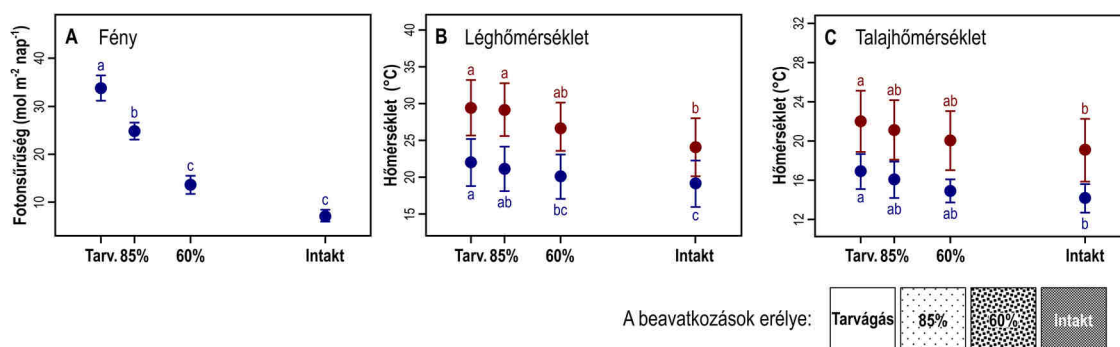


7. ábra. Egyes mikroklíma-változók vizsgálata során kimutatott szegélyhatás (az átmeneti zóna szélességével kifejezve) a csatlakozó habitatok határától az erdőbelső felé (bal) és a szomszédos nyílt terület irányába (jobb). A boxplotok 76 elemzett tanulmány eredményeit összegzik, *n* – az adott változóra vonatkozó mintaelemszám (mindkét vizsgált irány esetén), VPD – vízgőztelítési hiány. (Schmidt *et al.* 2017) alapján újrarájzolva.

Az erdei mikroklímával foglalkozó kutatások gyakran egy vagy kevés számú háttérváltozó és a kiválasztott mikroklíma-változók (leggyakrabban beérkező fény, hőmérséklet, páratartalom, szélesebbesség) közötti kapcsolatot tárják fel. Ilyen például a társulás típusa (Morecroft *et al.* 1998; Renaud & Rebetez 2009), a szegélytől vett távolság (Chen *et al.* 1999; Davies-Colley *et al.* 2000) vagy az állomány típusa (Renaud *et al.* 2011). A komplex és egymással átfedő kölcsönhatások miatt azonban érdemes egyszerre

lehetőleg minél több háttérváltozót vizsgálni (von Arx *et al.* 2013; Frey *et al.* 2016; Greiser *et al.* 2018; Latimer & Zuckerberg 2017; Ma *et al.* 2010; Matlack 1993).

A különböző erdészeti beavatkozások jelentősen átalakíthatják az erdők stabil és kiegyenlített mikroklímátikus viszonyait. A változások elsősorban a záródás, a faállomány-szerkezet és a feltalaj-viszonyokon (beleértve az avarszintet is) keresztül következnek be: csökken (vagy megszűnik) a lombkorona pufferhatása, a szélsőértékek bekövetkezési valószínűsége, a napi és éves ingadozások nőnek, erősödik a szélsébség, stb., és mindez a vágásterület méretével arányosan nő. A fahasználatok hatásai egyértelműek tarvágások esetén (Aussenac 2000; Chen *et al.* 1995; Keenan & Kimmins 1993), de már kisebb erélyű beavatkozásoknál, mint például csoportos szálalás, vágásos szálerdőüzem hagyásfákkal vagy hagyásfacsoportokkal vagy lékvágás esetén (Bigelow & North 2012; Carlson & Groot 1997; Gálhidy *et al.* 2006; Heithecker & Halpern 2006) is jelentkezik (8. ábra).



8. ábra. Egyes mikroklíma-változók alakulása észak-amerikai duglászfenyvesben eltérő erélyű erdészeti fahasználatok – tarvágás, 85 és 60%-os egyenletes bontás és zárt állomány – esetén a vegetációs időszak csúcán: A) a talajszintre jutó fény mennyisége, B) a lég hőmérséklet 1 m-en és C) a talaj hőmérséklet 15 cm mélyen a talajfelszín alatt. A kék szín az átlagokat, a bordó a maximumokat jelöli, az eltérő betűk statisztikai különbséget kódolnak (párosított Tukey-teszt, $\alpha < 0,05$). Heithecker és Halpern (2006) alapján.

A hatás erősségét a domborzat is jelentősen befolyásolja (Chen *et al.* 1999; Geiger *et al.* 1995). Lehmann Antal 1960-as évekbeli vizsgálata során, az Abaligeti-tönkön kialakított büккеlegyes gyertyános-tölgyes állományokban létesített tarvágások és zárt állományok összehasonlításával kimutatta, hogy a napi hőingás két-háromszorosa is lehet a vágásterületen, mint a zárt erdőben, a páratartalom napi mintaterjedelme 10-20% helyett 40-60% és a szélsébség is mintegy 3-5-szöröse az erdőben mértnek, és ezek a különbségek a dolinák területén, a speciális geomorfológiának köszönhetően még kifejezettebbek (Lehmann 2000).

Ahogy azt Schall és munkatársai (2018) megállapították, az erdőgazdálkodás globálisan – elsősorban a mérsékelt égövben – egyre inkább elmozdul a vágásos szálerdőüzem felől a változatosabb faj-, kor- és faállomány-szerkezetet biztosító erdészeti üzemmódok felé. Azonban ahhoz, hogy tisztában legyünk ezen új választható fahasználati módok (pl. lékes átalakítás, hagyásfacsoportok alkalmazása) termőhelyi viszonyokra és azon keresztül az erdei biodiverzitásra és a természetes regenerációra gyakorolt hatásaival, terepi kísérletekre – lehetőleg hosszú távú erdőökológiai kísérletekre – van szükség. Számos olyan vizsgálat van, amely egy adott erdészeti üzemmód esetén, különböző kezelési szintek mikroklíma-változókra gyakorolt hatásait tárja fel. Ilyen például a különböző lékalak és lékméret (Carlson & Groot 1997; Gálhidy *et al.* 2006), a különböző mértékű és térbeli konfigurációjú hagyásfák-hagyásfacsoportok (Heithecker & Halpern 2006), az eltérő intenzitású és mintázatú gyérítések (Grayson *et al.* 2012; Rambo & North 2009; Weng *et al.* 2007) vagy az éghető biomassza csökkentésére irányuló kezelések (Bigelow & North 2012; Ma *et al.* 2010) hatásainak vizsgálata. A legtöbb tanulmány azonban csak egy kiválasztott üzemmód hatásaira koncentrálna, kevés olyan projekt van, amely párhuzamosan több üzemmód lehetséges beavatkozásait, ugyanazon állománytípusban, egy kísérleti rendszerbe ágyazottan tárja fel (Kishchuk *et al.* 2014; Knapp *et al.* 2014). A hazai vizsgálatok elsősorban az egykori átalakító, jelenleg örökerdő üzemmód legelterjedtebb fahasználati egységeinek, a mesterséges lékek relatív, illetve diffúz fény és talajnedvesség viszonyaival, finomléptékű mikroklíma-mintázatával foglalkoznak, valamint, hogy ezeket hogyan befolyásolja a lékméret, az aljzattípusok területi aránya, a lékek tájolása és mindez hogyan hat ki a lágyszárú-, cserje- és újulati szint fajösszetételére és tömegességi viszonyaira. Ezen vizsgálatok többsége bükkösben készült (Gálhidy *et al.* 2006; Hagyó & Rajkai 2004; Mihók *et al.* 2007; Török 2006), kevesebb kutatás foglalkozik tölgyesekkel (Eredics 2014; Kollár 2017).

Az erdei mikroklíma kapcsán számos vizsgálat foglalkozik a mikroklíma-változók idő- vagy térbeli mintázatának leírásával egy (vagy kevés számú) kiválasztott állománytípus esetén (Chen *et al.* 1997; Friedland *et al.* 2003; Holst *et al.* 2004). Ezek mellett – az erdei mikroklíma-kutatások nagy hányada – az olyan kontrasztos környezetek összehasonlító vizsgálatával foglalkozik, amit például a nyílt, fátlan területek és azzal szomszédos zárt állományok (pl. Morecroft *et al.* 1998), a különböző szerkezetű erdő-párok (pl. Frey *et al.* 2016; Norris *et al.* 2012) vagy a fátlan területek és az erdőbelső kialakította környezeti gradiens (pl. Chen *et al.* 1995; Dovčiak & Brown 2014)

eredményez. Egy másik sokat kutatott aspektus a zárterdei mikroklíma megváltozása a lombkorona záródási viszonyait befolyásoló természetes bolygatási események (Abd Latif & Blackburn 2010; Ritter *et al.* 2005), fahasználatok (Gálhidy *et al.* 2006; Heithecker & Halpern 2006) vagy élőhely-fragmentáció (Ewers & Banks-Leite 2013; Wright *et al.* 2010) hatására. Mindezekkel szemben lényegesen kevesebb vizsgálat foglalkozik a törzstér mikroklímája és a faállomány, illetve faállomány-szerkezeti elemek és a táji változók együttes vizsgálatával idős erdőkben (von Arx *et al.* 2012, 2013; Frey *et al.* 2016; Greiser *et al.* 2018; Heithecker & Halpern 2006; Matlack 1993).

A lehetséges hatótényezők minél szélesebb körének bevonása a fenti speciális zárterdei mikroklíma-viszonyok feltárásába, segíthet megérteni a rendszer működését, a kulcsfontosságú elemek azonosítását. Ezek révén hatékonyabban tervezhetők olyan erdészeti, természetvédelmi kezelések, amelyek képesek fenntartani – vagy aktív beavatkozások révén fejleszteni – az egyes mikroklímát meghatározó szerkezeti elemeket és ökoszisztéma-funkciókat, amelyek elengedhetetlenek az erdei biodiverzitás fenntartásához, illetve a mitigációs stratégiák hatékony tervezéséhez (Bramer *et al.* 2018; De Frenne *et al.* 2013; Dobrowski *et al.* 2015; Frey *et al.* 2016).

2.5. Az erdei mikroklíma hatása a biológiai sokféleségre

A lokális és mikroklíma állapotjellemzői és mintázatai kulcsfontosságúak az egyes fajok élőhelyigényei, ezáltal regionális elterjedése szempontjából, meghatározzák egy adott lokalitásban a fajok túlélését és diszperziós képességeit, hatással vannak a biogeokémiai ciklusokra (Frey *et al.* 2016; Kearney *et al.* 2014; Scheffers *et al.* 2014; Suggitt *et al.* 2011). Több vizsgálat is kimutatta, hogy az erdei mikroklíma a fajösszetétel és közösségszerkezet kialakításának és fenntartásának fontos tényezője (Aude & Lawesson 1998; Kearney *et al.* 2014; Moning & Müller 2009), befolyásolja a demográfiai viszonyokat és az egyedi viselkedési mintázatokat (Latimer & Zuckerberg 2017) csakúgy, mint az ökológiai interakciókat (Ackerly *et al.* 2010). A mikroklímának rendkívül jelentős szerepe van az erdei biodiverzitás kialakításában és fenntartásában, valamint a biológiai, illetve biogeokémiai folyamatok működésében (Knapp *et al.* 2014; Latimer & Zuckerberg 2017; Ma *et al.* 2010; Scheffers *et al.* 2014). Egy távolabbi nézőpontból kiindulva ennek oka a mikroklíma ökoszisztémákat szabályozó funkciójában keresendő, amely elsődlegesen a rendszer szerkezeti komplexitásától függ (Freudenberger *et al.* 2012; Jørgensen 2006; Lin *et al.* 2009, 2011). A termodinamikai

hatékonyság, amelyet erőteljesen meghatároz az adott társulás vagy közösség önszerveződési szintje (Lin *et al.* 2009), rendkívül fontos tényező: egy jól fejlett, összetett ökoszisztéma hatékonyabban képes felvenni, felhasználni – például biológiai energiává alakítani – a beérkező energiát, ezáltal maximalizálja a külső anyag- és energiaáramokkal szembeni puffertkapacitását (Freudenberger *et al.* 2012; Lin *et al.* 2011).

Számos faj vagy élőlénycsoport esetében mutattak ki erős kapcsolatot egyes mikroklíma-változókkal vagy azok kombinációival. A mohafajok általában – de különösen a korhadéklakók és ezen belül a májmohák – a kifejezetten párás, hűvös mikroklímát preferálják, és túlélésük szempontjából alapvető fontosságú a szubsztrát nedvességtartalma is (Chmura *et al.* 2018; Dynesius *et al.* 2008; Fenton & Frego 2005; Heithecker & Halpern 2007). A kriptogám élőlénycsoportok közül a zuzmók ezzel szemben képesek a legszárazabb erdei élőhelyfoltokat kolonizálni a talajon (Haughian & Burton 2018), és főleg az epifiton fajokat általában a fény mennyiség limitálja (Gaio-Oliveira *et al.* 2004), emiatt gyakran jellegzetes gradiens menti eloszlást mutatnak a lomb- és törzstérben (Coxson & Coyle 2003). A zárterdei légyszárú közösség és a fény mennyisége, illetve finomléptékű mintázata között jellemzően erős kapcsolat mutatható ki (De Keersmaeker *et al.* 2004; Gálhidy *et al.* 2006; Tinya & Ódor 2016). Az erdei aljnövényzet fajkompozíciója szempontjából továbbá általában a talajnedvességet emelik ki, mint fontos háttérváltozót (Gálhidy *et al.* 2006; Lendzion & Leuschner 2009; Muscolo *et al.* 2014). Ugyanakkor kísérletes munkájukban Lendzion és Leuschner (2009) kimutatták, hogy a mérsékelt övi zárterdei légyszárúak leginkább a magas páratartalom-szinthez adaptálódtak. A stabil, kiegyenlített erdei mikroklíma általában véve fontos a légyszárúság fajainak szempontjából: egy belga bükkösben Godefroid és munkatársai (Godefroid *et al.* 2006) megállapították, hogy a felvett 47 taxon 81%-a mutatott szignifikáns összefüggést legalább valamelyik általuk vizsgált mikroklíma-változóval (lég- és talajhőmérséklet, relatív páratartalom, fényintenzitás). A fásszárú fajok újulatának csírázását, megtelepedési sikerét és dominancia-viszonyait is meghatározza a fény és a talajnedvesség-tartalom (Denslow & Guzman 2000; Emborg 1998; Mihók *et al.* 2007; Zhu *et al.* 2014). A kiegyenlített mikroklíma számos állatcsoport számára is alapvető fontosságú (Moning & Müller 2009; Pearce & Venier 2006). A talajnedvesség és a relatív humiditás, valamint a maximális léghőmérséklet jelentős hatást gyakorol a talajlakó pók-közösségekre (Ziesche & Roth 2008). Futóbogarak esetében mindenek előtt a talajszinthez közeli hőmérséklet a legfontosabb mikroklíma-változó (Butterfield 1996; Magura *et al.* 2002; Negro *et al.* 2014). A szaproxyl bogarak esetében, a holtfa jelenléte

mellett a közösségszerkezet kialakításában jelentős szerepet játszik a mikroklima (Seibold *et al.* 2016), az odúkat használó szaproxyil bogarak esetében az odú és annak alján összegyűlő bomlástermékek, mint speciális mikrokhabitat abiotikus változókat stabilizáló szerepét emelik ki, a közösségek fajgazdagsága és a hőmérséklet között például negatív összefüggést kimutatva (Schauer *et al.* 2018). Lepkéknél kimutattak mikroklima-függő eltérő aktivitási mintázatokat, amelyeket elsősorban a lombkorona záródása és a hőmérséklet határozott meg (Meyer & Sisk 2001), a zárterdei fajok esetében a szélsőségektől mentes léghőmérsékletet emelik ki, amely többek között jelentősen befolyásolja a lárvák túlélési valószínűségét és életképességét (Pateman *et al.* 2016). A kételtűek hosszú távú túlélése szempontjából – mivel rendkívül érzékenyek a kiszáradásra – szintén elengedhetetlen a stabil talajközeli hőmérséklet és fontosak a humid mikroklima-viszonyok (Brooks & Kyker-Snowman 2008; Semlitsch *et al.* 2009; Watling *et al.* 2011). Betts és munkatársai (Betts *et al.* 2018) pedig 13 erdei madárfaj populációit vizsgálva mutatták ki, hogy negatív kapcsolat van az erdők pufferhatása és a populációméret csökkenése között: az idős erdők biztosította hűvösebb nyári mikroklima több vizsgált faj számára kritikus környezeti tényező.

Az erdőgazdálkodás jelentősen megváltoztatja a környezeti feltételeket, ezáltal alapvetően befolyásolja a zárterdei fajok hosszú távú túlélését, regenerációját és biológiai sokféleségét (Chaudhary *et al.* 2016; Paillet *et al.* 2010), csakúgy, mint az ökoszisztémák szerkezetét és működését (Edwards *et al.* 2014; Zhao & Jackson 2014). A biogeokémiai folyamatokban és az erdei közösségekben előidézett változások egyaránt függenek az erdészeti beavatkozások térbeli kiterjedésétől, a tér- és időbeli mintázattól, a visszatérési gyakoriságtól és a beavatkozások intenzitásától (Bicknell *et al.* 2014; Dieler *et al.* 2017; Schall *et al.* 2018). Az erdészeti fahasználatok közvetlenül és közvetetten is hatnak az erdők biológiai sokféleségére (Freedman *et al.* 1994; Keenan & Kimmins 1993; Rosenvald & Löhmus 2008). A direkt hatások elsősorban bizonyos nélkülözhetetlen szerkezeti elemek eltávolításával hatnak az élőlényekre. Például a faegyedek eltávolítása révén az epifiton fajok szubsztrátja szűnik meg (Löhmus & Löhmus 2010) és számos fontos mikroélőhely tűnik el (Larrieu *et al.* 2014). A holtfaviszonyok megváltoztatásával az ehhez az aljzathoz, élőhelyhez és/vagy táplálékforráshoz kötődő élőlénycsoportok közösségszerkezete és tömegessége változik (Seibold *et al.* 2015). Emellett megemlíthető még a böhöncök és álló holtfa-egyedek denzitásának csökkenése is, ami az odúlakó fajok és a hozzájuk kötődő egyéb taxonok számára alapvető fontosságú (Ibarra *et al.* 2017). Azonban a különböző fahasználatok az erdei élővilágra elsődlegesen inkább közvetetten,

a termőhelyi viszonyok megváltoztatásán keresztül hatnak (Frey *et al.* 2016; Kishchuk *et al.* 2014; Thiffault *et al.* 2011; Zheng *et al.* 2000). Emiatt rendkívül fontos – elsősorban természetvédelmi szempontból – hogy megértsük az erdészeti beavatkozások termőhelyre gyakorolt hatásait.

A globális változások (pl. klímaváltozás, légköri ülepedés) tükrében még fontosabb megérteni a mikroklimatikus folyamatokat, azok legfontosabb háttérváltozóit és az erdészeti beavatkozások erre a kapcsolatrendszerre gyakorolt módosító hatásait. Ez segíthet egyrészt a már meglévő klíma-predikciók és fajelterjedési modellek megalkotásában (Lenoir *et al.* 2017; Pateman *et al.* 2016; Storlie *et al.* 2014; Suggitt *et al.* 2011), másrészt az élővilág számára káros hatások lokális mérséklésében (Dobrowski *et al.* 2015; Latimer & Zuckerberg 2017). De Frenne és munkatársai (2013, 2015) növényzeti újrafelvételezésekkel, kontinentális léptékben – Európa és Észak-Amerika mérsékelt övi erdeire – és kísérletesen is kimutatták, hogy a zárt erdőkre jellemző mikroklima képes lassítani az erdei lágyszárú közösség átalakulását a makroklimatikus változásokkal szemben és ebben a lombkorona záródása kulcsfontosságú. A fény mennyiség növekedése – azaz az állományok felnyílása – a melegedés hatását növeli, azaz még jobban meggyorsítja a folyamatokat. A záródás mellett kiemelik a faállományszerkezet, az erdők heterogenitása (Norris *et al.* 2012) és az erdőgazdálkodás (von Arx *et al.* 2012) hatását is, mint fontos tényezőket az éghajlatváltozás hatásainak mérséklése vagy fokozása szempontjából.

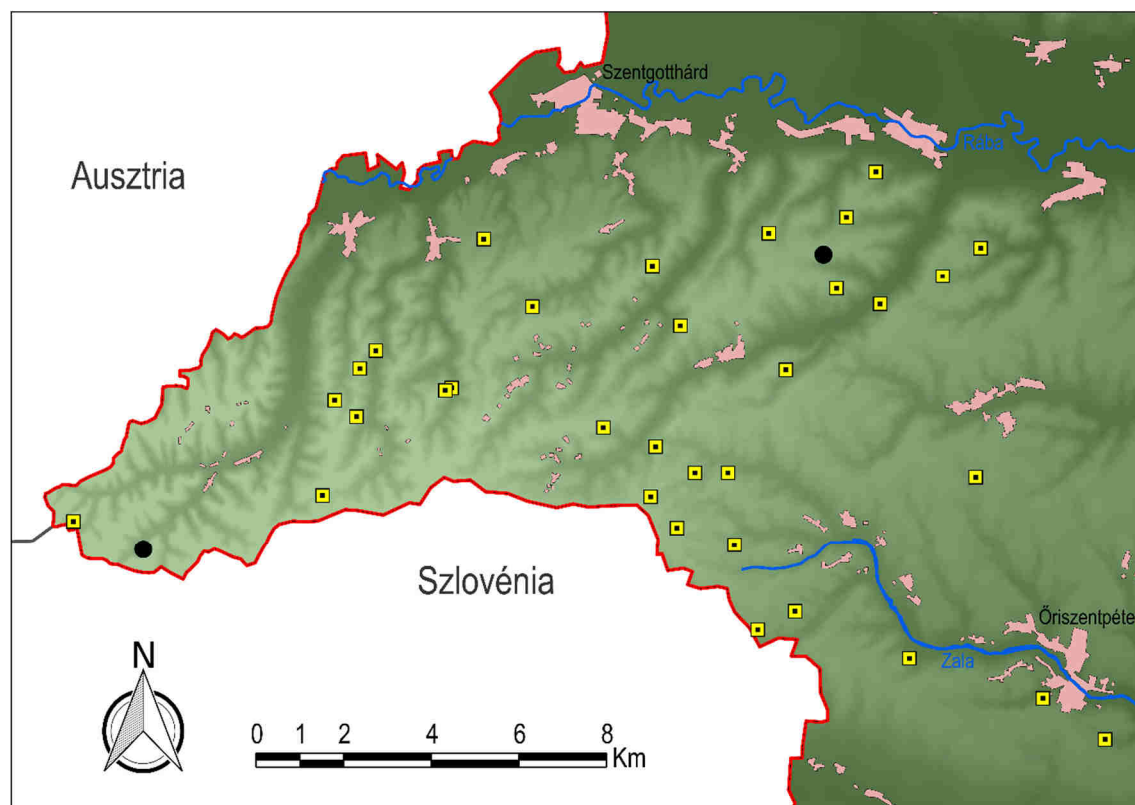
3. ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

3.1. Az őrségi erdők mikroklímáját meghatározó tényezők

3.1.1. A mintavételi terület bemutatása

Vizsgálatainkat az Őrségben és a Vendvidéken, az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság vagyonkezelésébe tartozó erdőállományokban végeztük (É 46°51'-55', K 16°07'-23'; 9. ábra).

A terület kataszteri besorolás alapján, az Őrség és a Vendvidék területén elhelyezkedő mintaterületek a Nyugat-magyarországi-peremvidék nagytájba, ezen belül a Vasi-hegyhát és a Felső-Zala-völgy kistájakba tartoznak (Dövényi 2010), amely megközelítőleg átfed az Alsó-Őrségi erdészeti tájrészlettel (Halász 2006).



9. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése a régióban. A mikroklímaméréseknél alkalmazott referencia adatgyűjtők telepítéséhez használt két mintaterületet fekete körök jelölik.

A mintavétellel érintett terület dombvidék, átlagos tengerszint feletti magassága 250-350 m, amelyet a folyóvizek által délnyugat-északkeleti irányú völgyek és a folyóvölgyek közötti kiemelt hegyhátak, keskeny vízvásztók és meredek völgytalpak tesznek szabdalttá. A völgyközi dombhátak lejtése keletről nyugat felé haladva nő, a

terület nagy részét 12–25%-os lejtő alkotja. A Vasi-Hegyhát medencealjzata szilur és devon metamorfitösszletből épül fel, amelyet egykori beltavak agyagos-homokos üledéke, jégkorszaki vályog, valamint folyóvízi kavicsstakaró fed. A Felső-Zala-völgy árkos vetődéssel kialakult aszimmetrikus teraszos völgyének medencealját nagy mélységbe süllyedt triász korú karbonátos képződmények alkotják, amelyre vastag késő-miocén kőzetek és késő-pannon üledékek települtek (Dövényi 2010). Az üledékes alapkőzetén tápanyagszegény és savanyú talajok alakultak ki. A feltalaj pH-ja 4,0–4,8 közötti (Bidló, *személyes közlés*). A leggyakoribb klímazonális talajtípus a vályogos mechanikai összetételű, rossz vízelvezetőképességű pszeudoglejes barna erdőtalaj, illetve löszös üledékeken – kisebb térbeli lefedéssel – előfordul agyagbemosódásos barna erdőtalaj is. A folyóvölgyekben jellemzőek a réti öntés és lápos réti talajok, valamint a nem karbonátos lejtőhordalék talajok és lejtőhordalék erdőtalajok (Tímár 2002).

A terület az ország egyik legcsapadékosabb és legkiegyenlítettebb klímájú régiója, amely a mérsékelt hűvös–mérsékelt nedves éghajlati körzetbe tartozik (Péczy 2009). Az évi középhőmérséklet 9,1–9,3 °C között alakul, a vegetációs periódus középhőmérséklete 15,5–15,7 °C. Az átlagos éves csapadékmennyiség 770–800 mm, amelyből a tenyészidőszakra jutó csapadékösszeg 490–510 mm (Dövényi 2010).

A vizsgált terület erdősültsége magas, bár az eltérő területi lehatárolás miatt jelentős különbség olvasható a kataszterekben: 57% (Halász 2006), illetve ~72% (Dövényi 2010). Az erdők heterogének, fajkompozíciójuk és szerkezetük is jelentős változatosságot mutat az egyes állományok között (Ódor *et al.* 2011). A domináns állományalkotó fafajok, mint a bükk (*Fagus sylvatica* L.), a kocsánytalan és kocsányos tölgy (*Quercus petraea* Matt. (Liebl.) és *Q. robur* L.), a gyertyán (*Carpinus betulus* L.), az erdei fenyő (*Pinus sylvestris* L.) és a luc (*Picea abies* (L.) H. Karst.), rendkívül változatos elegyarányviszonyokban fordulnak elő az egyes állományokban – amely gradiens a közel monodomináns állományoktól egészen a 10 fafajos, elegyes erdőig terjed. A hazai viszonyokhoz képest az elegyfajok (*Betula pendula* Roth, *Populus tremula* L., *Castanea sativa* Mill., *Prunus avium* L., stb.) aránya magas (Tímár *et al.* 2002). A cserjeszint borítása az őrségi erdőkben változatos, főként a lombos fafajok (elsősorban a gyertyán és bükk) újulata alkotja. A gyepszint általában gyér, az átlagos borítás 5% (Márialigeti *et al.* 2016).

Az őrségi táj növényzetét, a jelen lévő vegetációtípusok foltjait, az egyes élőhelytípusok összetételét és szerkezetét nagymértékben meghatározta az emberi jelenlét és a régióra jellemző jellegzetes tájhasználati módok, ahogyan azt részletesen feltárta például Gyöngyössi (2008) vagy Tímár (2002). Bár az Őrség már a kora ókortól kezdve

lakott volt, a 12. századtól népesült be. Ekkor kezdődött meg a 19. századig meghatározó, ún. kisparaszti sessionális gazdálkodás jellegzetes, övezetes tájhasználata. Ez intenzíven használt szántók, legelők, kaszálók és irtásgazdálkodással feltört erdők helyén létesült átmeneti, extenzív szántók és zárt erdők alkotta, időben folyamatosan változó mozaikos tájat eredményezett. A folyamatos alomszedés és az erózió a talajok tápanyagtartalmának csökkenéséhez és jelentős kilúgozásához vezetett. Mivel az extenzíven használt szántókat a termőréteg kimerülése után hagyták újra beerdősödni, a humid és hűvös klíma a tápanyagszegény talajokon kedvezett az erdeifenyő mellett a pionír fásszárú fajok és acidofrekvens lágyszárúak elterjedésének. A 19. század második felében, a települések körül térben állandósultak az egyes mezőgazdasági területek (szántók, rétek és kaszálók) és elterjedt a rendszertelen, ún. kisparaszti szálalás, amely a folyamatos erdőborítás melletti, tartamos erdőkiélést tette lehetővé, elsősorban a szükséges tűzifa és a javafák (épületfa, bútorfá stb.) kitermelésével. Ez változatos kor- és fafajösszetételt, valamint erdőszerkezetet eredményezett a magas erdősültségű tájban. Az erdei mellékhaszonvétel formái megmaradtak, ami fenntartotta a tápanyagszegény élőhelyeket. Az üzemi (tervszerű) vágásos erdőgazdálkodás a II. világháborút követően terjedt el a szálalás rovására. A lombos fafajok által uralt állományokat leginkább fokozatos felújító vágásokkal, a tűlevelű erdőket tarvágással kezelték. Ennek következtében megindult a lombos fafajok elegyarányának növekedése a régióban, és visszaszorultak az aljnövényzet acidofrekvens fajai.

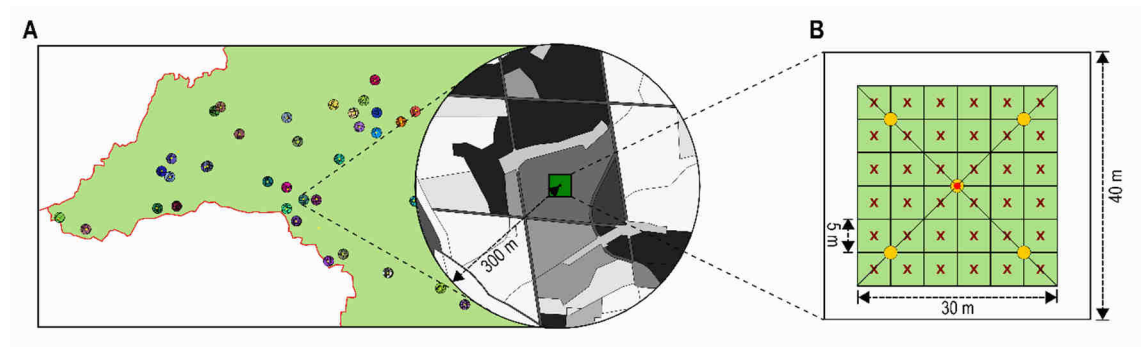
3.1.2. A mintavételi elrendezés

A vizsgálat során összesen 35 erdőállományban (2-10 ha; 9. ábra) zajlottak mérések, amelyek a térségre jellemző állománytípusok közül az Országos Erdőállomány Adattár 2000. évi adatbázisából (egykori Országos Erdészeti Adattár; Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal, Erdészeti Igazgatóság), rétegzett random mintavétel alapján kerültek kiválasztásra. Statisztikai alapsokaságként azok a gazdasági erdők szolgáltak, amelyek (1) 70 évnél idősebb állománykorú, (2) plakor helyzetű vagy enyhe lejtőszögű (<15%) területeken fekvő, (3) felszíni víz által nem befolyásolt talajú erdőrészekben találhatók. Annak érdekében, hogy a mintavétel alkalmas legyen a régió különböző fafajösszetételű erdeinek jellemzésére, az öt gazdaságilag fontos célfafaj – a tölgyek (kocsánytalan, kocsányos és csertölgy összevonva), bükk és erdeifenyő – elegyarányviszonyai alapján, a leggyakoribb fafaj-kombinációknak megfelelően,

monodomináns (>80%-os elegyarány) és kevert állományú csoportokat alakítottunk ki. A csoportokból (rétegek), típusonként véletlenszerűen kiválasztott 35 állományt vontunk be oly módon, hogy a térbeli autokorreláció csökkentése érdekében a kijelölt erdőrészek egymástól vett legkisebb távolsága 500 m legyen.

3.1.3. Adatgyűjtés

Az adatgyűjtés három nagy térbeli egységben zajlott. A kiválasztott erdőrészekben a főégtájak felé tájolva jelöltünk ki egy-egy 40 m × 40 m-es mintaterületet, amely jól reprezentálta az adott erdőrészlet faállomány- és termőhelyi viszonyait. A kijelölés szempontja az volt, hogy (1) erdőbelsőben (legalább 50 m-re a szegélytől vagy közelítőnyomtól) és (2) egyértelmű emberi létesítményektől (pl. nyiladék, út, tűzrakóhely) mentes térrészen helyezkedjen el. A táji változókat ezen 0,16 hektáros mintaterület 300 m-es sugarú környezetében (10. A. ábra), térinformatikai módszerekkel határoztuk meg. A 40 m × 40 m-es mintanégyszetben zajlott a faállomány-szerkezeti elemek felvételezése (10. B. ábra). Ezen belül egy 36 db, érintkező 5 m × 5 m-es kvadrátból álló rácshálóban (30 m × 30 m-es mintaterület) történt az egyes lombkoronaszint alatti növényzeti szintek és aljzattípusok felmérése, az avarmintavétel, valamint a mikroklima mérése.



10. ábra. A) A táji változók a mintaterületek körüli 300 m sugarú körben kerültek meghatározásra. Az egyes színek eltérő tájhasználati kategóriájú poligonokat jelölnek. B) Egy mintaterület és a terepi mintavétel vázlata. A faállományfelvételek 40 m × 40 m-es kvadrátban, a lágyszárú- és mohaszint, valamint az aljzattípusok borításának meghatározása az ezen belül kialakított 30 m × 30 m-es területen történt. Az avarmintavétel a sárga pontokkal jelölt szabályos hálózatban, a mikroklimamérés a mintaterület középpontjában (piros pont), a relatív diffúz fény mérése az 5 m × 5 m-es kiskvadrátok középpontjában (piros „x”) történt.

A táji változók adatsorai a mintaterületek 300 m sugarú környezetében légifotók és térképek alapján készültek (10. A. ábra). A térképezéshez egyszerűsített tájhasználati kategóriákat használtunk: erdők (az állománykor >20 év), tűlevelű-, lombos- és vegyes

erdőállományok (amelyekben a tű-, illetve lombos fafajok relatív aránya >55%), vágásterületek és fiatalosok (ahol a faállomány kora ≤ 20 év), gyepek és rétek, szántók, humán létesítmények, illetve a nyílt területek összevonva (2. táblázat).

Az erdőszerkezet felmérése során a faállomány összes egyedét megmértük, míg a cserjeszint esetében a denzitást (egységnyi területre jutó egyedszám) állapítottuk meg. A cserjeszint és faállomány elkülönítésének alapja a mellmagassági átmérő (DBH) volt: a cserjeszinthez soroltuk az 5 cm-es DBH-t el nem érő, de a 0,5 m-es magasságot meghaladó fásszárú egyedeket, míg a faállományba a nagyobb (DBH > 5 cm) méretfrakcióba tartozó egyedeket soroltuk. Cserjék és újulati egyedek esetén fajonként adtuk meg a mintaterületen belül az egyedek számát és átlagos magasságát. A faállomány-szerkezet felmérése során minden 5 cm DBH-t meghaladó fásszárú egyed térképezésre került a mintaterületen belül, meghatároztuk a fajukat, valamint megmértük az egyedek mellmagassági átmérőjét és magasságát. A DBH adatok alapján kiszámoltuk az állományok átlagos mellmagassági átmérőjét és azok variációs koefficiensét (CV), az átmérő-kategóriák Shannon-diverzitását a $-\sum(P_i * \ln P_i)$ összefüggést alkalmazva, ahol a P_i az i DBH-osztály relatív térfogata a teljes statisztikai populációban), az egyes méretkategóriák denzitását, valamint a mintaterületekre vonatkozó körlapösszeget. Fatömegbecslési függvények révén határoztuk meg a faegyedek törzstérfogatát (Sopp & Kolozs 2000), ami alapján megállapítottuk az elegyarányviszonyokat. Az álló holtfa egyedek az élő fákkal együtt, a faállomány-térképezés során kerültek felvételezésre, a rögzített változók is ugyanazok voltak, a térfogat-meghatározás a fatömegszámítási függvények felhasználásával történt. A facsonkok és tuskók esetén egyszerűsített térfogatbecslést alkalmaztunk, ezen holtfatípusok alakját hengerrel, illetve csonka kúppal közelítettük. A fekvő holtfa esetében a 0,5 m hosszt és 5 cm átlagos átmérőt meghaladó egységek térfogatát mértük a mintaterületen belül (hossz, illetve több átmérő mérést felhasználva). A holtfa térfogatot egységnyi területre vonatkoztatva adtuk meg (2. táblázat). A DBH-t mérőszalaggal meghatározott területadatokból származtattuk (kivéve a fekvő holtfa esetében, ahol átlalót használtunk), a famagasságot ultrahangos magasságmérővel rögzítettük (Vertex III, Haglöf Sweden AB, Långsele, SE). A faállomány és a cserjeszint felmérése a 2005. és 2006. években zajlott.

2. táblázat. Az elemzések során használt háttérváltozók átlaga, minimuma és maximuma a vizsgált 35 erdőállomány alapján. Ahol a normalitás nem teljesült, ln-transzformációt alkalmaztunk.

Változó	Mérték- egység	Átlag	Tartomány	Transzfor- máció
TÁJAI VÁLTOZÓK (r=300 m)				
Az erdők (>20 év) aránya	%	89,80	(56,92–100,00)	–
Egyes előre definiált erdőtípusok (>20 év) aránya:				–
Tülevelű fafajok által dominált (>55%) állományok aránya	%	36,61	(0,00–87,73)	–
Lombos fafajok által dominált (>55%) állományok aránya	%	50,41	(0,00–98,71)	–
Vegyes állományok aránya	%	42,02	(0,00–98,12)	–
A vágásterületek és fiatalosok (<20 év) aránya	%	5,73	(0,00–23,03)	ln
Nyílt területek aránya (rétek, szántók, utak, stb.)	%	7,25	(0,00–46,79)	ln
A gyepek és rétek aránya	%	2,77	(0,00–18,85)	ln
A szántók aránya	%	1,09	(0,00–17,23)	ln
Az emberi (humán) létesítmények aránya	%	0,87	(0,00–19,79)	ln
ERDŐSZERKEZET				
A cserjék és újluti egyedek (DBH = 0–5 cm) denzitása	db/ha	952,14	(0,00–4706,25)	ln
A térképezett fák (DBH > 5 cm) denzitása	db/ha	591,25	(218,75–1318,75)	–
Egyes átmérő-osztályok denzitása:				
6<DBH<10	db/ha	138,93	(0,00–675)	–
11<DBH<20	db/ha	126,43	(0,00–537,5)	–
21<DBH<30	db/ha	122,68	(0,00–368,75)	–
31<DBH<40	db/ha	134,29	(0,00–256,25)	–
41<DBH<50	db/ha	51,61	(0,00–100,00)	–
51<DBH	db/ha	17,32	(0,00–56,25)	ln
A térképezett fák körlapösszege	m ² /ha	34,2	(24,1–49,68)	–
A térképezett fák átlagos mellmagassági átmérője	cm	26,34	(13,64–40,61)	–
A térképezett fák átmérőjének variációs koefficiense	%	48,46	(17,41–98,28)	–
Az álló holtfák és facsonkok térfogata	m ³ /ha	12,09	(0,00–64,59)	ln
A fekvő holtfa térfogata	m ³ /ha	10,76	(1,16–35,59)	ln
Az átmérő-osztályok diverzitása (Shannon-div.)	–	1,27	(1,04–1,51)	ln
Egyes fafajok relatív elegyarányviszonyai:				
A bükk relatív elegyaránya	%	27,96	(0,00–94,33)	ln
A gyertyán relatív elegyaránya	%	3,98	(0,00–21,80)	ln
A tölgy relatív elegyaránya	%	36,18	(1,16–96,46)	ln
Az erdeifenyő relatív elegyaránya	%	26,4	(0,00–78,6)	ln
A luc relatív elegyaránya	%	3,29	(0,00–49,57)	ln
Az elegyfafajok relatív elegyaránya	%	1,96	(0,00–17,29)	ln
ALJZATVISZONYOK				
Holtfaborítás	m ² /ha	261,57	(79,44–729,99)	ln
A gyepszint borítása	m ² /ha	740,80	(19,19–4829,30)	ln
Mohaborítás a talajon	m ² /ha	247,37	(16,57–2201,59)	ln
A nyílt talajfelszín borítása	m ² /ha	146,75	(8,56–472,22)	–
Avarborítás	m ² /ha	9366,68	(7814,99–9833,66)	–
A faállományon előforduló mohaborítás 1,5 m magasságig	m ² /ha	134,85	(4,38–331,95)	–
A talajszint és a faállomány mohaközösségeinek borítása	m ² /ha	382,22	(41,54–2235,59)	ln
AVARVÁLTOZÓK				
Össz-avartömeg	g/900 cm ²	147,66	(105,41–243,08)	–
A lombavar tömegaránya	%	14,71	(2,54–32,8)	–
A tűavar tömegaránya	%	5,67	(0,00–29,32)	ln
Az ágak tömegaránya az avarmintában	%	11,91	(4,28–19,68)	–
A bomlott avar tömegaránya	%	67,71	(51,58–84,16)	–

A 30 m × 30 m-es mintaterületek szolgálták a fekvő holtfa borítás, az aljzattípusok és az avarviszonyok vizsgálatára. A gypszint, a mohaszint és az egyes aljzattípusok (holtfa, nyílt talajfelszín, avar) relatív borításának meghatározása az egymással érintkező 36 db 5 m × 5 m-es kvadrátokban történt. A becsléseket 2006-ban, a vegetációs időszak csúcsán (június-július) végeztük. A gypszinthez soroltunk valamennyi lágyszárú fajt, valamint a 0,5 m-es magasságot el nem érő fásszárú fajok (újulat) egyedeit is. Ugyanebben a mintavételi egységben zajlott az epifiton mohák felvételezése is, amit a mikroklima elemzések során szintén felhasználtunk, mint potenciális háttérváltozót. A faállományon előforduló mohák borítását 1,5 m-es magasságig rögzítettük.

Az avarváltozókat 2009-ben, mintaterületenként 5 db szisztematikusan elhelyezett mintapont alapján vizsgáltuk (10. B. ábra). A minták feldolgozása során meghatározásra került az egységnyi felületre jutó avertömeg, valamint az egyes avarkomponensek – a tű- és lombavar, a gallyak, valamint az erősen bomlott avar – relatív tömegaránya. Az öt mintaponton számolt almintákat mintaterületenként átlagoltuk.

A léghőmérsékletet (T ; °C) és a relatív páratartalmat (RH; %) 130 cm magasságban mértük a mintaterületek középpontjában, Voltcraft DL-120 TH típusú kombinált szenzorokkal (Conrad Electronic SE, Hirschau, GER). Az adatrögzítés időtartama minden mintavételi periódusban mintaterületenként 24 óra volt. A méréseket 5 perces mintavételi intenzitással végeztük. A 35 mintaterületen összesen 12 készülék állt rendelkezésünkre, ezért időben szinkronizált mozgó adatgyűjtés történt, két referenciaállomás alkalmazásával. A kontroll loggerek a mérési időszakok teljes időtartama alatt (átlagosan 5 nap) az egyik legkeletibb, illetve legnyugatibb mintaterületen folytattak folyamatos adatgyűjtést (9. ábra). A mintaterületeken mért adatokat mindig a kontroll loggerekhez viszonyítottuk (dT , dRH), úgy, hogy a két kontroll logger adott időpontban mért értékének átlagát kivontuk a mintaterületen abban az időpontban mért értékből. Az adatfeldolgozás során a léghőmérséklet és a légnedvesség átlagának és tartományának referenciától való eltérését használtuk. Összesen három vegetációs periódus alatt nyolc adatgyűjtési időszak történt úgy, hogy különböző lombkorona-záródási viszonyok is megmintázásra kerültek. Az adatgyűjtés időpontjai: 2009. június, és október, 2010. június, augusztus, szeptember és október, valamint 2011. március és május.

A fényviszonyok jellemzésére a relatív diffúz fényt (DIFN, „diffuse non-interceptance”; %) használtuk, ami megfeleltethető a lombkoronaszint feletti és alatti szórt fény arányának. A mérések egymáshoz szinkronizált LAI-2000 Plant Canopy

Analyzer (LI-COR Inc., Lincoln NE, USA) műszerpárral történtek. A referencia-készülék a legközelebbi fátlan területen került felállításra, a nyílt térszínnel közelítettük ugyanis a lombkorona tetejére eső (teljes) fénymennyiséget. A műszer a pillanatnyi beeső sugárzás $\lambda < 490$ nm-es hullámhossztartományát méri (LI-COR Inc. 1992). Az állományban a lombkoronán átszűrődő sugárzást az 5 m × 5 m-es kvadrátok középpontjában, 130 cm-es magasságban rögzítettük a másik, azonos eszközzel. A Plant Canopy Analyzer-t csak szórt fényben lehet megbízhatóan használni, emiatt a méréseket alkonyatkor, 270°-os látótér alkalmazásával végeztük, a nyugat felőli negyed kitakarásával üzemeltettük (ami a mérést végző személy által vetett árnyék mérést befolyásoló hatását küszöbölte ki). A méréseket és a DIFN értékek meghatározását állományonként egyszer, 2006 és 2007 nyarán végeztük. Előzetes eredmények alapján ez a változó ismételt mérést nem igényel (Tinya *et al.* 2009b). Az elemzésekhez a 30 m × 30 m-es mintanegyzetben belüli 36 mérés alapján számolt átlagot és variációs koefficienszt használtuk.

3.1.4. Adatfeldolgozás

A mikroklíma időben változékony változóinak (léghőmérséklet és relatív páratartalom) esetében megvizsgáltuk az átlagok, szélsőértékek és mintaterjedelmek térbeli varianciáját a mintaterületek között a vegetációs időszak különböző időpontjaiban. A vizsgált változók az alábbiak voltak: napi átlaghőmérséklet eltérése a referenciától ($dT_{\text{át}}$), napi hőingás eltérése a referenciától (dT_{tart}), relatív páratartalom napi átlagának eltérése a referenciától ($dRH_{\text{át}}$), a relatív páratartalom napi tartományának eltérése a referenciától (dRH_{tart}), a relatív diffúz fény mintaterületen belüli átlaga ($\text{DIFN}_{\text{át}}$), a relatív diffúz fény mintaterületen belüli variációs koefficiense (DIFN_{cv}). Az egyes mintavételi időszakok közötti eltérést Bartlett-tesztel és Tukey-féle többszörös összehasonlítással elemeztük, az elsőfajú hibára vonatkozó 0,05-ös szignifikancia szintet alkalmazva (Zar 2010).

A vizsgált mikroklíma-változók közötti összefüggéseket elsőként korrelációelemzéssel tártuk fel – minden mintavételi időszakot bevonva az elemzésbe. A hőmérséklet és páratartalom változók szoros korrelációja lehetővé tette az egységes és független származtatott mikroklíma-változók kialakítását. Az erősen korreláló dT és dRH adatsorok adott mérési időszakra vonatkoztatott átlagainak és tartományának kapcsolatát standardizált főkomponens analízissel vizsgáltuk (PCA, Podani 2000), a változók adatstruktúrájának feltárását korrelációs biplottal végeztük. Az indirekt ordinációval célunk a maximális varianciasűrítés révén, a mikroklímaváltozók

általánosítása volt. A mintaterületek első és második főkomponens tengelyekre vonatkozó koordinátáit (értékeit) általánosított mikroklíma-változóknak tekintettük (PC1 és PC2), összefüggésüket a potenciális háttérváltozókkal (2. táblázat) lineáris regresszióval tártuk fel (Faraway 2005). A relatív diffúz fény átlagának és variációs koefficiensének elemzése során ugyanezeket a háttérváltozókat és szintén általános lineáris modelleket használtunk.

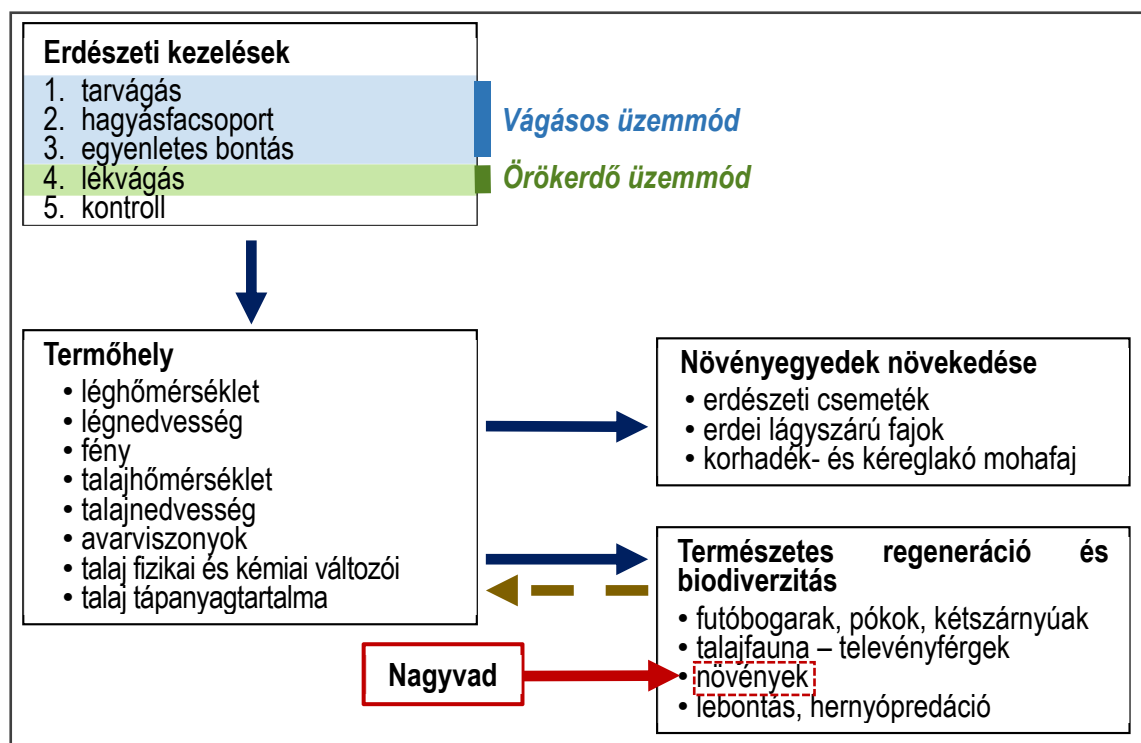
A regressziós modellek használata előtt előzetes változószelekciót és adatfeltárást végeztünk Faraway útmutatásai (2005) szerint. A PC1 és PC2 elemzésénél az eredeti adatokkal számoltunk, a $DIFN_{\text{átlag}}$ és $DIFN_{\text{cv}}$ esetén, a függő változók normalitásának biztosítása érdekében természetes alapú logaritmus transzformációt alkalmaztunk. A magyarázó változókat standardizáltuk („*Z-score scaling*”, Zar 2010). Egyes magyarázó változókat szintén transzformálni kellett a lineáris modellek előtt – ezeket feltüntettük a 2. táblázatban. Korrelációs mátrixok és szórásdigramok segítségével tártuk fel a magyarázó változók közötti kapcsolatokat, valamint a függő változók és az egyes magyarázó változók közötti összefüggéseket. A teljes modellekbe 8-10 lehetséges, egymással lehetőleg korrelálatlan ($R < 0,5$) és közel normális eloszlású magyarázó változó került be – azok, amelyek a mikroklíma-változókkal, a korrelációs együtthatójuk, valamint az összefüggés vizuális megjelenítése alapján szoros és homogén összefüggést mutattak. A minimális adekvát modelleket a teljes modellből egyenkénti kihagyással („*backward elimination*”) hoztuk létre. A modellszelekció során devianciaanalízist alkalmaztunk F-teszttel, valamint – kiegészítő elemzésként – a log-likelihood becslések értékét (Akaike-kritérium, AIC) is figyelembe vettük (Faraway 2005). A multikollinearitást varianciainflációs tényező segítségével („*variance inflation factor*”, VIF) teszteltük. A végső modelleket a korrigált determinációs koefficiens alapján számolt varianciafedés és grafikus diagnosztika alapján értékeltük (Faraway 2005).

Az adatelemzéseket R 3.0.2. környezetben végeztük (R Core Team 2015). A standardizált PCA és a lineáris modellek a „*vegan*” csomaggal (Oksanen *et al.* 2015), a VIF-elemzések a „*faraway*” csomaggal (Faraway 2016) készültek.

3.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára

3.2.1. A Pilis Kísérlet bemutatása

A Pilis Kísérlet egy komplex terepi kísérlet. A kutatás kísérletes körülmények között, statisztikailag összehasonlítható módon vizsgálja egyes fahasználati módok termőhelyre, és azon keresztül különböző erdei élőlénycsoportok regenerációjára és diverzitására gyakorolt hatását (11. ábra). Különböző fahasználatok termőhelyre gyakorolt hatásának rendszeres és szisztematikus vizsgálata mellett a projekt teljes időszaka alatt nyomon követjük a növényzet természetes regenerációját, amely kiterjed a fásszárú újulat és a lágyszárú fajok faji összetételének és tömegviszonyainak változására. A termőhelyi viszonyok és a vadhatás elválasztását elkerített és kerítetlen mintaterületek összehasonlításával biztosítjuk. Az állatcsoportok kezelésekre adott válaszát a futóbogarak (Carabidae), pókok (Araneae) és kétszárnyúak (Diptera), valamint a televényférges (Enchytraeidae) esetében vizsgáljuk. A természetes regeneráció folyamatai mellett, egyes növénycsoportok növekedését kiültetett egyedek (újulat, lágyszárúak és mohák) folyamatos monitorozásával is vizsgáljuk.

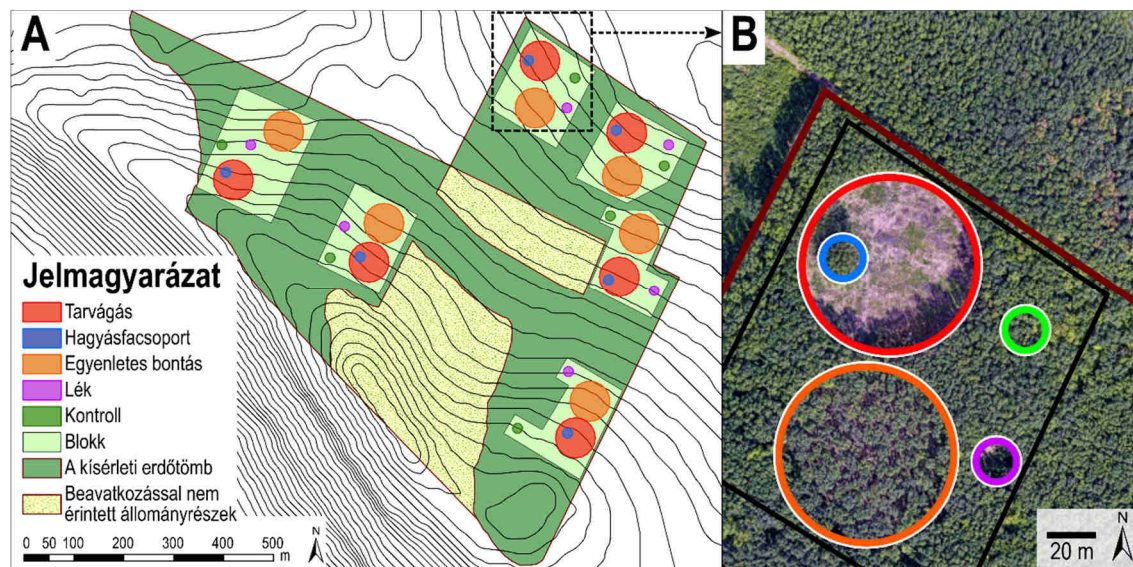


11. ábra. A Pilis Kísérlet felépítése.

A vizsgálatban elsődleges feladatom a mikroklíma rendszeres mérése, így a disszertációban csak az ezt a változócsoporthoz érintő vizsgálatokat fogom bemutatni.

3.2.2. A kísérlet helyszínének bemutatása

A kísérlet helyszínéül a Pilisi Parkerdő Zrt. munkatársaival közösen a Pilisszántó községhatárban lévő Hosszú-hegyen található közel homogén tömböt választottuk, amely a Pilisszentkereszti Erdészet vagyonkezelésébe tartozó Pilisszántó 21/A, 24/C és 25/B erdőrészleteket foglalja magában. A kísérleti terület Natura 2000 védettségű (a Duna-Ipoly Nemzeti Parki Igazgatóság illetékességi területe), a kísérletet a Pest Megyei Kormányhivatal engedélyével alakítottuk ki (engedély száma: KTF:30362-3/2014).



12. ábra. A kísérleti terület bemutatása. A) A kísérleti tömb és az egyes kezeléstípusok elhelyezkedése. B) Egy blokk távérzékelt megjelenése drónfotó alapján 2015 nyarán (Tóth Viktor felvétele).

A 40 hektáros kísérleti tömb (47°40'N, 18°54'E; 12. A ábra) a Hosszú-hegy gerincétől északra, 370–470 m tengerszint feletti magasságban helyezkedik el, egységesen észak-északkeleti kitételű, enyhe lejtőszögű (7,0–10,6°) területen.

A Hosszú-hegy sasbércsorozatának alapkőzete váltakozva előforduló, átlapolódó triász Dachsteini mészkő, oligocén homokkő (Mányi és Törökbálinti Formáció átmenete) és szoliflukciós aleurit, főként lösz (Dövényi 2010; Hegedűs 1951; MÁFI 2005). A területen 2014-ben létesített talajprofilok alapján megállapítható, hogy a talajmélység a meglévő enyhe topográfiai gradiens mentén változik: a terület alacsonyabban fekvő, északi részén mély (250 cm), míg a gerinchez közelebb sekélyebb (70 cm). Az alsóbb részeken vályogos szövetű, agyagbemosódásos barna erdőtalajok, a magasabb térszínen barna rendzinák jellemzőek. A gerinchez közel több helyen kibukkan a nyers kőzetfelszín, ami erős lejtőhordalék hatásra utal (a talajviszonyok részletesebben megtalálhatók Kovács *et al.* 2018 1. számú elektronikus mellékletében). A talajok kémhatása enyhén savas (a felső 20 cm pH-ja $4,6 \pm 0,2$). A talajok blokkok közötti

különbségei ellenére a vizsgált erdők állományszerkezetében, illetve az aljnövényzet összetételében jelentős különbségeket nem tapasztaltunk (3. táblázat). Bár a területen belül a talajmélység változik, a felső 50 cm mind fizikai, mind kémiai jellemzőiben igen hasonló (Kovács *et al.* 2018).

A terület a Pilisi-hegység kistájba tartozik, éghajlata mérsékelt hűvös-mérsékelt nedves, éves átlaghőmérséklete 9,0–9,5 °C (a vegetációs időszakban 16,0–17,0 °C), az átlagos éves csapadékmennyiség 650 mm, aminek mintegy 60%-a a tenyészidőszakban esik (Dövényi 2010; Halász 2006).

3. táblázat. A Pilis Kísérlet mintavételi területeinek beavatkozások előtti és utáni állományszerkezeti jellemzői. DBH: mellmagassági átmérő (cm); átlagos fmagasság (m); körlapösszeg (m^2ha^{-1}) és lombkorona-záródás (%). A lombkorona-záródás mérése szférikus denziométerrel történt (Lemmon 1956). A kezelések kódjai K – kontroll; T – tarvágás; L – lékvágás; B – egyenletes bontás; H – hagyásfacsoport. Az átlagok és szórások a kezelésenkénti hat ismétlés alapján kerültek kiszámításra.

Kezelés					Beavatkozások előtt (2014)			Beavatkozások után (2015)		
	DBH (cm)		Magasság (m)		Körlapösszeg (m^2ha^{-1})		Záródás (%)	Körlapösszeg (m^2ha^{-1})		Záródás (%)
	Felső	Alsó	Felső	Alsó	Felső	Alsó	A+F	Felső	Alsó	A+F
K	28,0	11,9	20,9	10,8	29,32	8,83	89,8	29,32	8,83	93,5
	±5,8	±3,8	±1,5	±3,5	±0,12	±0,10	±2,6	±0,12	±0,10	±3,9
T	28,0	11,8	21,6	10,4	29,58	9,98	87,9	0,00	0,00	2,5
	±5,7	±4,2	±1,6	±3,8	±6,47	±4,66	±3,6			±2,1
L	27,3	12,5	20,5	11,2	29,53	9,33	88,4	0,00	0,00	44,8
	±5,3	±2,8	±1,1	±2,9	±9,03	±4,51	±4,4			±10,4
B	27,2	10,9	21,2	10,0	28,07	8,03	89,4	19,67	0,00	70,2
	±5,3	±4,1	±1,4	±3,5	±2,10	±1,33	±4,4	±1,48		±6,9
H	27,3	11,1	20,4	11,8	30,47	8,17	88,7	30,47	8,17	81,9
	±5,8	±3,4	±1,9	±3,9	±3,73	±2,35	±3,2	±3,73	±2,35	±9,2

A vizsgálati területet egy régóta gazdálkodás alatt álló, 80 éves, kétszintes gyertyános-kocsánytalan tölgyesben alakítottuk ki (ÁNÉR kategória: K2, Bölöni *et al.* 2011; Natura 2000 kód: 91G0, Council Directive 92/43/EEC 1992). Az állomány a vágásos gazdálkodás következtében homogén koreloszlású (80 éves), állományszerkezetű és fajösszetételű (3. táblázat). A kísérlet megkezdése előtt ezekben az erdőrészekben növedékfokozó gyérítést végeztek (2005-ben és 2006-ban). A felső lombkoronaszint (átlagos magasság: 21 m, átlagos mellmagassági átmérő: 27,6 cm) domináns fafaja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* Matt. (Liebl.)), az alsó lombszint (átlagos magasság: 11 m, átlagos mellmagassági átmérő: 11,6 cm) legtömegesebb fafaja

a gyertyán (*Carpinus betulus* L.) (3. táblázat, 13. ábra). Az egyéb fásszárú fajok előfordulása ritka, a lombkoronaszintekbe szálszerűen virágos kőris (*Fraxinus ornus* L.), bükk (*Fagus sylvatica* L.), csertölgy (*Quercus cerris* L.) és madárcseresznye (*Cerasus avium* L.) elegyedik. Az állományokban a beavatkozások előtt mért átlagos körlevegő (G) a felső szintre $29,4(\pm 4,3) \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$, a második lombkoronaszintre $8,8(\pm 2,6) \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$ volt (3. táblázat). A kiindulási állapotban a lombkorona-záródás homogén és kb. 90%-os volt. A cserjeszint borítása gyér, elsősorban gyertyán és virágos kőris újulata alkotja. Cserjefajok a zárt állomány alatt szálszerűen fordulnak csak elő, a felmérések során egybibés galagonyát (*Crataegus monogyna* Jacq.), húsos somot (*Cornus mas* L.), közönséges fagyalt (*Ligustrum vulgare* L.) és bibircses kecskerágót (*Euonymus verrucosus* Scop.) regisztráltunk. A gyepszint általános és üde erdei fajokból áll, a legnagyobb borítású lágyszárú faj a bükkös (*Carex pilosa* Scop.), az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora* Retz.), a hagymás fogasír (*Cardamine bulbifera* L.), a szagos müge (*Galium odoratum* (L.) Scop.) és a fénytelen galaj (*Galium schultesii* Vest.). Az aljnövényzet (<0,5 m) borítása a beavatkozások előtt (2014-ben) átlagosan 40% volt (Aszalós és munkatársai személyes közlés).

3.2.3. A kísérleti elrendezés bemutatása

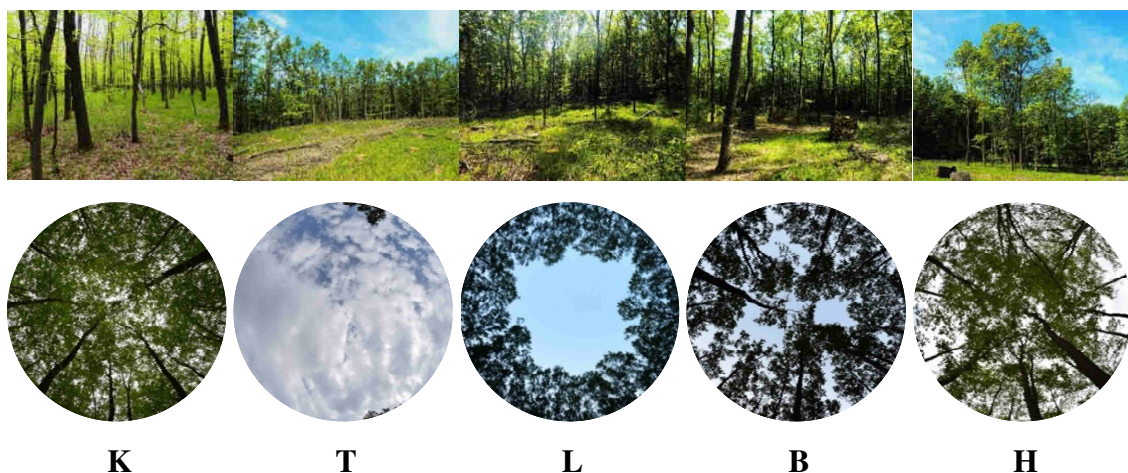
Teljes random blokk elrendezést követve (Hurlbert 1984), hat ismétlésben, az alábbi öt kezelés (12. A és B, valamint 13. ábra) került kialakításra:

1. Kontroll (K): Az eredeti állomány változatlan állapotban maradt, beavatkozás nem történt.
2. Tarvágás (T): 80 m átmérőjű, megközelítőleg 0,5 ha alapterületű, kör alakú mikrotarvágás, amelynek kiterjedését a széli felső lombkoronaszintben lévő faegyedek tőtávolsága alapján határoztuk meg. A kezelés teljes területén eltávolítottunk minden faegyedet (≥ 5 cm-es mellmagassági átmérővel és/vagy ≥ 2 m-es magassággal rendelkező fás szárú egyed).
3. Lékvágás (L): Kör alakú mesterséges záródáshiányos folt, ahol 20 m átmérőjű (~0,03 ha) területen belül eltávolítottuk az összes faegyedet. A lék alapterületét a kiterjesztett lék-konceptciónak (Runkle 1981) megfelelően határoztuk meg, az átmérőt a határoló fák tőtávolsága alapján mértük ki. A megválasztott egy fahossznyi lékátmérő széles körben alkalmazott méret az egykori átalakító, illetve a jelenlegi örökzöld üzem módokban (Varga 2013). Ez megközelítőleg egybevág a természetes

lékek területével tölgy-dominálta állományokban (Wijdeven & van Hees 2001), és elég nagy ahhoz, hogy a tölgyfajok természetes felújulását biztosítsa (Dey 2002).

4. Bontás (B): Egyenletes bontást alkalmaztunk 80 m átmérőjű körben (~0,5 ha). Az eredeti köralapösszegek alapján, szabályos hálózatban, a felső lombkoronaszintbe tartozó egyedek 30%-a, valamint a teljes alsó lombkoronaszint és cserjeszint fás szárú egyedeit kitermeltük (dG : $-8.4 \text{ m}^2\text{ha}^{-1}$).

5. Hagyásfacsoport (H): A tarvágásban, egy 20 m átmérőjű körben (~0,03 ha) az eredeti állományt (8-12 faegyedet) meghagytuk.

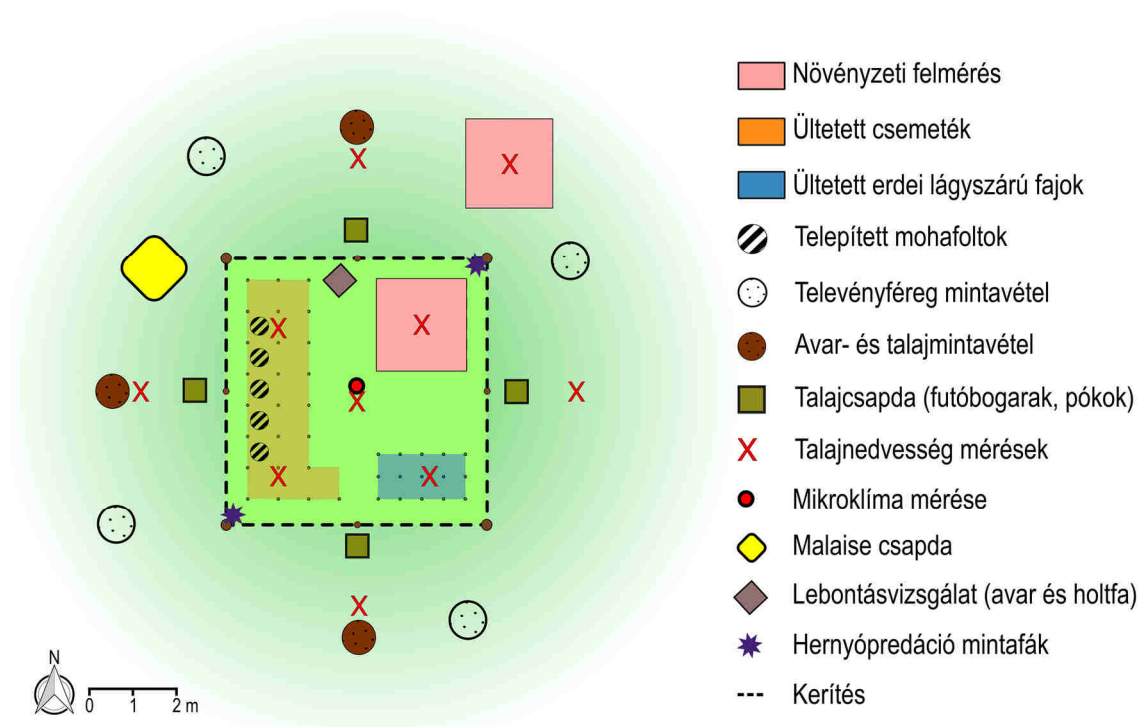


13. ábra. Az alkalmazott kezelések állományképe és halszemoptikás fényképek a kialakított lombkoronazáródás-viszonyokról a beavatkozásokat követő első vegetációs időszakban. (A halszem fotókat Dr. Tinya Flóra készítette.)

A kísérlettervezés során két egyszerűsítéssel kellett élnünk. Egyrészt a tarvágások mérete kisebb, mint a hazai vagy európai lombhullató erdőkben alkalmazott tar- és végvágások átlagos kiterjedése (3-10 ha, Standovár 2006). Ennek oka, hogy tarvágás következtében sík és dombvidéki természetes erdőkben egybefüggő erdőfelújítási kötelezettség alatt álló terület nem keletkezhethet (2017. évi LVI. törvény). Az illetékes gazdálkodók ilyen állományokban és termőhelyen egyáltalán nem alkalmaznak tarvágást. Másrészt blokkonként csak egyetlen tarvágást alakítottunk ki, ennek következtében a hagyásfacsoport elhelyezésénél is kompromisszumos megoldás született: azért, hogy a tarvágás hatásait a maradó faegyedek árnyékoló (kiegyenlítő) hatása minél kisebb mértékben befolyásolja, ezt a kezeléstípust nem a tarvágás közepén helyeztük el. A kelet-nyugati tengely 1:3 arányú metszéspontjában alakítottuk ki, azért, hogy minimalizáljuk a besugárzási egyenlőtlenségekből eredeztethető hibát (3. számú melléklet). Ezek következtében a tarvágásokban és a hagyásfacsoportokban a vizsgált változóknak

bekövetkező módosulások „egy valódi tarvágáshoz” képest várhatóan kevésbé lesznek drasztikusak.

A bemutatott fahasználatokat 2014-2015 telén hajtotta végre a Pilisi Parkerdő Zrt. az előzetes kijelöléseinknek megfelelően (3. táblázat). Annak érdekében, hogy a nagyvad fajok ne befolyásolják a méréseket (például a szenzorok kitűrésével vagy a vezetékek rongálásával), minden kezeléstípus középpontjában egy 6 m × 6 m alapterületű, a fő-égtájak felé orientált 1,5 m magas vadkizáró kerítést létesítettünk (mintaterületek). Ezekben a mintavételi egységekben, valamint közvetlen környezetükben koncentrálnak az egyes változócsoporthoz tartozó mintavételei (14. ábra).

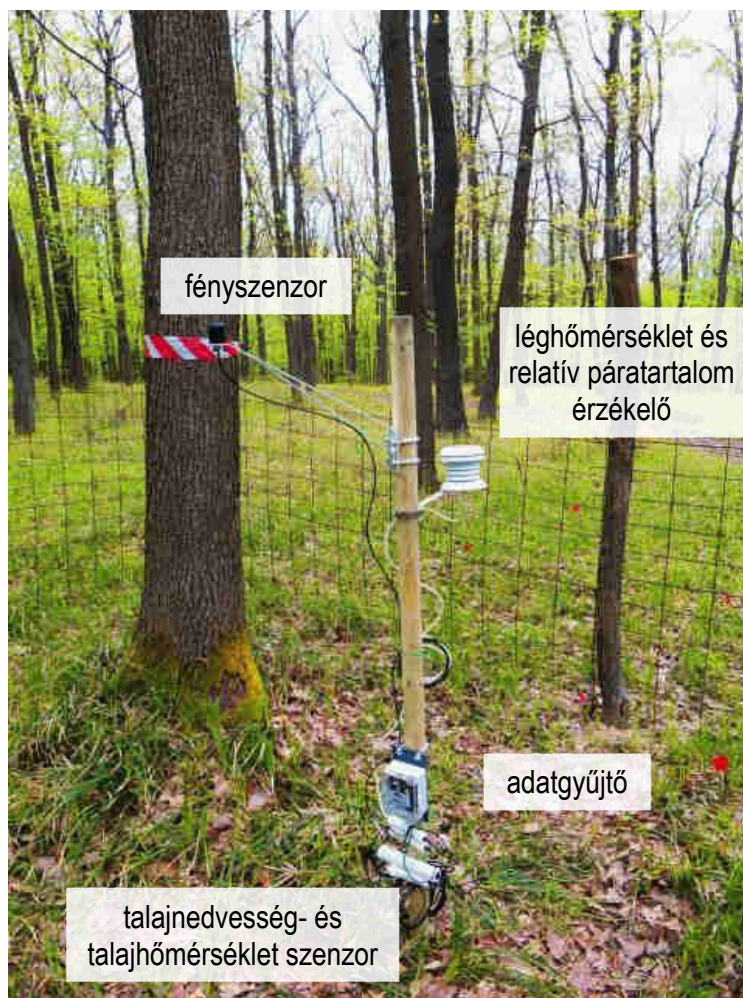


14. ábra. Egy mintavételi terület általános elrendezése az egyes vizsgált változócsoporthoz tartozó mintavételi helyeinek feltüntetésével.

3.2.4. Adatgyűjtés

A Pilis Kísérlet BACI (Before-After-Control-Impact; Stewart-Oaten *et al.* 1986) mintavételi elrendezést követ, azaz a változócsoporthoz tartozó változatlan protokoll melletti rendszeres mérése megtörtént a tényleges beavatkozások előtti évben – 2014-ben – is. A mikroklímaváltozók szisztematikus mérése a plotok középpontjában folyt (14. és 15. ábra). Az időben szinkronizált adatgyűjtést 4-csatornás Onset „HOBO H021-002 (Onset

Computer Corporation, Bourne MA, USA) adatgyűjtőkkel végeztük, amelyeket fa oszlopokra erősítettünk. Minden vegetációs időszakban (márciustól októberig), 72 órás adatgyűjtést végeztünk 10 perces adatrögzítési intenzitással.



15. ábra. A rendszeres mikorklíamérés eszközei. A mérések minden mintaterületen egy pontban, a 6 m × 6 m-es elkerült térrészben történnek.

A teljes fény mennyiségének meghatározását a fotoszintetikusan aktív radiációval közelítettük (PAR, $\lambda=400-700$ nm; $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$), amit 150 cm-es magasságban elhelyezett Onset „S-LIA-M003” típusú kvantumszenzorokkal mértünk. A léghőmérséklet (T ; °C) és relatív páratartalom (RH; %) adatokat a talajfelszíntől 130 cm-re elhelyezett szabványos, fehér színű műanyag árnyékolókban elhelyezett Onset „S-THB-M002” kombinált szenzorokkal mértük. A talajhőmérséklet regisztrálása (T_{talaj} ; °C) Onset „S-TMB-M002 12-Bit” hőmérőkkel történt, amelyeket 2 cm-rel a talajfelszín alá helyeztünk el. A talaj nedvességtartalmának mérését (SWC; m^3/m^3) Onset „S-SMD-M005” érzékelőkkel végeztük, amelyeket 20 cm-re a talajfelszín alá ástunk, és a feltalaj

10–20 cm-es tartományának átlagos víztartalmát regisztrálta. A léghőmérséklet és relatív páratartalom adatokat felhasználtuk a vízgőztelítési hiány meghatározására (VPD; kPa). A FAO protokollját követve (Allen *et al.* 1998), minden időpillanatra az alábbi képletet használtuk (Magnus-Tetens formula):

$$VPD = 0,6108^{\frac{17,27 \times T_{\text{lég}}}{237,3 + T_{\text{lég}}}} \times \frac{1 - RH}{100};$$

ahol VPD a vízgőztelítési hiány, T a léghőmérséklet, RH a relatív páratartalom. A telítési hiány megadja a levegőben, adott hőmérsékleten lehetséges (telített) és a tényleges (aktuális) vízgőz parciális nyomásának különbségét. E változó alkalmazásának előnye, hogy az aktuális hőmérséklettől független nedvességi karakterisztika, emiatt a légkör nedvességtartalmáról pontosabb információval szolgál, mint a hőmérséklet- és nyomásfüggő relatív humiditás (Anderson 1936). Ökológiai alkalmazhatóságát Anderson munkája (1936) mellett számos tanulmányban kihangsúlyozták, hogy – mivel a párolgás intenzitásával arányosítható –, egyszerűbb a közvetlen biológiai értelmezése is: leírja a levegő aktuális szárító hatását (pl. Baker *et al.* 2014; Fenton & Frego 2005).

A rendszeres havi méréseken felül, a vegetációs időszak csúcsán (augusztus elején, maximális lombkoronazáródás mellett), évente egyszer mértük a relatív diffúz fény mennyiségét (DIFN; %). A mérésekhez a 3.1.3. fejezetben bemutatott módon és beállításokkal, a LAI-2000 Pant Canopy Analyzer műszert használtuk.

3.2.5. Adatfeldolgozás

Az adatfeldolgozás első lépését a mikroklimamérések havi adatsorainak manuális ellenőrzése jelentette. Az egyértelműen hibás adatokat (pl. valószerűtlen értékeket) töröltük. A kijavított adatsorok (havi 30 különálló adattábla) SpatiaLite 4.3.0a-alapú adatbázisba kerültek (Furieri 2015). Ezután elsőként az időben szinkronizált havi adatsorokat 24 órás egységekre bontottuk, amelyek közül egy véletlenszerűen kiválasztott napi adatsorral számoltunk tovább. A különböző mérési időpontok valós (mért) értékeinek jelentős eltérése miatt a kezelések hatását relatív értékeken vizsgáltuk. Ez esetben egy mérés értékéből kivontuk az adott blokk kontroll állományában adott időpontban mért értéket (vagyis a kontroll állomány értéke mindig 0-nak tekinthető). Mind a valós és a relatív adatok leíró statisztikáit (átlag, minimum, maximum, mintaterjedelem, interkvartilis terjedelem, szórás) ebből a 24 órás adatsorból származtattuk (mintaterületenként havi egy érték minden változóra). Az elemzéseket az

aktuális időjárási helyzet hatásainak minimalizálása és a blokkok közötti heterogenitás csökkentése érdekében a relatív adatokra végeztük. A relatív adatok (kontrolltól vett eltérések) elemzéséhez a változók napi átlagát, illetve az időbeli heterogenitásukat leíró statisztikák közül az interkvartilis terjedelmet (IQR) használtuk, amely megadja az adatok 50%-át tartalmazó tartományt azok átlaga körül. Mivel a talajnedvesség egy napon belül viszonylag statikus változó, a napi interkvartilis terjedelmét kihagytuk az elemzésekből, valamint a teljes fény napi minimumát is, amely minden esetben ugyanazt az értéket veszi fel. A kezeléshatás rövid távú elemzésénél (4.2.1-4.2.3. *fejezetek*) nem vettük figyelembe a RH és VPD változók októberi adatsorát, mert a fagy miatt jelentős adathiány következett be.

Az adatfeldolgozás során elsőként a kezelés első évében a teljes vegetációs időszakra vonatkoztatva, összevetettük a kezeléseket a vizsgált változók esetében. Ezt követően ugyanebben az időszakban megnéztük a kezelések közötti eltérések alakulását az év különböző időszakaiban (az egyes hónapokban). Az első év adatain megvizsgáltuk az egyes mikroklima-változók napi ritmusát, külön kezelve a nyári és a tavaszi-őszi hónapokat. Ezután a fahasználatok utáni első három év teljes adatsora alapján (2015-2017) vizsgáltuk a kezelések hatását és az évek közötti eltéréseket a mért változókra (ekkor elhanyagoltuk a hónapok hatását és csak az éveket teszteltük). Végül a hároméves adatsorra vonatkozóan minden év esetében külön-külön megnéztük többváltozós módszerekkel, hogy milyen mértékben különülnek el a kezelések, és ebben mely változók a legfontosabbak.

A kezelések és a szezonális hatásait, valamint a kezelés- és évhatás feltárását egyaránt lineáris kevert modellek – Gauss-eloszlású hibatag – segítségével végeztük (Faraway 2006). Az adatfeltárás és modellépítés során Zuur és munkatársai (2009; 2010) útmutatásait követtük. Ahol szükséges volt, a modell reziduálisainak normalitása érdekében elvégeztük a függő változók transzformálását. A kezelések és az idő hatásának vizsgálatát egységes modellrendszerben végeztük. Az alkalmazott modellekben fix faktorként használtuk a kezelések szintjeit, az idő szintjeit (hónapokat az egyéves elemzés vagy az éveket a hároméves adatsor esetében), valamint a kezelés és az idő interakcióját. Random faktor a blokk volt. A beavatkozás előtti 2014-es év adatsorait mindkét elemzésben külön vizsgáltuk. A modellek illeszkedését likelihood-ratio teszten alapuló determinációs koefficienssel (R^2_{LR} ; Bartoń 2016) és F-statisztikával jellemeztük. A kezelések hatásait önállóan, valamint a vizsgált időpontokon (hónap vagy év) belül beágyazottan, a legkisebb négyzetes átlagokon alapuló („*least square means*”; Lenth

2016) Tukey-féle páronkénti többszörös összehasonlításokkal végeztük ($\alpha=0,05$). Az egyes kezelési szintek kontrolltól való eltéréseit konstans nélküli regresszióval vizsgáltuk (Zuur *et al.* 2009).

Egyes mikroklimaváltozók napi menetét csak kvalitatív elemzéssel, statisztikai tesztek nélkül is vizsgáltuk (LOWESS simítás 95%-os konfidencia-intervallumokkal). Bemenő adatként ez esetben a valós (nem a kontrollhoz viszonyított relatív) adatokat használtuk, amelyeket két csoportba soroltunk a lombkoronaszint záródásának megfelelően: a vegetációs időszak csúcsát (június, július, augusztus) és az átmeneti, kevésbé záródott lombosítási időszakokat (március, április, szeptember, október) hasonlítottuk össze. A simítást a napi adatsorokon, kezeléstípusonként a havi 6 ismétlés alapján végeztük.

Az alkalmazott kezelésekre, mivel különböző konfigurációban faegyedeket távolítottunk el az addig zárt állományból, a fényváltozók reagálnak legerősebben. A teljes és diffúz fény emiatt tulajdonképpen a kezeléshatás részének tekinthető, attól nehezen elválasztható. Így annak feltárására, hogy a kezelések mely mikroklima-változók mentén válnak szét, szűkített változólistát vizsgáltunk – a fényt ($PAR_{\text{átl}}$, PAR_{max} , PAR_{IQR} és $DIFN$) kihagytuk az elemzésekből.

Az alkalmazott kezelések, mint *a priori* csoportok szétválását a mikroklima-változók alapján az egyes években lineáris diszkriminancia elemzéssel (LDA, Podani 2000) vizsgáltuk meg. Az LDA során használt adatmátrixokat változónként külön-külön, a teljes éves adatsorokra elkészített standardizált PCA-k első tengelyével állítottuk elő annak érdekében, hogy a szezonalitást kizárva, a vegetációs időszakon belüli variancia maximalizálásával általánosítsuk az egyes változókat. A lefuttatott PCA-k eredményeit az 5. számú melléklet tartalmazza. A hiányos adatmátrixokat iteratív PCA módszer segítségével egészítettük ki (IPCA, Dray & Josse 2015). Egy mérési időszakra (a 30 db havi adatsorra) vonatkozóan az adathiány a vizsgált négy év során átlagosan 4,89% (terjedelme: 0%–20%) volt. A szétválás mértékének meghatározásához Canberra-metrikán alapuló permutációs többváltozós varianciaelemzést (PERMANOVA, permutációk száma: 9999) használtunk (Anderson 2017; Podani 2000), az egyes változók fontosságát a csoportok közötti szétválásban többszemponútú varianciaelemzéssel (Wilks-teszten alapuló MANOVA) vizsgáltuk (Borcard *et al.* 2018).

Az elemzésekhez R 3.4.1. környezetet használtunk (R Core Team 2017). A kevert modelleket az „nlme” (Pinheiro *et al.* 2017), a többszörös összehasonlításokat az „lsmeans” (Lenth 2016) csomagokkal végeztük. A determinációs koeficiensek a

„MuMIn” csomag „rsquaredLR” funkciójával (Bartoń 2016) kerültek meghatározásra. A PCA-k a „vegan” (Oksanen *et al.* 2018), az iteratív PCA-k a „missMDA” csomag „imputePCA” funkciójával (Josse & Husson 2016), míg az LDA-k a „MASS” csomaggal (Venables *et al.* 2002) készültek.

4. EREDMÉNYEK

4.1. Az őrési zárt, idős erdők mikroklímáját meghatározó tényezők

4.1.1. A mikroklíma időbeli varianciája

Méréseink alapján a vegetációs periódusban az átlaghőmérséklet $16,5^{\circ}\text{C}$ volt. A $\text{DIFN}_{\text{átl}}$ összes állomány alapján számolt átlaga $2,93 \pm 2,21\%$ volt, és az egyes mintaterületek esetén $0,62\%$ és $10,36\%$ között változott. A DIFN_{cv} átlaga, amellyel a fény mintaterületen belüli heterogenitását közelítettük, $0,51\%$ volt (terjedelme: $0,12\text{--}1,23\%$).

4. táblázat. A léghőmérséklet (T) és relatív páratartalom (RH) leíró statisztikái az egyes mérési időszakokban. Az alkalmazott rövidítések: *átl* – napi átlag, *min* – napi minimum, *max* – napi maximum, *tart* – napi ingadozás.

Mérési időszak	$T_{\text{átl}}$ ($^{\circ}\text{C}$)	T_{min} ($^{\circ}\text{C}$)	T_{max} ($^{\circ}\text{C}$)	T_{tart} ($^{\circ}\text{C}$)	$RH_{\text{átl}}$ (%)	RH_{min} (%)	RH_{max} (%)	RH_{tart} (%)
2009. június	15,80	6,46	26,15	19,70	79,86	41,47	97,07	55,60
2009. október	9,47	3,08	15,94	12,86	90,60	55,63	97,00	41,37
2010. június	21,38	13,24	31,15	17,91	73,27	43,84	95,08	51,24
2010. július	17,54	12,37	28,25	15,88	87,90	50,16	96,63	46,47
2010. szeptember	12,56	6,75	19,02	12,27	87,77	50,86	97,03	46,17
2010. október	11,07	6,46	16,74	10,29	88,37	62,15	95,59	33,44
2011. március	9,34	-4,35	22,33	26,68	60,18	22,44	94,19	71,75
2011. május	15,64	5,95	25,64	19,69	72,91	41,10	92,85	51,74

A nyolc mérési időszak 24 órás léghőmérséklet és relatív páratartalom adataiból (4. táblázat) képeztük a kontrolltól vett eltéréseket (dT és dRH), amelyek alapján összehasonlítottuk az egyes mintavételi időszakokban a mintaterületek közötti varianciát (5. táblázat).

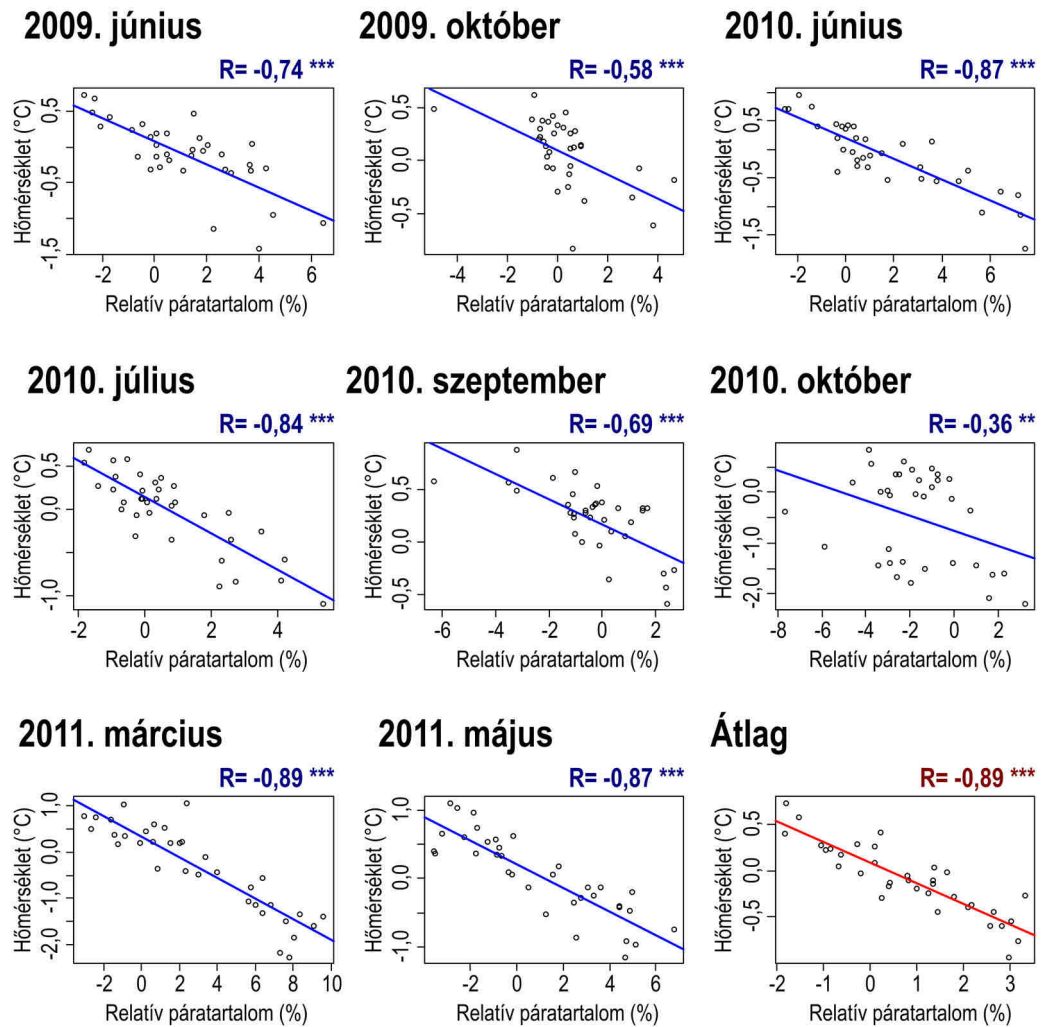
5. táblázat. A mikroklíma-változók kontrolltól vett eltéréseinek mintaterületek közötti varianciája az egyes mintavételi időszakokban. Az időszakok közötti eltérést Bartlett-tesztel vizsgáltuk, az értékek melletti betűk az értékek közötti statisztikai azonosságot, illetve eltérést jelölik a többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$). Az alkalmazott rövidítések: dRH – referenciához viszonyított páratartalom eltérés, dT – referenciához viszonyított hőmérséklet eltérés, $\bar{a}tl$ – napi átlag, min – napi minimum, max – napi maximum, $tart$ – napi ingadozás.

	$dT_{\bar{a}tl}$	dT_{min}	dT_{max}	dT_{terj}	$dRH_{\bar{a}tl}$	dRH_{min}	dRH_{max}	dRH_{tart}
Bartlett-féle K^2	79,406	44,935	54,027	42,968	41,760	14,706	265,635	22,159
p-érték	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,039	<0,001	0,002
2009. június	0,230 ^{ab}	0,567 ^{ab}	0,499 ^{bc}	0,915 ^{ab}	4,853 ^{ab}	10,929 ^{ab}	3,098 ^{abd}	14,430 ^{ab}
2009. október	0,101 ^a	0,409 ^a	0,164 ^a	0,476 ^a	2,586 ^a	20,825 ^a	1,108 ^{ad}	16,899 ^{ab}
2010. június	0,347 ^{bc}	0,790 ^{bc}	1,217 ^c	2,287 ^{bc}	7,791 ^{bc}	13,610 ^{ab}	6,597 ^b	11,888 ^{ab}
2010. július	0,202 ^{ab}	0,668 ^{abc}	0,500 ^{bc}	1,243 ^{abc}	3,134 ^{ab}	11,054 ^{ab}	0,747 ^{cd}	11,131 ^{ab}
2010. szeptember	0,104 ^a	0,400 ^a	0,294 ^{ab}	0,623 ^a	3,446 ^{ab}	11,632 ^{ab}	0,317 ^c	10,332 ^a
2010. október	0,841 ^{bc}	1,493 ^{bc}	0,867 ^c	1,689 ^{bc}	5,051 ^{ab}	10,953 ^{ab}	1,529 ^{ad}	7,438 ^a
2011. március	0,898 ^c	2,189 ^c	1,345 ^c	2,942 ^c	14,325 ^c	5,572 ^b	34,978 ^e	30,618 ^b
2011. május	0,351 ^{bc}	1,026 ^{bc}	0,488 ^{bc}	1,575 ^{bc}	8,841 ^{bc}	11,396 ^{ab}	5,368 ^b	14,230 ^{ab}
Átlagos variancia	0,141	0,361	0,185	0,586	2,241	4,264	1,130	4,626

A legnagyobb varianciát tavasszal mértük, míg ősszel a mikroklíma-változók kisebb eltérést mutattak a mintaterületek között. A minimumértékekben mért variancia nagyobb volt, mint az átlagok vagy a maximumok esetében.

4.1.2. A mikroklímaváltozók közötti kapcsolat feltárása

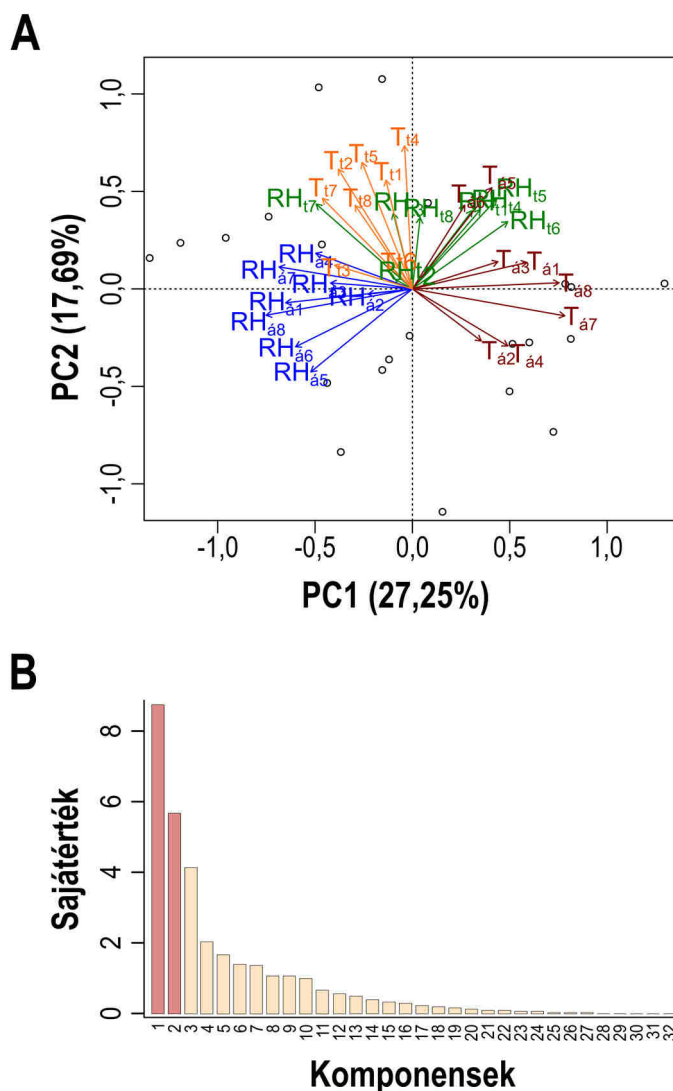
Feltételezéseinkkel és számos vizsgálat eredményeivel (pl. Heithecker and Halpern, 2006; Matlack, 1993) szemben, a diffúz fény mennyisége sem a hőmérséklettel, sem a relatív páratartalommal nem korrelált (1. számú melléklet). A Pearson-féle korrelációs együttható átlaga például 0,108 volt a $DIFN_{\bar{a}tl}$ és $dT_{\bar{a}tl}$, illetve 0,013 a $DIFN_{\bar{a}tl}$ és $dRH_{\bar{a}tl}$ esetében. A hőmérséklet és a relatív páratartalom között konzisztens és erősen negatív összefüggést mutattunk ki: a korrelációs együttható -0,36 ($p=0,032$) és -0,89 ($p<0,001$) között változott (16. ábra, 2. számú melléklet). A vizsgált változók közötti összefüggések feltárását az átlagaik korrelációelemzésével végeztük. A leggyengébb kapcsolatot ősszel mértük, míg tavasszal és nyáron a korreláció erősebb volt.



16. ábra. A nyolc mérési időszak hőmérséklet és relatív páratartalmának referencialoggerek átlagától vett eltéréseinek korrelációelemzése. Az ábrán feltüntetjük a Pearson-féle korrelációs együtthatókat, a p -értékeket csillagokkal kódoltuk: *** $<0,001$, ** $<0,05$.

A mikroklima-változók szoros korrelációja lehetővé tette a dT és dRH adatok belső adatstruktúrájának főkomponens analízissel történő feltárását (17. A ábra). Az első PCA-tengely az összvariancia 27,25%-át fedte le, és a dT változókkal pozitív, míg a dRH változókkal negatív összefüggést mutatott, vagyis a gradiens negatív végén a magas páratartalommal és alacsonyabb átlaghőmérséklettel jellemezhető mintaterületek, míg a pozitívon a melegebb, de szárazabb objektumok helyezkedtek el. A második PCA-tengely (variancia lefedés 17,69%) a mintaterjedelem gradiensét adta meg: pozitív irányban a hőmérséklet és a páratartalom napi ingadozása, azaz az extrém értékek előfordulási valószínűsége nő. Az ordináció révén lehetőségünk nyílt a mikroklimára vonatkozóan egy „száraz-meleg jelleg” és egy „napi ingadozás” változót definiálni, amelyek egyrészt a további elemzések robusztusságát segítették elő, másrészt

párhuzamba állíthatók a két fényváltozóval (átlag és variációs koefficiens). A harmadik komponens hiába magyarázta az összvariancia 12,95%-át (17. B ábra), az adatstruktúra értelmezéséhez nem szolgáltatott további információt, emiatt a PC3 felhasználásával előállított biplotokat itt nem mutatjuk be.



17. ábra. A standardizált PCA eredményei. A) A korrelációs biplotja, feltüntetve a főkomponensek varianciafedését. Az első tengely (27,25%-os lefedés) egy hőmérséklet-relatív páratartalom gradienst rajzol ki, míg a mikroklíma napi ingadozása a második tengely (17,69%) mentén változik – a pozitív irányban nő. B) A 32 komponens relatív nagyságát tükröző oszlopdiagram („scree plot”), a komponensek sajátértékeinek feltüntetésével. A biplot előállításához a sötét színnel jelölt két komponenst használtuk fel.

4.1.3. A táji és faállomány-szerkezeti változók hatása az állományklímára

Az első főkomponens (PC1, „száraz-meleg jelleg”) regressziós modellje alapján a zárt erdők hűvösebb és párásabb mikroklímáját elsődlegesen a gyertyán elegyaránya

(önmagában 33,3%-os varianciafedés), valamint a cserjeszint denzitása határozta meg (14,1%). Ezzel szemben az idős lombos erdők aránya (11,6%), valamint a tölgyfajok relatív elegyaránya (6,6%) a melegebb és szárazabb mikroklíma irányába hatott (6. táblázat). A modell determinációs koefficiense (R^2) 0,61. A mikroklíma-változók napi ingadozását (PC2) az avar borítása, az idős erdők aránya és az átmérőosztályok Shannon-diverzitása csökkentette. Ez a modell az előzőhöz képest kisebb magyarázó erejű volt ($R^2=0,22$).

6. táblázat. A mikroklíma-változók regressziós modelljeiben a háttérváltozók varianciamagyarázata, az F-statisztika értéke (F-érték) és szignifikanciája (p-érték). Az irány a pozitív, illetve negatív irányú hatásra (meredekség előjele) utal. A modellek esetében megadtuk a determinációs koefficiens (R^2), a modell F-statisztikáját és szignifikanciáját.

Magyarázó változó	Irány	Variancia (%)	F-érték	p-érték
1. PCA-tengely (~ száraz és meleg mikroklíma)				
$R^2=0,61$; $F(4;30)=14,3$; $p<0,001$				
A gyertyán relatív elegyaránya (%)	-	33,31	29,04	<0,001
A cserjék és újulati egyedek denzitása (0-5 cm DBH)	-	14,05	12,25	0,002
A lombhullató erdők aránya a tájban ($r=300$ m)	+	11,62	10,14	0,003
A tölgyfajok relatív elegyaránya (%)	+	6,62	7,76	0,023
2. PCA-tengely (~ a mikroklíma napi ingadozása nő)				
$R^2=0,22$; $F(3;31)=4,19$; $p=0,013$				
Avarborítás	-	11,09	4,83	0,036
Az erdők aránya a tájban ($r=300$ m)	-	9,74	4,24	0,048
Az átmérő-kategóriák Shannon-diverzitása	-	8,02	3,49	0,071
A relatív diffúz fény átlaga				
$R^2=0,65$; $F(3;31)=21,64$; $p<0,001$				
A térképezett faegyedek körlepösszege (m^2/ha)	-	37,06	35,55	<0,001
Az átmérő-kategóriák Shannon-diverzitása	-	19,67	18,87	<0,001
A tölgyfajok relatív elegyaránya (%)	+	10,95	10,50	0,003
A relatív diffúz fény variációs koefficiense				
$R^2=0,49$; $F(3;31)=11,94$; $p<0,001$				
A fák átlagos mellmagassági átmérője (cm)	-	35,56	23,76	<0,001
A térképezett faegyedek körlepösszege (m^2/ha)	-	13,48	9,01	0,005
A bükk relatív elegyaránya (%)	-	4,56	3,05	0,091

A diffúz fény átlagát leíró modell R^2 értéke 0,65. A szignifikáns háttérváltozók közül a körlapösszeg (37,1%) és az átmérőosztályok diverzitása (19,7%) csökkentette, míg a tölgyek elegyaránya (10,9%) növelte a $DIFN_{\text{átl}}$ -t. A fény variációs koefficiensét leíró modellbe ($R^2=0,49$) bekerült változók, az átlagos átmérő (35,6%), a körlapösszeg (13,5%) és a bükk relatív elegyaránya (4,6%) csökkentették a $DIFN_{\text{cv}}$ -t. Mivel a $DIFN_{\text{cv}}$ a zárt erdők állományterében mérhető fényellátottság térbeli változékonyságát fejezi ki, ezek a változók a kiegyenlítettebb fényklíma irányába hatnak. A variációinflációs faktor értéke minden modell esetében 1,25-nél kisebb volt.

4.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára a Pilis Kísérlet keretében

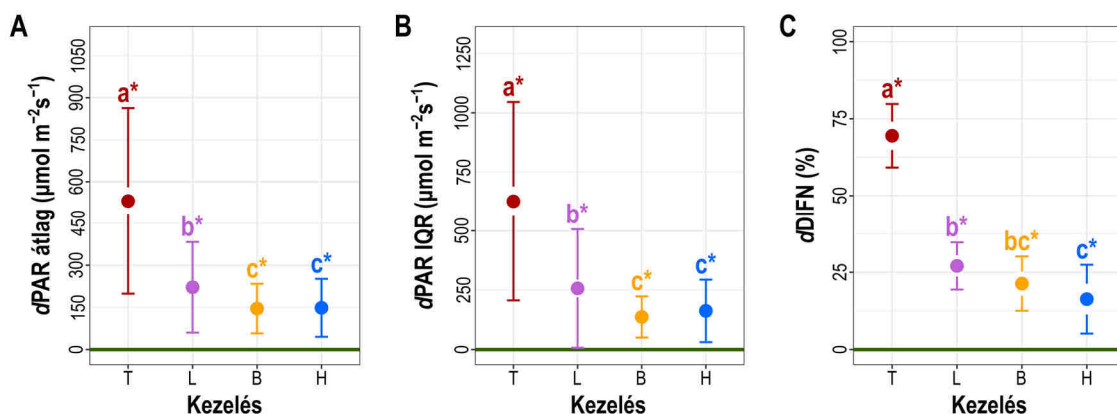
4.2.1. A kezelések hatása a mikroklíma-változókra az első vegetációs időszakban

A lineáris kevert modellek azt mutatják, hogy az alkalmazott kezelések már a legelső vegetációs időszak során jelentősen megváltoztatták a mikroklímát és a fahasználatok mellett az idő (ebben az esetben a hónapok, azaz általánosítva a szezonális) is erősen szignifikáns fix hatás (7. táblázat, 18-20. ábra).

7. táblázat. A mikroklímaváltozók átlagára és interkvartilis terjedelmére épített lineáris kevert modellek eredményei. PAR: fotoszintetikusán aktív radiáció ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$); DIFN: relatív diffúz fény (%); $T_{\text{lég}}$: léghőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); RH: relatív páratartalom (%); VPD: vízgőztelítési hiány (kPa); T_{talaj} : talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); SWC: talajnedvesség-tartalom (m^3/m^3). Kezelés:Idő: a két fix faktor interakciója. A vizsgált változók a kontrolltól vett eltérések („d”-vel jelöltük). A modellekhez a 24 órás adatsorokat használtuk, kivéve a teljes fény esetében: itt a nappali 12 órában (6:00-18:00) gyűjtött adatokkal számoltunk.

Függő változó	Modell			Kezelés		Idő		Kezelés:Idő	
	Chi ²	p	R ² _{LR}	F	p	F	p	F	p
dPAR átlag	454,711	<0,0001	0,922	225,579	<0,0001	133,928	<0,0001	8,941	<0,0001
dPAR IQR	343,698	<0,0001	0,852	114,259	<0,0001	57,575	<0,0001	6,292	<0,0001
dDIFN	29,086	<0,0001	0,766	21,699	<0,0001	–	–	–	–
dT _{lég} átlag	273,305	<0,0001	0,781	21,888	<0,0001	54,082	<0,0001	4,903	<0,0001
dT _{lég} IQR	265,160	<0,0001	0,771	44,487	<0,0001	47,139	<0,0001	2,016	0,0086
dRH átlag	46,096	<0,0001	0,434	5,177	0,0021	2,939	0,0105	0,609	0,8866
dRH IQR	125,451	<0,0001	0,569	14,054	<0,0001	16,694	<0,0001	1,275	0,2173
dVPD átlag	122,668	<0,0001	0,595	13,2782	<0,0001	13,9286	<0,0001	1,8528	0,0267
dVPD IQR	259,555	<0,0001	0,823	37,279	<0,0001	63,435	<0,0001	5,491	<0,0001
dT _{talaj} átlag	261,975	<0,0001	0,768	9,107	<0,0001	44,611	<0,0001	7,368	<0,0001
dT _{talaj} IQR	201,537	<0,0001	0,674	24,397	<0,0001	24,166	<0,0001	3,248	<0,0001
dSWC átlag	109,965	<0,0001	0,534	29,145	<0,0001	2,3129	0,0292	1,089	0,3666

A teljes fény (dPAR) átlaga (18. A ábra) és interkvartilis terjedelme (18. B ábra), illetve a relatív diffúz fény (dDIFN) átlaga (18. C ábra) minden kezelésben magasabb volt, mint a kontroll esetében. A legmagasabb értékeket a tarvágásban mértük, de a növekedés mértéke a lékben is jelentős volt. A bontásban és a hagyásfacsoportban hasonló fényviszonyokat mértünk, de a diffúz fény az utóbbi esetében alacsonyabb volt.

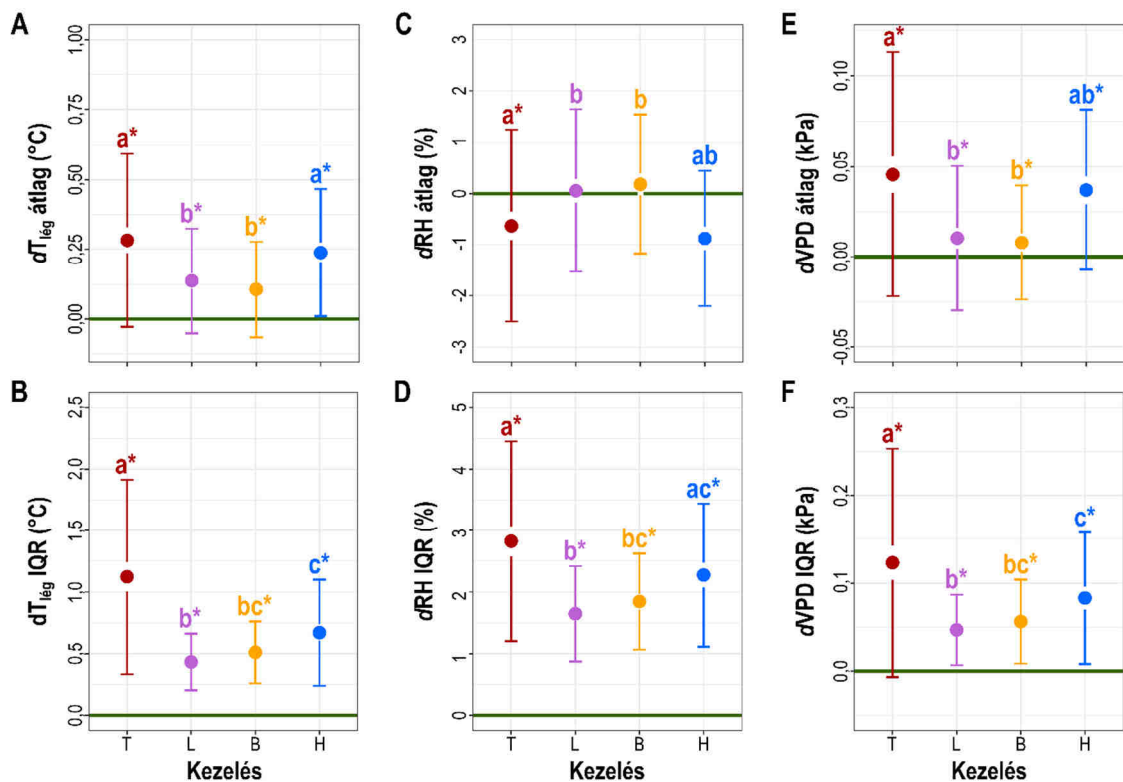


18. ábra. A vizsgált fényváltozók kontrolltól vett eltérése az egyes kezelésekben. A) A teljes fény átlaga és B) interkvartilis terjedelme; C) a relatív diffúz fény átlaga. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A betűk a kezelések közötti statisztikai azonosságot, illetve eltérést jelölik a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja. Az alkalmazott rövidítések: T – tarvágás, L – lék, B – egyenletes bontás, H – hagyásfacsoport.

A léghőmérséklet ($dT_{\text{lég}}$) átlaga és interkvartilis terjedelme minden kezelésben szignifikánsan eltért a kontrolltól (19. A és B ábrák). A hagyásfacsoport és a tarvágás esetén a léghőmérséklet magasabb volt, mint a másik két kezelésben (19. A ábra). A léghőmérséklet esetén a bontás volt képes leginkább megőrizni a kontrollhoz hasonló hőmérsékletviszonyokat, de az átlagok a lékek esetében is hasonlóak voltak. Az interkvartilis terjedeleme átlaga és szórása egyaránt a tarvágásban volt a legmagasabb (19. B ábra). A legalacsonyabb IQR-t a lékekben mértük, a hőmérséklet napi járása a lék esetében a legkevésbé ingadozó.

A relatív páratartalom (dRH) átlaga a tarvágásban és a hagyásfacsoportban volt a legalacsonyabb, szignifikánsan kisebb értékeket mértünk, mint a kontrollban (19. C ábra). A bontás és a lékek esetén nem tapasztaltunk a zárt állományhoz képest szárazodást, továbbá a két kezeléstípusban a dRH egymástól sem különbözött. A relatív páratartalom interkvartilis terjedelme a lékekben volt a legalacsonyabb, míg a tarvágásban a legmagasabb, azonban a kapott értékek minden kezelés esetén szignifikánsan magasabbak voltak a kontrollban tapasztalható viszonyoknál (19. D ábra).

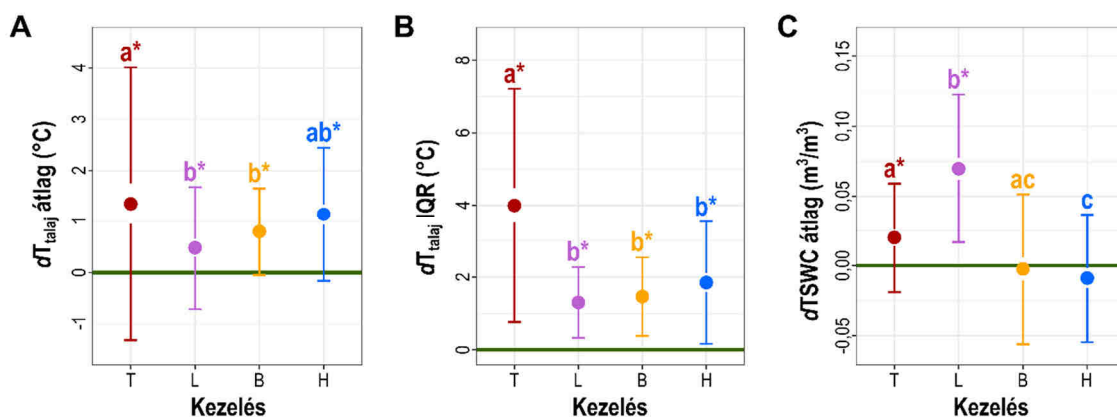
A vízgőztelítési hiány ($dVPD$) átlaga és interkvartilis terjedelme a léghőmérsékletre hasonló mintázatot mutatott és minden kezelés szignifikánsan eltért a kontrolltól (19. E és F ábrák).



19. ábra. A vizsgált levegő állapotváltozók kontrolltól vett eltérése az egyes kezelésekben. A) A léghőmérséklet átlaga és B) interkvartilis terjedelme; C) a relatív páratartalom átlaga és D) interkvartilis terjedelme; E) a vízgőztelítési hiány átlaga és F) interkvartilis terjedelme. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A betűk a kezelések közötti statisztikai azonosságot, illetve eltérést jelölik a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja. Az alkalmazott rövidítések: T – tarvágás, L – lék, B – egyenletes bontás, H – hagyásfacsoport.

A talajhőmérséklet (dT_{talaj}) átlaga és interkvartilis terjedelme minden kezelésben szignifikánsan magasabb volt a kontrollban mértéknél (20. A és B ábrák). A tarvágás hatására jönnek létre a zárt erdőtől leginkább eltérő talajhőmérsékleti viszonyok: a talajhőmérséklet átlaga és interkvartilis terjedelme is ebben a kezelésben volt a legmagasabb. A hagyásfacsoportban a talajhőmérséklet átlaga nem különbözött szignifikánsan a tarvágásban mértéktől, de az interkvartilis terjedelmet képes volt csökkenteni ez a kezeléstípus. A leghűvösebb talajviszonyokat a lékekben mértük: itt volt a legalacsonyabb az átlag és az interkvartilis terjedelem is.

A talajnedvesség ($dSWC$) a tarvágásban és a lékekben tért el szignifikánsan a kontrolltól (20. C ábra). A legmagasabb talajnedvesség értékeket a lékekben mértük, a növekedés kisebb volt a tarvágás esetén, míg a bontásban és a hagyásfacsoportoknál csak kismértékű csökkenést tapasztaltunk. A legszárazabb talajviszonyok a hagyásfacsoportban voltak mérhetőek.

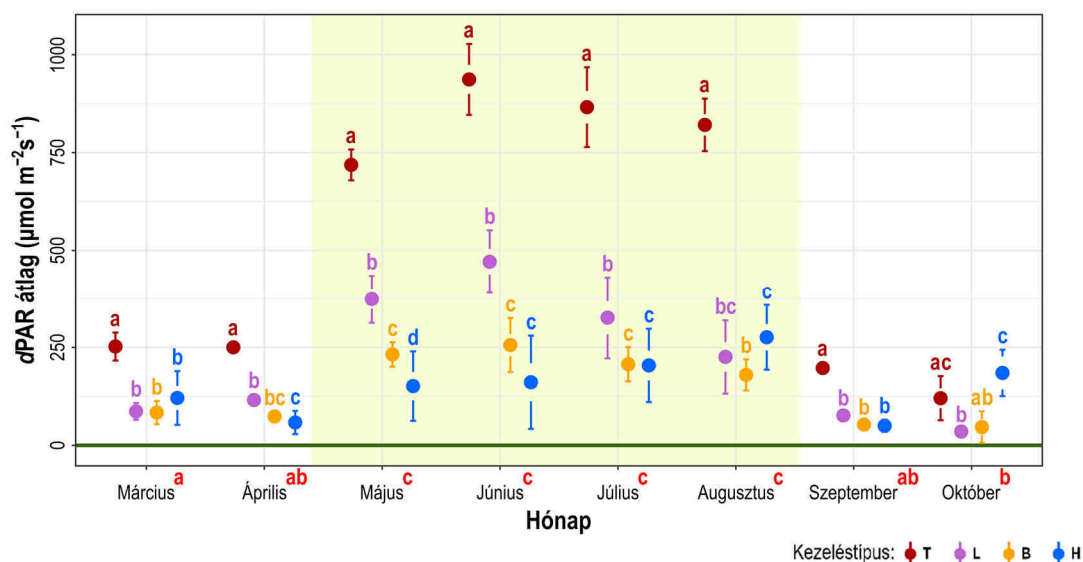


20. ábra. A vizsgált talajklíma változók kontrolltól vett eltérése az egyes kezelésekben. A) A talajhőmérséklet átlaga és B) interkvartilis terjedelme; C) a talajnedvesség tartalom átlaga. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A betűk a kezelések közötti statisztikai azonosságot, illetve eltérést jelölik a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja. Az alkalmazott rövidítések: T – tarvágás, L – lék, B – egyenletes bontás, H – hagyásfacsoport.

4.2.2. A kezelések közti szezonális különbségek az első vegetációs időszak során

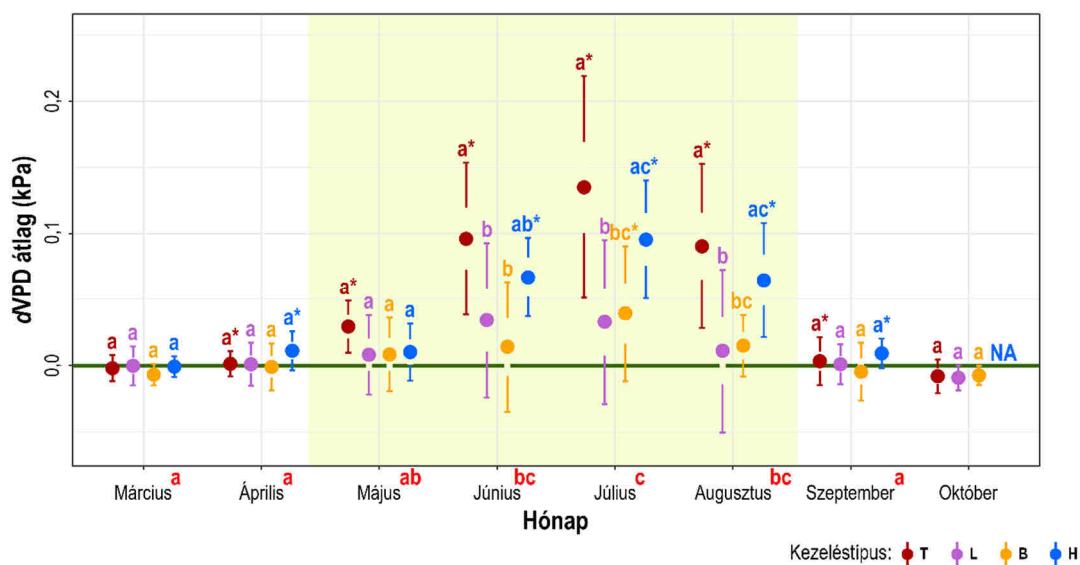
A kezelések hatásainak teljes vegetációs időszakra vonatkozó feltárása mellett vizsgáltuk azt is, hogy az egyes mintavételi időpontokban mennyire térnek el a kezelések mikroklímaviszonyai egymástól, azaz a vegetációs időszak során teszteltük a szezonális különbségeket is (7. táblázat). Eredményeink alapján a fény és talajnedvesség változók kivételével, a szezonalitásnak erősebb vagy hasonló hatása volt, mint maguknak a kezeléseknek. A mikroklíma-változóban a legnagyobb különbségeket nyáron mértük (21-24. ábrák).

A $dPAR$ értékek szinte az összes hónapban a tarvágásokban voltak a legmagasabbak, de a különbség mértéke a maximális lombkoronazáródás idején, május és augusztus között volt a legnagyobb (21. ábra). Ehhez hasonlóan a lék, mint szintén jelentős záródásiánnyal jellemezhető terület, fényviszonyai is jobban eltértek a többi kezeléstípusban mérhetőktől.

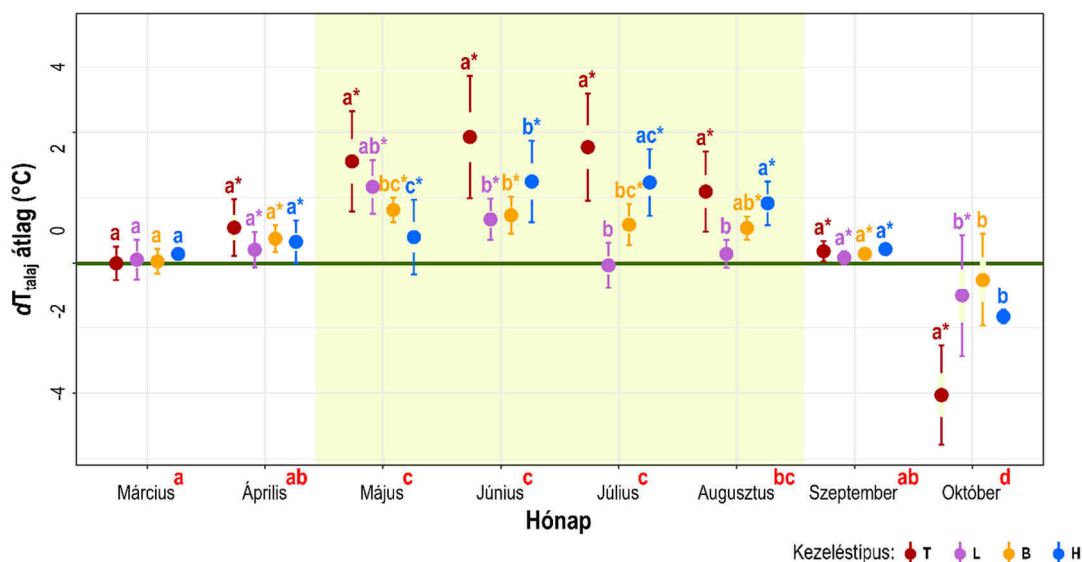


21. ábra. A teljes fény átlagának időbeli változása. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A vegetációs időszak csúcsát (május-augusztus) a zöld tartománnyal emeltük ki. A betűk a kezelések, illetve az egyes hónapok közötti statisztikai azonosságot vagy eltérést kódolják a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja.

A $dVPD$ értékek jelentősen különböztek a kezelések között a nyár során, a levegő szárító hatása jobban érvényesült a tarvágásban és a hagyásfacsoportban, míg a két másik kezelésben lényegében nem tért el a kontrolltól (22. ábra).



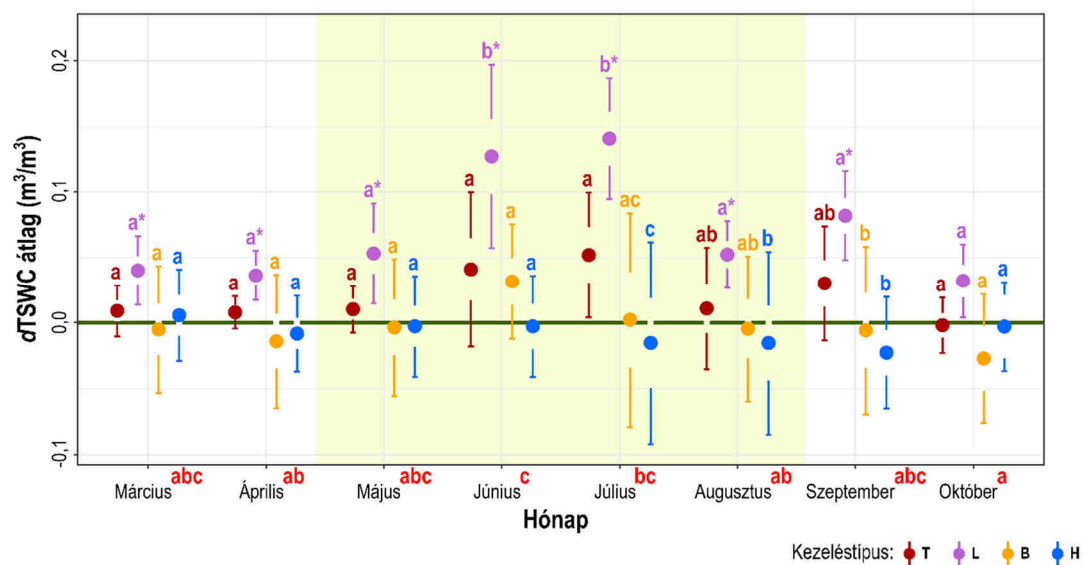
22. ábra. A vízgőztelítési hiány átlagának időbeli változása. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A vegetációs időszak csúcsát (május-augusztus) a zöld tartománnyal emeltük ki. A betűk a kezelések, illetve az egyes hónapok közötti statisztikai azonosságot vagy eltérést kódolják a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja.



23. ábra. A talajhőmérséklet átlagának időbeli változása. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A vegetációs időszak csúcsát (május-augusztus) a zöld tartománnyal emeltük ki. A betűk a kezelések, illetve az egyes hónapok közötti statisztikai azonosságot vagy eltérést kódolják a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja.

A talajhőmérséklet a tarvágásban volt a legmagasabb, a nyár során mért értékek mutatták a legnagyobb varianciát (23. ábra), a kezelések közti különbségek a lombkorona záródásával együtt nőttek, azonban a lék és a bontás esetében az értékek a teljes vegetációs periódus alatt a kontrollhoz hasonlóak maradtak. A hagyásfacsoport a megmaradt fák árnyékoló hatása által képes volt részlegesen kiegyenlíteni a talajhőmérsékletet. Októbertől a talajhőmérséklet a kezelésekben alacsonyabb volt, mint a kontrollban, a legnagyobb eltérést ebben az időszakban is a tarvágás mutatta.

A $dSWC$ magasabb szintje a lékekben az egész mérési időszak alatt kimutatható volt és különösen a nyári hónapokban volt kifejezett (24. ábra). A tarvágásokban is viszonylag magas volt, de nem érte el a lékeknél mért értékeket. A hagyásfacsoportokban enyhe talajkiszáradást mértünk júniustól szeptemberig.

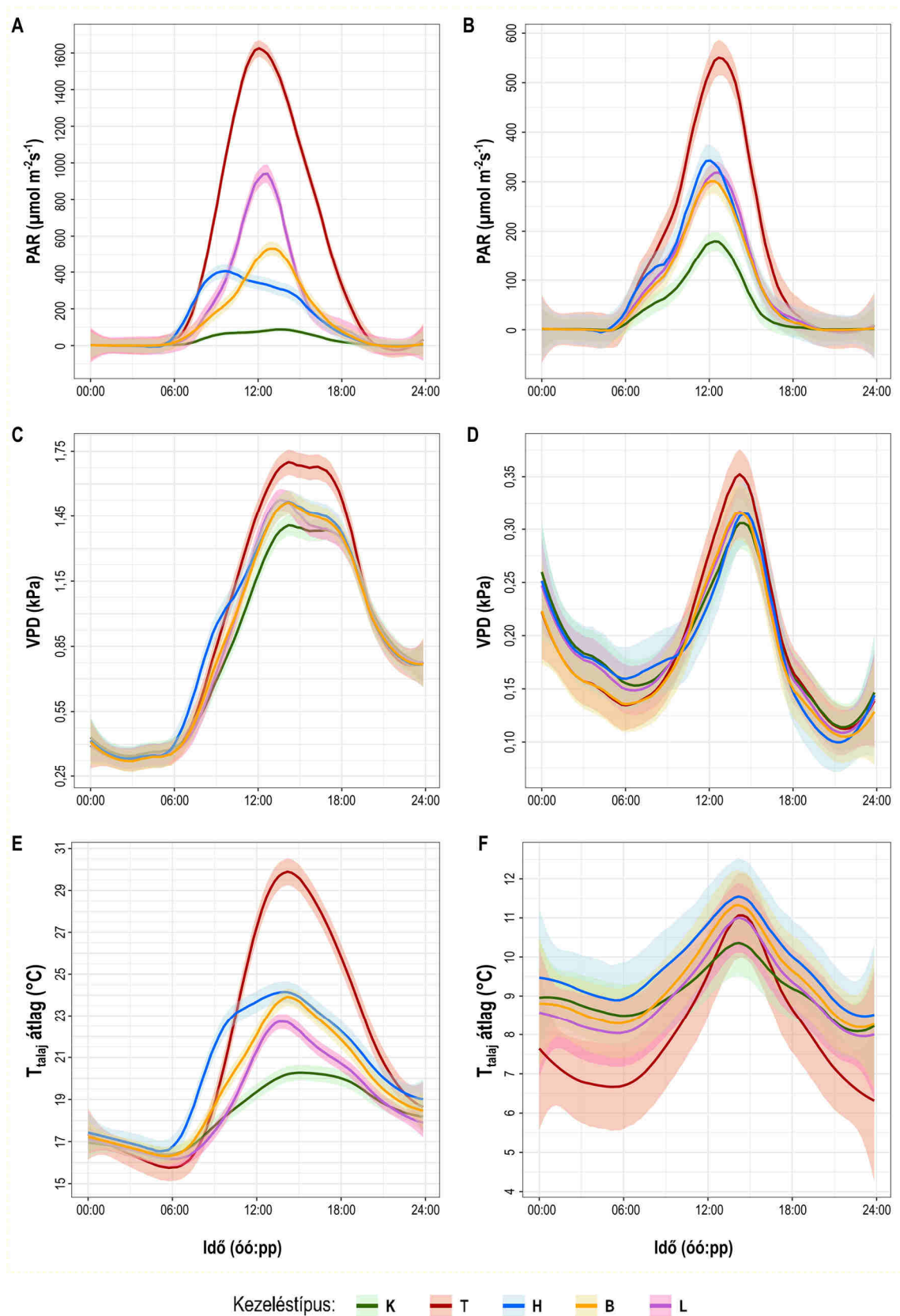


24. ábra. A talajnedvesség tartalom átlagának időbeli változása. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A vegetációs időszak csúcsát (május-augusztus) a zöld tartománnyal emeltük ki. A betűk a kezelések, illetve az egyes hónapok közötti statisztikai azonosságot vagy eltérést kódolják a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$), míg a * a kontrolltól vett szignifikáns eltérést kódolja (konstans nélküli regresszió, $p<0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja.

4.2.3. A kezelések hatása a mikroklima-változók napi menetére az első vegetációs időszakban

A 24 órás adatsorok elemzése során kimutatható a mikroklima-változók egyértelmű napi ritmusa (25. ábra). Ez a nyári időszakban az egyes kezelések között jelentősen eltért, azonban kora tavasszal és ősszel – kevésbé zárt lomboszat mellett – a különbségek jóval kisebbek.

A PAR értékek jelentősen eltértek a kezelések között, nyáron a tarvágásban meghaladta a $2000 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ értéket, átlagosan $1620 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ értéken tetőzött (25. A ábra). Ezzel szemben a második legvilágosabb kezelésben, a lékekben a maximum értékek $1930 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ alatt maradtak, a maximumok átlaga $970 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ volt.



25. ábra. Egyes mikroklimaváltozók napi menete. A) A teljes fény átlaga a vegetációs időszak csúcsán és B) nem teljesen zárt lombkorona mellett; C) a vízgőztelítési hiány átlaga a vegetációs időszak csúcsán és D) nem teljesen zárt lombkoronaszint mellett; E) a talajhőmérséklet átlaga a vegetációs időszak csúcsán és F) azon kívül. A jobb és baloldali ábrákon a jobb átláthatóság érdekében eltérő értéktartományokat alkalmaztunk. A színes vonalak az átlagot, a sávok a 95%-os konfidencia-intervallumot jelölik.

A maximum értékekben mérhető időbeli eltérést mutattunk ki: a tarvágásban ez 12:00-12:20 közé esett, a lékekben 12:30-12:40 körül volt, míg a bontásban ez 13:10-13:20 közé tolódott. A hagyásfacsoportban a maximum értékek 9:00 és 10:30 közé estek, amit a facsoport árnyékolása adta besugárzás csökkenés követett. A besugárzás előbbi mintázata a VPD és a talajhőmérséklet esetén is megfigyelhető volt a kezelések között (25. C, illetve 25. E ábrák). Például reggelente a hagyásfacsoport volt a legmelegebb és legszárazabb kezelés. A tarvágásban nyáron a talajhőmérséklet a 38,8 °C-ot is elérte – a vizsgált időszakban átlagosan 30 °C a maximuma –, de a hagyásfacsoportban alacsonyabb, legfeljebb 31,3 °C-os hőmérsékletet mértünk, 24 °C-os átlagos maximummal (25. E ábra). A lékekben a nedves talaj (itt volt a legmagasabb a dSWC, ld. 20. C ábra) következtében a VPD határozott emelkedését egy gyors csökkenés követte és a talajhőmérséklet a magas PAR értékek ellenére alacsonyabb volt, mint a 70%-os záródású egyenletes bontásban. Nyáron a tarvágás hűlt le leginkább: hajnali 2 és 7:30 között és különösen az átmeneti időszakban ez volt a leghűvösebb kezelés. Tavasszal és ősszel a napi ciklus amplitúdója szükségszerűen kisebb volt (25. B, D és F ábrák). Emellett a kezelések kevésbé különböztek egymástól, mint a maximális lombkoronazáródás mellett.

4.2.4. A mikroklíma változása a kezeléseket követő három évben

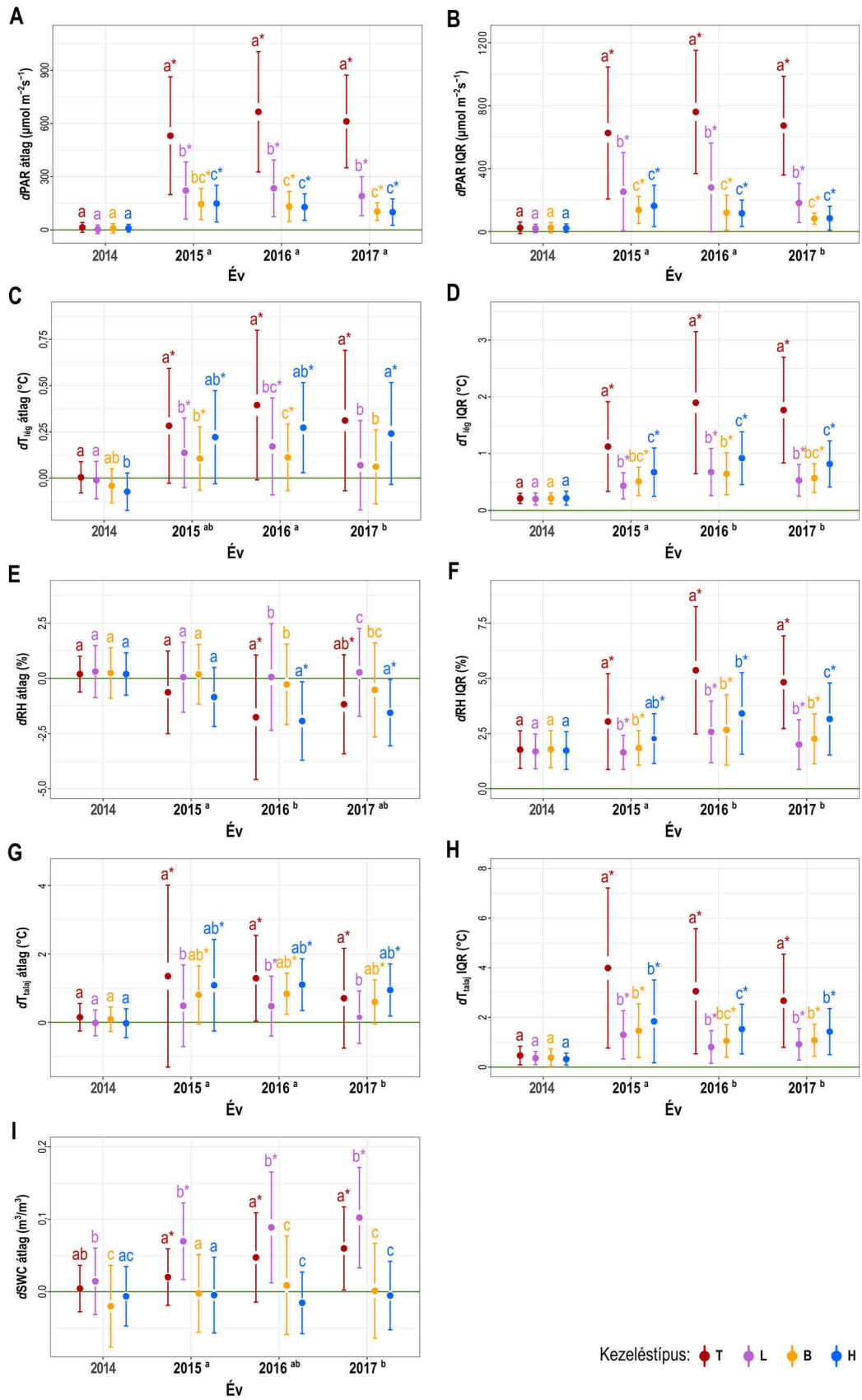
Miután kimutattuk, hogy az alkalmazott erdészeti beavatkozásoknak és a szezonálisnak együttesen jelentős hatása van egy vegetációs időszakon belül a mikroklímára, a havi mérési időpontok elhanyagolásával (azaz egyszerűbb modellekkel) teszteltük a kezelések és a fahasználatoktól eltelt idő (évek) hatását. A kezelések hatása az egymást követő vegetációs időszakok során konzisztensen erősen szignifikáns volt, az egyes fahasználatok alapvetően hasonló tendenciát mutattak, annak ellenére, hogy számos változó esetében mutattunk ki évhatast is (8. táblázat).

A kezeléseket megelőző (2014) évben a kezelések nem váltak el egymástól a mikroklíma tekintetében, egyedül a léghőmérséklet és a talajnedvesség mutatott termőhelyből adódó heterogenitást a kezelések előtti időszakban (4. számú melléklet).

8. táblázat. A mikroklímaváltozók átlagára és interkvartilis terjedelmére épített lineáris kevert modellek eredményei. PAR: fotoszintetikusan aktív radiáció ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$); DIFN: relatív diffúz fény (%); $T_{\text{lég}}$: léghőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); RH: relatív páratartalom (%); VPD: vízgőztelítési hiány (kPa); T_{talaj} : talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); SWC: talajnedvesség-tartalom (m^3/m^3). A vizsgált változók a kontrolltól vett eltérések („d”-vel jelöltük). A modellekhez a 24 órás adatsorokat használtuk, kivéve a teljes fény esetében: itt a nappali 12 órában (6:00-18:00) gyűjtött adatokkal számoltunk.

Függő változó	Modell			Kezelés		Év		Kezelés:Év	
	Chi ²	p	R ²	F	p	F	p	F	p
dPAR átlag	363,0907	< 0,0001	0,489	164,241	< 0,0001	2,442	0,0880	1,683	0,1230
dPAR IQR	437,1786	< 0,0001	0,554	208,105	< 0,0001	6,574	0,0015	3,803	0,0010
dDIFN	137,5886	< 0,0001	0,872	133,769	< 0,0001	0,608	0,5484	0,807	0,5695
dT _{lég} átlag	67,2150	< 0,0001	0,136	19,724	< 0,0001	3,526	0,0301	0,633	0,7040
dT _{lég} IQR	207,3817	< 0,0001	0,317	68,953	< 0,0001	17,311	< 0,0001	0,900	0,4943
dRH átlag	85,8444	< 0,0001	0,385	23,037	< 0,0001	6,058	0,0025	1,681	0,1237
dRH IQR	173,6899	< 0,0001	0,289	46,628	< 0,0001	26,824	< 0,0001	1,441	0,1969
dVPD átlag	85,1361	< 0,0001	0,267	27,849	< 0,0001	0,930	0,3951	0,854	0,5287
dVPD IQR	86,9652	< 0,0001	0,158	24,073	< 0,0001	8,205	0,003	0,664	0,6788
dT _{talaj} átlag	43,7028	< 0,0001	0,088	10,982	< 0,0001	4,403	0,0127	0,464	0,8352
dT _{talaj} IQR	129,7824	< 0,0001	0,213	42,387	< 0,0001	5,728	0,0035	0,792	0,5767
dSWC átlag	265,2427	< 0,0001	0,485	103,042	< 0,0001	6,537	0,0016	2,337	0,0309

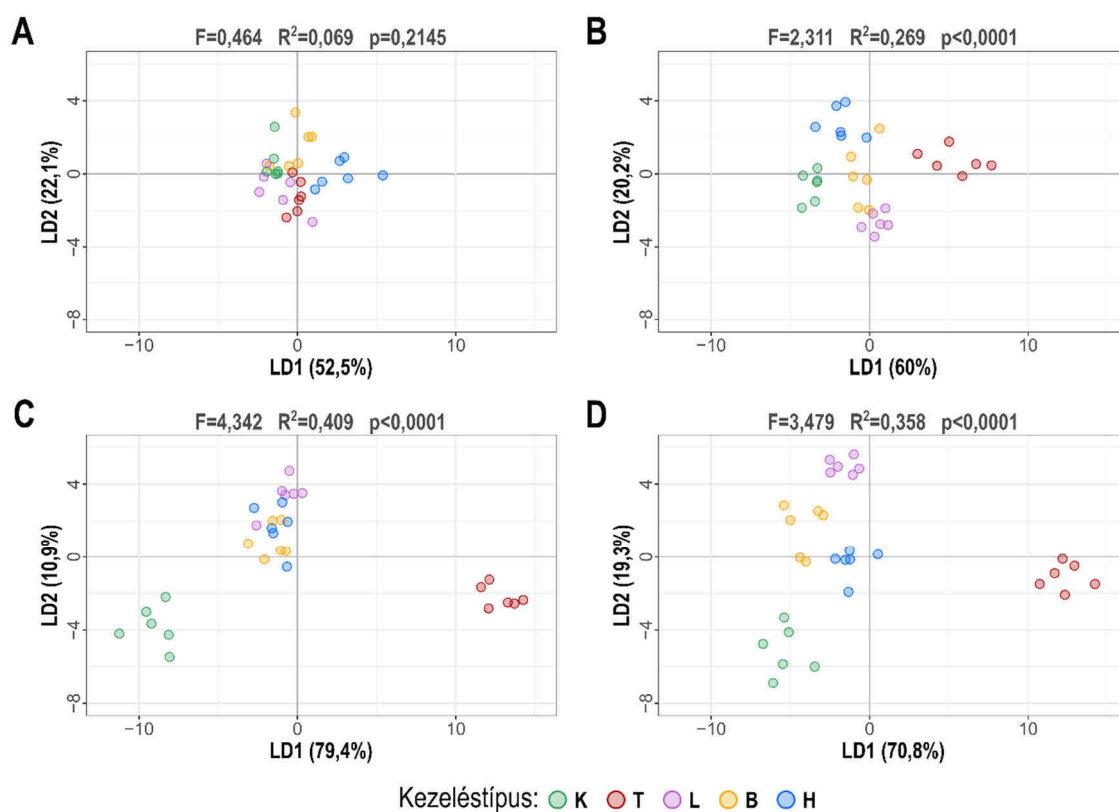
Feltételeztük, hogy az egyes kezeléstípusok a kontrolltól és egymástól vett legmarkánsabb különbségeket a beavatkozásokat követő első vegetációs periódusban mutatják. A legtöbb mikroklíma-változó esetén az idő előrehaladtával tompuló különbségeket vártunk, a kezelt állományrészek lombkoronájának, gyp- és cserjeszintjének természetes regenerációja következtében. Ezzel szemben a beavatkozások utáni második évben (2016) mértük a kontrolltól vett legnagyobb eltéréseket szinte valamennyi változó esetén (26. A-I ábra). Az egyes kezelésekből az átlagok és mintaterjedelmek mintázata hasonló volt. Egyedül a dT_{talaj} átlaga és interkvartilis terjedelme (26. G és H ábra) esetében mutatható ki már három vegetációs periódus alatt, hogy a zárt állománytól való eltérés az idő előrehaladtával mérséklődik.



26. ábra. A mikroklíma-változók alakulása az egyes kezelésekben a három eddigi mintavételi időszakban. Az ábrán a pontok az átlagot, a fehér sáv a standard hibát, a pálcikák a szórást jelölik. A betűk a kezelések, illetve az egyes évek közötti statisztikai azonosságot vagy eltérést kódolják a páronkénti többszörös összehasonlítás alapján (Tukey-teszt, $\alpha=0,05$). A zöld vízszintes vonal a kontroll 0 értékét mutatja.

4.2.5. A kezelések mikroklímájának többváltozós feltárása a kezelést követő három évben

A várakozásoknak megfelelően a beavatkozások előtt a később eltérő fahasználatokkal érintett objektumok nem váltak szét (a PERMANOVA alapján $F=0,464$, $p=0,2145$), az első kanonikus tengely 52,5%-ot, a második 22,1%-ot magyarázott a teljes csoportok közötti varianciából (27. A ábra). Ahogy azt az időbeli elemzés is kimutatta (8. táblázat és 26. ábra), a legerősebb szétválást 2016-ban kaptuk ($F=4,342$, $p<0,0001$), az LD1 tengely 79,4%-os, az LD2 10,9%-os varianciafedésű volt (27. C ábra). 2015-ben és 2017-ben a kezelések elkülönülése szintén jelentős volt ($F=2,311$, $p<0,0001$ és $F=3,479$, $p<0,0001$). 2016-ban a kontroll és a tarvágás nagymértékben elkülönült, ehhez képest a másik három kezelés jelentősen átfedett. Ezzel szemben 2015-ben és 2017-ben, bár a teljes minta kisebb szétválást mutatott, a bontás, lék és hagyásfacsoport kezelések jobban elkülönültek, mint 2016-ban (27. B és D ábra).



27. ábra. A Pilis Kísérletben alkalmazott négy kezeléstípus és a kontroll területek diszkriminanciaelemzéséből kapott ordinációs diagramok az egyes vizsgált években: A) 2014-ben, B) 2015-ben, C) 2016-ban és D) 2017-ben. A kanonikus tengelyek részesedése a csoportok közötti varianciából az LD1 és LD2 tengelyeken feltüntetésre került. A diagramok mellett feltüntettük a PERMANOVA eredményét is (F -érték, pseudo- R^2 és p -érték).

Változónként megvizsgálva az egyes mérési éveket, kimutattuk, hogy az első három vegetációs időszak alatt kismértékű átrendeződés figyelhető meg a kezelések háttérében álló változók között (9. táblázat). Általánosan elmondható, hogy a fahasználatok az első három vegetációs periódusban a besugárzás mértékével leginkább összefüggő változókra (léghőmérséklet, VPD, talajhőmérséklet) hatottak, a kezelések szétválását okozó változókként a maximumok és az interkvartilis terjedelmek említhetők meg.

9. táblázat. Az évenkénti bontásban elvégzett többszemponútú varianciaelemzés (Wilks-teszt) eredményeit összefoglaló táblázat, az F-értékek alapján az egyes években a legfontosabb hat mikroklimaváltozót kiemeléssel jelöltük.

Változó	2014		2015		2016		2017	
	F-érték	p-érték	F-érték	p-érték	F-érték	p-érték	F-érték	p-érték
T _{lég} átlag	0,090	0,9846	0,214	0,9281	9,015	0,0001	1,381	0,2690
T _{lég} min	0,090	0,9846	0,086	0,9858	1,972	0,1298	5,909	0,0017
T _{lég} max	0,142	0,9650	21,013	<0,0001	36,154	<0,0001	44,372	<0,0001
T _{lég} IQR	0,036	0,9974	19,984	<0,0001	47,787	<0,0001	18,714	<0,0001
RH átlag	0,069	0,9907	0,572	0,6852	2,26	0,0911	2,914	0,0416
RH min	0,205	0,9332	3,647	0,0179	6,348	0,0011	6,059	0,0015
RH max	0,069	0,9907	0,185	0,9439	0,558	0,6951	0,886	0,4868
RH IQR	0,073	0,9896	0,208	0,9314	10,650	<0,0001	3,092	0,0338
VPD átlag	0,089	0,9851	1,321	0,2896	4,648	0,0061	6,066	0,0015
VPD min	0,021	0,9991	0,098	0,9821	0,839	0,5138	1,009	0,4214
VPD max	0,081	0,9876	8,826	0,0001	13,071	<0,0001	14,404	<0,0001
VPD IQR	0,069	0,9907	3,722	0,0165	15,092	<0,0001	6,123	0,0014
T _{talaj} átlag	1,209	0,3317	14,200	<0,0001	10,314	<0,0001	4,468	0,0073
T _{talaj} min	0,876	0,4923	4,721	0,0056	6,999	0,0006	8,241	0,0002
T _{talaj} max	1,746	0,1716	26,847	<0,0001	19,651	<0,0001	10,204	<0,0001
T _{talaj} IQR	2,159	0,1031	34,026	<0,0001	33,024	<0,0001	17,28	<0,0001
SWC átlag	1,079	0,3877	6,591	0,0009	6,748	0,0008	9,974	<0,0001

A fahasználatokat követő első évben a talajhőmérséklet interkvartilis terjedelme és maximuma volt a legerősebb kezeléshatást mutató változó, míg a következő két évben a léghőmérséklet maximuma, illetve interkvartilis terjedelme emelhető ki. A talajnedvesség csak 2017-ben mutatott jelentősebb eltérést a kezelések között. 2015-ben a legjelentősebb szétválást mutató változó a talajhőmérséklet IQR-e és maximuma és a léghőmérséklet ugyanezen származtatott változói voltak. A következő évben a léghőmérséklet volt a legfontosabb mikroklima-paraméter, de valamennyi vizsgált változóra nézve jelentősen megnöttek az F-értékek. 2017-re a léghőmérséklet kiemelt szerepe, különösen a maximumé megmaradt, de a változók többségének F-értéke csökkenést mutatott.

5. DISZKUSSZIÓ

5.1. Az őrségi zárt, idős erdők mikroklímáját meghatározó tényezők

5.1.1. A mikroklíma időbeli varianciája

Az Őrségben, a vizsgálatok teljes időtartama alatt zárt állományokban, nyolc mintavételi időszakban rögzített léghőmérséklet és relatív páratartalom adatok a tenyészidőszak során egybeestek a mérsékeltén nedves-mérsékeltén hűvös klímaosztályba sorolható területek átlagaival (Dövényi 2010; Péczely 2009). A mért relatív diffúz fény értékek szintén a zárt erdőkben végzett vizsgálatok alapján meghatározható tartományba estek ($2,93 \pm 2,21\%$). A DIFN intenzitása zárt állományokban általában 6% alatti, értékét elsősorban a tű- és lombegyes fajok elegyarányviszonyai határozzák meg (Constabel & Lieffers 1996; Emborg 1998; Messier *et al.* 1998; Mihók *et al.* 2007).

A hőmérséklet és páratartalom adatok varianciájának időbeli elemzésével megerősítettük évszakos eltéréseket az egyes változóknál. A rövid adatgyűjtési időszak miatt elemzésünkkel nem állapíthattunk meg egyértelmű trendeket a mérés időpontjában tapasztalható időjárási viszonyok befolyásoló hatása miatt (Morecroft *et al.* 1998; Zheng *et al.* 2000), de alapvető összefüggések feltárása így is lehetővé vált. A mikroklíma-változók mintaterületek közötti varianciája tavasszal nagyobb volt, míg a legkiegyenlítettebb viszonyokat nyáron és ősszel mértük. A variancia csökkenése a vegetációs időszak folyamán egybeesett a lombzat fejlettségének csúcsával. Tehát ahogy azt számos vizsgálat kimutatta, a stabil mikroklíma létrejötte elsősorban a lombkoronaszint záródásával és a lombsűrűséggel magyarázható (von Arx *et al.* 2012; Ashcroft & Gollan 2013; Dovčiak & Brown 2014; Holst *et al.* 2004). Az őrségi és vendvidéki erdők – a hazai átlaghoz képest – nagy faj- és szerkezeti diverzitással jellemezhetők (Ódor *et al.* 2011; Tímár 2002), ami a kiegyenlítő hatás hatékonyságát tovább növeli (Baker *et al.* 2014; Campanello *et al.* 2007). Az erdők mikroklímát kiegyenlítő hatása kapcsán a lombzat árnyékolása nevezhető meg az egyik kulcsfaktorként – amelynek fontosságát szegélyhatás-tanulmányokban (Dovčiak & Brown 2014) és különböző erdészeti fahasználatokhoz kötötten (Proe *et al.* 2001) egyaránt kimutatták. A pufferhatás erősségének időbeli (vegetációs perióduson belüli) változását, különös tekintettel a nyári és téli időszak különbségeire, szintén számos vizsgálat kimutatta (Holst *et al.*, 2004; Renaud *et al.*, 2011; von Arx *et al.*, 2013).

Megfigyeltük továbbá, hogy a minimumértékek térbeli varianciája nagyobb, mint az átlagok vagy a maximumok esetében, amely arra enged következtetni, hogy a dT/dRH napi ingadozását és varianciáját a minimumok varianciája jobban befolyásolja. Az átlag és a szélsőértékek varianciájának különbsége magyarázható azzal, hogy míg az átlagok egy nagy elemszámú mintából származnak, a minimumokat és maximumokat napi egy-egy szélsőértékből származtattuk. A minimumok és a maximumok varianciájának különbsége már kevésbé egyértelmű. A háttérben feltételezhetően az áll, hogy a lomboszat a nap közepén jobban képes kifejteni a mikroklimát mérséklő hatását (a besugárzás jelentős részének visszaverésével, elnyelésével, illetve szórásával), mint csapdázni az éjszakai lehűlést okozó hosszúhullámú kisugárzást. Hinds és Rotenberry (1979) gyepekben mutatott ki az átlag-minimum összefüggésénél erősebb korrelációt a léghőmérséklet napi átlaga és maximuma között. Ezt az alacsonyabb nappali varianciával és a hatékonyabb éjszakai átkeveredéssel magyarázták. Eredményeik egybecsengenek Ewers és Banks-Leite (2013) méréseivel, akik trópusi erdőfragmentumok pufferhatását vizsgálva azt tapasztalták, hogy az erdőbelsőben az állomány léghőmérséklet-módosító hatása a napi minimum esetében gyengébb, mint a 24-órás átlag vagy maximum esetében.

5.1.2. A mikroklimaváltozók közötti kapcsolat feltárása

A vizsgált mikroklima-változók közötti összefüggések feltárásával kimutattuk a léghőmérséklet és a relatív páratartalom közötti általánosan erős negatív korrelációt. Ez az összefüggés széles körben ismert (pl. Ahrens 2016; Anderson 1936; Geiger *et al.* 1995), az erdei mikroklima vizsgálata során is több tanulmányban kimutatták már (Baker *et al.* 2014; Chen *et al.* 1999; Ma *et al.* 2010), azonban kevés tanulmány számszerűsíti a kapcsolat erősségét. Eskelson és munkatársai (2013) patakparti ligeterdőkben végzett munkájukban, két vízgyűjtő 8-8 vízfolyása mentén, a $T_{\max}$ és $RH_{\min}$ között átlagosan -0,71 illetve -0,94 Pearson-féle korrelációs együtthatóval jellemezhető összefüggést mutattak ki. Hasonló, de az általunk feltártnál gyengébb kapcsolatot ($R=-0,45 - -0,67$) találtak von Arx és munkatársai (2012) a T/RH átlagait vizsgálva, akik jelentős topográfiai gradiens mentén elhelyeződő, különböző állománytípusokban végzett mérések elemzésekor megállapították, hogy a léghőmérséklet és a relatív páratartalom között a kapcsolat éjszaka erősebb, mint nappal.

Az erős korreláltság lehetővé teszi a páratartalom hőmérséklet-adatokból történő, finom léptékű modellezését is (Andersson-Sköld *et al.* 2008; Eskelson *et al.* 2011, 2013).

Ez a konzisztens, erősen negatív összefüggés a léghőmérséklet és relatív páratartalom változóiban (napi átlag és ingadozás) lehetővé tette, hogy a további elemzések során az ordinációval kapott, általánosított mikroklíma-változókat (PC1 és PC2) használjuk. A kapott változók megfeleltethetők „száraz-meleg jelleg”-nek és a „napi ingadozás”-nak, azaz egy átlag és egy variabilitás gradiensnek. Ez az elemzéseink és az eredmények értelmezése szempontjából előnyösebb módszer, mint például a T/RH adatpárokat felhasználva a vízgőztelítési hiány meghatározása, miután számos klíma-érzékeny zárterdei élőlénycsoport esetében kimutatták, hogy a mikroklíma-átlagoknál erőteljesebben regálnak az abiotikus szélsőségekre (Fenton & Frego 2005; Halaj *et al.* 2008; Moning & Müller 2009; Palo *et al.* 2013).

Elemzésünkben a besugárzás (fény) és a másik két vizsgált mikroklíma-változó (dT és dRH) közötti – előzetes irodalmi adatokon alapuló – valószínűsített összefüggést nem sikerült kimutatnunk. Ez az eredmény meglehetősen ellentmondásos, hiszen a rendszerrel közölt energia és a rendszer állapotváltozói között általában szoros korreláció mutatható ki. Számos vizsgálatban, így például észak-amerikai tölgyes-gesztenyés állományban is kimutatták a beeső fény és a levegő állapotváltozói közötti erős kapcsolatot (Matlack 1993), sőt a faállomány-léptékű mikroklímák egyik legfontosabb faktoraként említhető (von Arx *et al.* 2012; Fridley 2009; Heithecker & Halpern 2006; Rambo & North 2009). Feltételezhetően erősebb kapcsolatot mutathattunk volna ki, ha a teljes beeső fényt vagy a beeső fény direkt komponensét mértük volna (Abd Latif & Blackburn 2010; de Freitas & Enright 1995; Ma *et al.* 2010). Mivel a direkt besugárzás a talaj és a levegő melegítésének elsődleges forrása (Anderson *et al.* 2007), a diffúz komponens kevésbé korrelál ezen változókkal (Abd Latif & Blackburn 2010; North *et al.* 2005). A diffúz fény emellett többé-kevésbé állandó a lombkoronaszint alatti térrészben (Hutchison & Matt 1977; Pukkala *et al.* 1991; Reifsnyder *et al.* 1971), relatív aránya lombos állományokban magasabb, mint tűlevelű fajok által dominált erdőkben (Brantley & Young 2009).

5.1.3. A táji és faállomány-szerkezeti változók hatása az állományklímára

Feltételeztük, hogy a fajokösszetétel, a faállományszerkezet és a táji változók alapvetően meghatározzák idős, zárt gazdasági erdők mikroklímáját. Eredményeink bizonyítják ezen változócsoporthoz állományklímára gyakorolt hatását, azonban a felső lombkoronaszint fajösszetétele kevésbé bizonyult fontos háttérváltozónak, mint ahogy azt előzetesen gondoltuk, helyette a vizsgált állományokban a felső szint alatti szerkezeti

elemek (második lombkoronaszint, cserjeszint, átlagos mellmagassági átmérő és a DBH-eloszlás heterogenitása) magyarázták az összvariancia legjelentősebb hányadát.

A mikroklíma-gradiens („meleg-száraz jelleg”) minimum adekvát modellje alapján a gyertyán elegyarány bizonyult a legfontosabb hatótényezőnek az idős, zárt állományok humid és hűvös mikroklímájának kialakításában. A gyertyán a vizsgált régióban (is) tipikusan második lombkoronaszintet képez – 10–15 m-es átlagos famagassággal (Tímár *et al.* 2002). A modellben e fafaj hatása sokkal inkább a vertikális szerkezetnek vagy az alsó lomb szint fejlettségének tulajdonítható, mint az adott faj tényleges fiziognómiai tulajdonságainak. Az alsó lombkoronaszint mikroklíma-kiegyenlítő hatását sugallják például a vertikális hőmérséklet-, és légnedvességprofilokat vizsgáló kutatások (Eliáš *et al.* 1989; Gressler *et al.* 2015). A sűrűbb lombzatuk és koronaszervezetük miatt a jellemzően alászorult helyzetben lévő fafajok (pl. gyertyán, juharok) egyenletesebb hőmérsékleti viszonyokat és magasabb törzstérbeli légnedvességet biztosítanak (Unterseher & Tal 2006).

A cserjeszint hasonlóképpen fontos prediktora az erdei mikroklímának. A cserjék és a fásszárú fajok újulata – az árnyalás mértékének növelésével, a törzstér betöltésével és a szélesebbé válásával – a humidabb mikroklíma irányába hat (Bigelow & North 2012; Campanello *et al.* 2007; Geiger *et al.* 1995). Észak-amerikai tölgyesekből Clinton (2003) mutatta ki, hogy az észak-amerikai havasszépe (*Rhododendron maxima* L.) foltjainak jelenléte intakt állományokban is szignifikánsan csökkentette a léghőmérsékletet. Ehhez hasonlóan japán borbolya (*Berberis thunbergii* de Candolle) által előzőnlött connecticut-i lombos állományokban, Williams és Ward (2010) azt találta, hogy a fejlett cserjeszint konzisztensen magasabb páratartalom-viszonyokat eredményez. Általánosságban elmondható, hogy zárt erdőkben a léghőmérséklet és páratartalom viszonyokat – különösen azok szélsőértékeit – jelentősen befolyásolja a cserjeszint denzitása (Watling *et al.* 2011; Williams & Ward 2010).

Ezzel szemben eredményeink alapján az idős lombhullató erdők és a tölgyek relatív elegyaránya a melegebb és szárazabb mikroklíma irányába hatott. E két, végső modellbe bekerült változó elsősorban a ritkásabb lombzattal, az alacsonyabb levélfelülettel (Bequet *et al.* 2011), a csökkenő fotoszintetikus aktivitással (Ryan *et al.* 1997) és a lombkoronaszintben előforduló elszáradt korona- és ág részek (holtfa élőfán; (Standovár *et al.* 2016) nagyobb mennyiségével (Fuller *et al.* 2012) magyarázhatók. Továbbá, a régióban a tölgy uralta állományok jobban kitettek a gazdálkodásnak – erőteljesebben

megbontottak, ezáltal nyitottabbak –, mint például a bükkösök, ami tovább csökkenti ezen erdők mikroklíma-kiegyenlítő képességét.

Az erdőállományok mikroklímát kiegyenlítő hatását leginkább párosítottnak, erdő és nyílt terület összehasonlításával (von Arx *et al.* 2012; Morecroft *et al.* 1998) vagy élőhelyi gradiens mentén, például tarvágás-szegély-erdőbelső viszonylatában (Baker *et al.* 2014; Chen *et al.* 1995; Ewers & Banks-Leite 2013) vizsgálták. Kimutattuk, hogy az avar jelenléte és mennyisége a zárt erdők mikroklímát kiegyenlítő hatásának egyik rendkívül fontos eleme, pufferkapacitásukat növeli. Vizsgálatunkban ezt a hatótényezőt az aljzat avarborításával közelítettük, nagyobb felszíni borítás kisebb napi ingadozást eredményez. Az erdők avarszintje összetett rendszer, főbb alkotóelemei a különböző mértékben elbomlott lehullott levelek, gallyak, kéregrészek stb. révén porózus határreteget képeznek a talaj és a légkör között a törzstérben (Matthews 2005). A felszínt borító avarréteg a talajszintre jutó besugárzás jelentős hányadát felfogja, lassítja a kisugárzást, visszatartja a lombkoronán átjutó csapadék jelentős részét, valamint – például a feltalaj evaporációjának csökkentésével – módosítja a talajfelszíni hő-, vízgőz- és szénfluxust (Matthews 2005; Ogée & Brunet 2002; Sakaguchi & Zeng 2009; Wilson *et al.* 2014). Az avarszint képes csökkenteni a hőmérséklet napi járását és éves ingadozását a talajt érő besugárzás csökkentésével és a pedoszféra szigetelésével (Kostel-Hughes *et al.* 2005). Ezen kívül az avarréteg jelentős mértékben képes visszatartani a vizet, nedvességtartalma lassan és egyenletesen párolog el, így a légköri határreteg időben folyamatos vízgőz-forrásaként funkcionál (DeForest *et al.* 2009; Li *et al.* 2013; Ogée & Brunet 2002), emiatt a talajnedvességtartalom általában magasabb és kisebb varianciájú a lombavar alatt, mint nyílt talajfelszín esetén (Kostel-Hughes *et al.* 2005). Vizsgálatunk során, hasonlóan Matlack (1993) megfigyeléseihez, 1,3 m-es magasságban is sikerült kimutatni az avarréteg ezen léghőmérsékletre vonatkozó pufferhatását.

További fontos változónak bizonyult a stabil erdei mikroklíma kialakításában az erdők aránya a tájban, valamint az átmérőosztályok Shannon-diverzitása. Változatos domborzati viszonyok esetén a tengerszint feletti magasság, a topográfia és a növényzet mellett a táj különböző tulajdonságai (pl. szegélytől vett távolság, erdősültség) is jelentős hatást gyakorol az erdei mikroklímára – különösen a léghőmérsékletre (Fridley 2009; Saunders *et al.* 1998; Vanwalleghe & Meentemeyer 2009). Ezek közül eddig az erdők táji aránya és a LAI bizonyult a legfontosabbnak a különböző esettanulmányokban (Hardwick *et al.* 2015; Vanwalleghe & Meentemeyer 2009; Wright *et al.* 2010). Adott lokalitásban, a szomszédos területek élőhely- és/vagy tájhasználati típusának az erdők

pufferkapacitására gyakorolt hatását elsősorban szegélyhatás-tanulmányokban vizsgálták. Általánosan elmondható, hogy a kiegyenlítő hatás kifejezettebb az összetettebb, heterogénebb szerkezetű szomszédos élőhelyi mátrixok esetén (Bigelow & North 2012; Chen *et al.* 1995; Didham & Lawton 1999; Dovčiak & Brown 2014; Hardwick *et al.* 2015; Matlack 1993; Wright *et al.* 2010).

A fák állományon belüli méretdiverzitása szintén a mikoklíma variabilitásának csökkenésének irányába hat, hatásmechanizmusa a második lombszintéhez és a cserjeszintéhez hasonló: növeli a szerkezeti heterogenitást. A komplex vertikális struktúra egyenes következménye a lombzat és a levélfelület egyenetlen eloszlása, a törzsek térbeli elrendeződésének heterogenitása, a tősrűség változatossága, az alacsonyabb hőfluxus, a lecsökkent szél általi átkeveredés és a fokozott árnyékolás (Bigelow & North 2012; Chen & Franklin 1997; Hardwick *et al.* 2015). Azaz a DBH Shannon-diverzitása, vagyis a faállomány-szerkezeti változatosság a termodinamikus hatékonyságot növeli (Norris *et al.* 2012).

A zárt erdők alsóbb szintjeit elérő diffúz fény mennyisége a faállományszerkezeti elemektől és a fajspecifikus tulajdonságoktól egyaránt függ. A talajszint-közeli törzstér megvilágítottságát természetesen elsősorban a lombkorona záródásának mértéke, az össz-levélfelület, valamint a koronaszerkezet határozza meg (Aussenac 2000). A fénymennyiség továbbá az olyan egyszerű állományjellemzőkkel, mint a tősrűség, a DBH, a famagasság vagy a körlapösszeg is erős korreláltságot mutat (Grayson *et al.* 2012; Hale 2003; Hutchison & Matt 1977; Stovall *et al.* 2009; Valladares & Guzmán 2006). Észak-amerikai tölgyesekben Grayson és munkatársai (2012) a körlapösszeg és a teljes fény mennyisége között mutattak ki szoros kapcsolatot, Stovall és munkatársai (2009) pedig azt találták, hogy a diffúz fény mennyiségét legjobban a körlapösszeg varianciája (csökkenti) és a tűlevelű fajok relatív elegyaránya (növeli) magyarázza. Számos kutatás hangsúlyozza továbbá, hogy a faállományszerkezet mellett az állományalkotó fafajok egyedi tulajdonságai – mint például a korona porozitása és mérete, a famagasság vagy a térállás – is jelentősen befolyásolják a transzmittanciát, valamint a talajszintre jutó fény mennyiségét, minőségét, időbeli és térbeli variabilitását (Angelini *et al.* 2015; Buckley *et al.* 1999; Promis *et al.* 2009; Yirdaw & Luukkanen 2004). Például az árnyéktűrő fafajok relatív aránya csökkenti a fényviszonyok térbeli heterogenitását (Canham *et al.* 1994), csakúgy, mint az elegyesség (Sercu *et al.* 2017). A fajszám nem csak a homogén fényellátottság irányába hat, hanem általában csökkenti a fénymennyiséget a hatékonyabb és plasztikusabb térkihasználással (Jucker *et al.* 2015; Sercu *et al.* 2017). Ugyanakkor,

szemben Stovall és munkatársai (2009) eredményeivel, Messier és munkatársai (1998) a diffúz fény mennyisége és a lombos fajok elegyarányának növekedése között pozitív kapcsolatot mutattak ki. Meg kell azonban említeni, hogy egy adott strukturális elem magyarázóereje nagyban függ a záródástól, a törzssűrűségtől, valamint az erdőállomány vertikális és horizontális szerkezetétől (Buckley *et al.* 1999; Jenkins & Chambers 1989; Pukkala *et al.* 1991). Számos vizsgálat hangsúlyozza, hogy nem elegendő egyetlen strukturális változó kiválasztása és tesztelése a lombkoronaszint alatti fényviszonyokkal összefüggésben, hanem sokkal inkább változók kombinációjára van szükség a fény varianciáját magyarázó pontosabb modellek megalkotásához (Promis *et al.* 2009; Vales & Bunnell 1988), különösen heterogén korszerkezetű erdők és elegyes állományok esetében (Da Silva *et al.* 2012; Lochhead & Comeau 2012). Esetünkben a faállomány-szerkezeti változók közül a körlapösszeg és a faegyedek méretdiverzitása (amit DBH-osztályok Shannon-diverzitásával fejeztünk ki) bizonyult a legfontosabb magyarázó változónak, melyek egyaránt a diffúz fény szintjét csökkentik egy állományon belül. Eredményeink egybeesnek több más vizsgálat tanulságaival: a föld feletti biomassza állapotjellemzői alapvetően fontos tényezők a törzstér fényklímája szempontjából (Grayson *et al.* 2012; Hutchison & Matt 1977; Lochhead & Comeau 2012; Ma *et al.* 2010). Ezek közül is a legszélesebb körben a körlapösszeget, mint egyszerűen származtatható jellemzőt használják prediktorként, amely a lombkoronaszint záródással erős korrelációt mutat (Grayson *et al.* 2012; Porté *et al.* 2004). A heterogén erdőszerkezet pedig nemcsak nagyobb össz-levélfelület, hanem az egymással átlapolódó rétegek és egybefolyó koronák révén is növeli a fényabszorpció hatékonyságát (Aubin *et al.* 2009; Beaudet *et al.* 2004), azaz azonos záródás mellett a nagyobb vertikális komplexitás és a lombkoronaszerkezet változatossága szükségszerűen a fénymennyiség csökkenését okozza (Lhotka & Loewenstein 2006; Porté *et al.* 2004). Végso modellünkbe egy faji változó került: az őrségi erdőkre azt találtuk, hogy a tölgyfajok relatív elegyaránya jobban megvilágított törzsteret eredményez. A tölgyek pozitív összefüggése a DIFN átlagával a – például a bükkhöz képesti – ritkább, kevésbé tömött koronaszerkezettel és alacsonyabb LAI-értékekkel magyarázható (Genet *et al.* 2010; Manes *et al.* 2010).

A törzstér fényviszonyainak varianciáját szintén számos állomány-szerkezeti változó befolyásolhatja. A diffúz fény horizontális heterogenitása vizsgálataink alapján a mellmagassági átmérő átlaga, a körlapösszeg és a bükk relatív elegyaránya függvényében csökken. A DBH és a fény varianciája közötti összefüggést már több állománytípus esetében kimutatták (Lochhead & Comeau 2012; Messier *et al.* 1998), csakúgy, mint a

nagyméretű, idős fák moderáló szerepét (Stovall *et al.* 2009). Az egyes fajok transzmittanciát befolyásoló hatása elsődlegesen a fényigényüknek megfelelően alakul. Az árnyéktűrő fajok, mint esetünkben a bükk, a lombkorona-szerkezetükön keresztül hatnak a fényklímára: az egységnyi térfogatra eső extinkciós koefficiens helyett a lombkorona geometriája meghatározóbb (Canham *et al.* 1994). Mindezek alapján megállapítható, hogy az erdős táj fényviszonyainak térbeli homogenitását okozzák azok a nagy élőfakészlettel jellemezhető állományok, ahol az árnyéktűrő fásszárú fajok tömegessége is jelentős.

5.2. Erdészeti fahasználatok hatása a mikroklímára a Pilis Kísérlet keretében

5.2.1. A kezelések hatása a mikroklíma-változókra az első vegetációs időszakban

Eredményeink alapján általánosságban véve elmondható, hogy a mikroklíma-változók már rövid távon, a beavatkozásokat követő első vegetációs időszak során erős kezeléshatást mutattak és jelentősen eltértek a zárt állományra jellemző viszonyoktól. A változások hátterében két, egymással szorosan összefüggő folyamat áll: az erdők megváltozott sugárzásmérlege és vízháztartása. Az erdei lombkorona mindkét folyamatban kitüntetett szerepet játszik.

A kiegyenlített állományklíma fenntartása a zárt erdők lombzatának árnyékoló és szigetelő hatásán alapul. A (részleges) árnyékolás és a lombzat általi abszorpció miatt lényegesen kevesebb nettó besugárzás éri a talajszintet. Emellett a lombkorona csökkenti a magas hullámhosszú kisugárzási veszteséget (von Arx *et al.* 2013; Geiger *et al.* 1995; Rambo & North 2009). Továbbá, ahogyan azt Bristow és Campbell (1984) is leírta, szoros összefüggés van a napsugárzás és a légköri változók, mint például a léghőmérséklet, a relatív légnedvesség és a vízgőztelítési hiány között. Ebből következik, hogy a faegyedek eltávolítása után többnyire magasabb értékeket és átmenetileg nagyobb variabilitást mértünk a besugárzás, hőmérséklet és a vízgőztelítési hiány esetén és alacsonyabb, de szintén változékonnyabb értékeket a légnedvességnél.

A talajnedvesség-viszonyokban bekövetkezett változásoknak két oka van: egyrészt a lombkoronák és törzsek eltávolításával lecsökkent mértékű intercepció és párologás, illetve az ezzel párhuzamosan megnövekedett mértékű talajszintre hulló csapadék; másrészt a fák eltávolítása miatt lecsökkent mértékű párologtatás (Keenan & Kimmins 1993; Muscolo *et al.* 2014; Wood *et al.* 2007). Ezen változások fő következménye, hogy a talaj víztartalma megnövekszik azokban a kezelésekben, ahol nagyobb területet érintő fakivételeket alkalmaztunk: a lékekben és a vágásterületeken.

Mivel az elvégzett kezelések jelentősen módosították az állományok lombkoronazáródását, ebből egyenesen következik, hogy (1) a teljes és a diffúz fény mennyisége minden kezeléstípusban eltért a kontrolltól és (2) a fényváltozók reagáltak legerőteljesebben a fahasználatokra. A fény mennyisége (átlag) és heterogenitása (IQR) a tarvágásban volt a legnagyobb. A kontrolltól vett eltérés mindkét változó esetében tarvágás, lék, hagyásfacsoport, bontás sorrendben csökkent. Eredményeink megfelelnek több más kutatás következtetéseinek: a besugárzás nagysága és variabilitása erősen

korrelál a lombkorona záródás hiányának mértékével és a levélfelület indexszel (Aussenac 2000; Carlson & Groot 1997; Geiger *et al.* 1995; Hardwick *et al.* 2015). Emiatt a talajszintet elérő sugárzás több és változékonyabb a tarvágásban, mint akár az erdőszegélyekben (Matlack 1993), a különböző térbeli elrendezésben és mértékben visszahagyott hagyásfákkal-hagyásfacsoportokkal kezelt állományokban, az eltérő erélyű és kialakítású bontásokban (Hale 2003; Heithecker & Halpern 2006), illetve természetközeli erdőgazdálkodással érintett erdőkben (Zheng *et al.* 2000). A tarvágás által kialakított extrém fényviszonyok – nagy átlagok és maximumok – alapvetően különböznek bármilyen erdei környezettől. Keenan és Kimmins (1993) rámutat, hogy ezek a nem-erdei viszonyok (a fényintenzitás a zárt erdőkben mérhető értékek 10-20-szorosa is lehet) csökkentik a fotoszintézis hatékonyságát és károsítják az asszimiláló szöveteket is. A lékvágás szintén világosabb környezetet alakít ki, bár a besugárzás mennyisége szignifikánsan alacsonyabb a tarvágásnál a kisebb kiterjedés (Abd Latif & Blackburn 2010; Gray *et al.* 2002; Ritter *et al.* 2005), így alacsonyabb „égboltiláthatósági érték” („*sky view factor*”, Carlson & Groot 1997; Oke 1987) és a környező fák árnyékolása miatt (Gálhidy *et al.* 2006). A fénymennyiséget és napi ingadozását tekintve a bontás és a hagyásfacsoport nem különül el egymástól, ezekben a kezeléseken mérhetők a zárt gazdasági erdőhöz leginkább hasonló fényviszonyok (Brose 2011; Grayson *et al.* 2012; Heithecker & Halpern 2006).

A fák térbeli elhelyezkedése befolyásolta a direkt és a diffúz fény arányát: a bontásokban a fák egyenletes elhelyezkedése képes jelentős mértékben gátolni a direkt besugárzást, de a diffúz fényt kevésbé. Emiatt a lékekben regisztráltakhoz hasonló értékek mérhetők, annak ellenére, hogy a PAR intenzitása szignifikánsan alacsonyabb ebben a kezelésben (Abd Latif & Blackburn 2010; Musselman *et al.* 2015). A hagyásfacsoport az első év során rendkívül nyitott volt a tarvágás felé. Az oldalirányú besugárzás az alsó ágak és a cserjeszint hiánya miatt a 30%-os bontáshoz hasonló fényklímát alakított ki. Viszont a közeljövőre nézve arra számítunk, hogy a hagyásfacsoportban mért fény csökkenni fog, ahogyan a természetes regeneráció (cserjék, sarjak és természetes újulat) növekedésnek indul és megjelennek az epikormikus hajtások (vízhajtások; Meier *et al.* 2012).

Ellentétben azokkal a kutatásokkal, amelyekben leírták, hogy a közepesen intenzív fahasználatok – például gyérítés (Weng *et al.* 2007), csoportos szálalóvágás (Brooks & Kyker-Snowman 2008), lékek (Muscolo *et al.* 2014) – csak kismértékben változtatják meg a léghőmérsékletet és a páratartalom-viszonyokat, mi azt találtuk, hogy ezek a

változók szinte az összes kezelésben szignifikánsan eltértek a kontrolltól. Ugyanakkor a léghőmérséklet, az RH és a VPD értékek más tanulmányokhoz hasonló tendenciát mutattak (pl. Chen *et al.* 1995; Gray *et al.* 2002; Heithecker & Halpern 2006; Ma *et al.* 2010).

Mivel a tarvágásokat éri a legnagyobb besugárzás, ez a kezeléstípus jellemezhető a legmagasabb léghőmérséklettel és vízgőztelítési hiánnyal, illetve a legalacsonyabb relatív páratartalom értékekkel (Chen *et al.* 1999; Heithecker & Halpern 2006; Keenan & Kimmins 1993). Méréseink összecsengenek Carlson és Groot (1997), illetve von Arx és munkatársai (2012) eredményeivel, miszerint a tarvágásokban a teljes vegetációs időszakra vonatkozó léghőmérséklet növekedés kevesebb mint 1 °C. A zárt állomány (kontroll) és a tarvágás közti léghőmérséklet- és RH különbség néhány kutatásban az általunk mért szinteknél nagyobb volt, ami valószínűleg az alkalmazott tarvágások nagyobb területének köszönhető. Kísérletünkben a relatíve kis területen (0,5 ha) az erdőszegély árnyékoló hatása, valamint a maradó állomány felől érkező hűvösebb légtömegek hatása erősebben érvényesülhet (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2017; Baker *et al.* 2016; Davies-Colley *et al.* 2000).

A lékekben az átlagos léghőmérséklet és a VPD értékei a tarvágásban, illetve a hagyásfacsoportban mértéktől szignifikánsan alacsonyabbak voltak, függetlenül a magas PAR értékektől és a lékeknél általánosan megfigyelt direkt besugárzás és léghőmérséklet közötti erős összefüggéstől (Gray *et al.* 2002). Ez a lékekben kimutatható magas talajnedvesség-tartalommal és a párolgás hőelvonó hatásával magyarázható (von Arx *et al.* 2013; Robson *et al.* 2008). Az átlaghőmérséklet növekedésének mértéke (~0,1°C) Carlson és Groot (1997), illetve Abd Latif és Blackburn (2010) eredményeivel összevethető. A légnedvesség az alacsonyabb mértékű átkeveredés és a szomszédos zárt erdő árnyékoló hatása miatt a lékekben változatlan maradhat (Abd Latif & Blackburn 2010; Geiger *et al.* 1995). Ehhez a nedves feltalaj párolgása is hozzájárulhat, mint a levegő nedvességtartalmának további forrása (Ogée & Brunet 2002).

A bontás hőmérsékleti viszonyai hasonlóak a lékekéhez, holott e kezeléstípusban az eredeti fatömeg 70%-a megmaradt. A VPD és RH értékek átlagai a bontásban a kontrollhoz hasonlóak maradtak, de ezeknek a változóknak a *tartománya* jelentősen megnövekedett a magasabb besugárzásnak köszönhetően (Weng *et al.* 2007).

A fényváltozóknál kapott eredmények alapján arra számítottunk, hogy a hagyásfacsoport jelentős mértékben képes kiegyenlíteni a tarvágás extrém hőhatásait. Azonban eredményeink azt mutatják, hogy a hagyásfacsoport nem kompenzálta a

hőtöbbletet és a tarvágásból származó melegebb levegő szárító hatását. A léghőmérséklet és a VPD értékek átlagai nem tértek el szignifikánsan a tarvágásban mértéktől, amit a szegélyhatással magyarázhatunk, amely ezen változók esetén – mérsékeltövi lombos erdőkben – átfed az alkalmazott hagyásfacsport-mérettel (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2017; Baker *et al.* 2016; Ewers & Banks-Leite 2013; Matlack 1993). Ezzel szemben a hagyásfacsportban fennmaradó 8-12 faegyed lombozata révén sikeresen csökkentette a napi ingadozást (valamint az átlag és IQR szórását is), az oldalirányú légmozgás és a hatékony átkeveredés ellenére is (Ewers & Banks-Leite 2013; Heithecker & Halpern 2007).

A megnövekedett besugárzás minden kezelés esetében szignifikáns növekedést okozott a talajhőmérséklet átlagaiban és interkvartilis terjedelmeiben. A lombkorona hőmérsékletet kiegyenlítő hatása a léghőmérsékletnél jobban érvényesül a talajfelszínen, mivel a levegő mobilisabb közeg, a hőcserélődés a lombkorona feletti légtérrel vagy a szomszédos fátlan terület légtömegével a részleges átkeveredés miatt jelentősebb mértékű (von Arx *et al.* 2013). Ennek következtében a talajhőmérséklet esetében nagyobb eltéréseket mértünk a kontrolltól. A lég- és talajhőmérséklet közötti erős korreláció miatt ezen változóknál a kezelések sorrendje is hasonló volt (Kang *et al.* 2000; Ritter *et al.* 2005). A nappali besugárzási többletből eredő erősebb felmelegedés következtében a tarvágásokban emelkedett meg leginkább a talajhőmérséklet átlaga, illetve a nagyobb mértékű éjszakai hosszúhullámú kisugárzás miatt a variabilitása is (von Arx *et al.* 2012; Carlson & Groot 1997; Davies-Colley *et al.* 2000). A hagyásfacsport, a megmaradt fák árnyékolása révén jobban képes kiegyenlíteni a feltalaj hőmérsékletét, mint a léghőmérséklet esetében. Ez egybevág Williams-Linera és munkatársai (1998) eredményeivel, akik izolált faegyedek talajhőmérsékletet befolyásoló hatását vizsgálták. Esetünkben a talajhőmérséklet napi ingadozásában erőteljesebb pufferhatás volt megfigyelhető – a hagyásfacsportokban mért talajhőmérséklet tartománya összevethető a bontásban és a lékekben kapott értékekkel. Ebben a két utóbbi kezelésben kisebb talajhőmérséklet növekedést tapasztaltunk, mint amit más méréseknél leírtak (Abd Latif & Blackburn 2010; Gray *et al.* 2002; Ritter *et al.* 2005; Thibodeau *et al.* 2000).

Az erdőállományok erőteljes evapotranspirációval jellemezhetők, ezért általánosítva, bármilyen mértékű fakitermelés csökkenti a vegetáció által felhasznált és felfogott víz mennyiségét (Aussenac 2000; Chang 2013; Wood *et al.* 2007). A talajnedvesség-viszonyok elsősorban a feltalajban változnak meg erőteljesen a faegyedek eltávolítását követően (Gray *et al.* 2002; Keenan & Kimmins 1993). A legnagyobb

mértékű növekedést a tarvágásokban vártuk, ugyanis a mérsékelt övi erdők vízkörforgalmában a transpiráció hozzájárulása a teljes vízkörforgalomhoz nagyobb, mint a párolgásé vagy az intercepcióé (Schlesinger & Jasechko 2014; Wood *et al.* 2007). A talajnedvesség a kontrollhoz képest szignifikánsan megemelkedett, elsősorban a transpirációs felületek drasztikus csökkenésének következtében. Az egységnyi területre jutó párologtató felületben tapasztalt csökkenés a két kezelésben hasonló mértékű volt, viszont a tarvágásban alacsonyabb értékeket mértünk, mint a lékekben, valószínűleg a megnövekedett sugárzás és a nagyobb szélsőségek miatti intenzívebb átkeveredés párolgást erősítő hatásai miatt (Geiger *et al.* 1995). Más kutatásokhoz hasonlóan jelentős talajnedvesség-növekedést tapasztaltunk a lékekben – a kísérletben megvalósított kezeléstípusok közül a legjelentősebbet (Abd Latif & Blackburn 2010; Gálhidy *et al.* 2006; Gray *et al.* 2002; Ritter *et al.* 2005). A hagyásfacsoportokban azt tapasztaltuk, hogy a megnövekedett VPD, a hőtöbblet, illetve a megmaradó fák intercepciója és transpirációja ellenére a víztartalom csak kis mértékben csökkent a kontrollhoz képest, a változás nem volt szignifikáns. A bontásokban az SWC értékek a kontroll területekhez szintén hasonlóak maradtak, annak ellenére, hogy minden harmadik fa eltávolításra került. A csak kismértékben megnövekedett talajra hulló csapadék és az enyhén mérséklődött evapotranspirációs ráta nem növeli meg olyan mértékben a talaj nedvességtartalmát, ahogy azt előző tanulmányok alapján (Aussenac & Granier 1988; Chase *et al.* 2016) vártuk. Eredményeink többek között Weng és munkatársai (2007) méréseihez hasonlóak.

5.2.2. A kezelések közti szezonális különbségek az első vegetációs időszak során

A vegetációs időszak alatt mért mikroklíma-változók időbeli mintázatának elemzésével bizonyítottuk, hogy (1) a lombkorona árnyékolásának és kiegyenlítő képességének növekedésével a kezelések közötti különbségek nőnek, és (2) hogy a vegetációs időszak csúcsán – teljes lombkoronazáródás mellett – az evapotranspirációs ráta is magasabb. Ez az összefüggés egyértelmű a teljes fény esetében: kora tavasszal és ősszel a fényviszonyok egyformák voltak a kezelések között, ez alól kivételt képezett a tarvágás a minimálisan árnyékoló törzsek és ágak teljes hiánya miatt. Ugyanakkor a vegetációs időszak alatt jelentős kezeléshatás volt kimutatható. A talajhőmérséklet évszakos változásai a bejövő napsugárzás mintázatát követték, kivéve a lékek esetében. A tarvágásokban a talajhőmérséklet a vegetációs periódus végén sokkal alacsonyabb volt

a többi kezeléshez képest, ami jelzi ennek a kezelésnek a fagy-kitettségét – ami az újulat szempontjából lehet hátrányos (von Arx *et al.* 2012; Aussenac 2000). Általánosságban elmondható, hogy az erdők kiegyenlítő hatásának ereje számos mikroklíma-változó esetén (pl. a $T_{\text{lég}}$, az RH, a VPD és a T_{talaj} napi variabilitása) összefügg a levélfelület indexszel és a talajnedvesség potenciállal (von Arx *et al.* 2013; Ashcroft & Gollan 2013; Hardwick *et al.* 2015), ezért szembetűnő mintázatot követ. A lékvágásainkban tapasztalhatóhoz hasonló éves mintázatot mutattak ki az SWC átlagaiban Gray és munkatársai (2002), különböző lékméreteket esetében, a lékeket nem-kezelt kontroll mintaterületekhez viszonyítva.

5.2.3. A kezelések hatása a mikroklíma-változók napi menetére az első vegetációs időszakban

A mikroklíma-változók napi járását vizsgálva azt találtuk, hogy a maximális lombkorona-záródású időszakban (nyáron) nagyobb különbségek mérhetők a kezelések között, mint az átmeneti időszak (tavasz és ősz) során. Emellett a vegetációs időszak csúcsán a mikroklíma-változók napi ingadozása is nagyobb. A napi mintázatokat elsősorban a napsugárzás beesési szögei határozzák meg.

Tavasszal és ősszel a beeső fény mennyiségét nem befolyásolta a lombzat, ezért a maximumok hasonlóak voltak az egyes kezelési szintekben. Ezzel szemben nyáron a kontrollban a nap folyamán egyenletesen alacsony fényintenzitás volt mérhető – a lombkorona homogén árnyékolásának köszönhetően – és jól elkülöníthető csúcs nem volt kimutatható a PAR-értékekben. A legnagyobb égboltláthatósági értékkel jellemezhető tarvágáskorban a beeső fény mennyisége dél körül jelentősen megnőtt, amihez képest a lékekben és bontásokban eltolódást tapasztaltunk, előbbinél a környező fák árnyékolása, utóbbinál inkább a záródásihiány foltos elhelyezkedése miatt. A hagyásfacsoportokban a teljes fény esetében a napi maximumot délelőtt mértük, mely eredmény alátámasztja azt a hipotézisünket, hogy ezekben a kimaradó állományrészekben a teljes (és a diffúz) fény fő forrása az alacsony beesési szögű, (tarvágás felőli) oldalirányú besugárzás. Ahogyan azt más tanulmányok is leírták, a VPD és a talajhőmérséklet napi maximumai késleltetve jelentkeztek a hőátadás és a látens hőveszteség következtében (Carlson & Groot 1997; Holst *et al.* 2004).

Von Arx és munkatársai (2012) azt találták, hogy nincs szignifikáns időbeli eltolódás a lombkoronaszint alatti és a nyílt területek között a hőmérsékleti maximumot

és a relatív páratartalmat tekintve. Az ő értelmezésük szerint ez a többé-kevésbé szinkronizált mintázat ezen két változó fő hajtóerejében rejlik: a napsugárzásban és a vertikális átkeveredésben (von Arx *et al.* 2012). A hagyásfacsoportok VPD- és talajhőmérséklet-mintázatában nyomon követhető a délelőtti besugárzás-többlet hatása, amelynek következtében átmenetileg a legmelegebb és legszárazabb kezeléstípusnak tekinthető (az idő előrehaladtával a $T_{\text{lég}}$, a VPD és a T_{talaj} is a tarvágásban lesz a legmagasabb). A hőmérsékleti adatokat vizsgálva azt is feltételezhetjük, hogy az átlagokban megfigyelhető emelkedés a hosszabb hőtöbblet következménye. Érdekes megfigyelés, hogy a lékekben a VPD értékek a tarvágásban mértékekkel szinkronban emelkednek, de valószínűleg a nedves talajfelület megnövekedett párologtatása és a növények transpirációja miatt a lékekben mért értékek visszatérnek a kontroll szintjére (von Arx *et al.* 2013; Ritter *et al.* 2005). Ahogyan Aschroft és Gollan (2013) is leírta: a nedvesség csökkenti a talaj- és léghőmérsékletet, illetve a VPD napi variabilitásának mértékét, ez további magyarázattal szolgál arra, hogy mi okozza a lékekben kialakuló stabilabb mikroklimatikus viszonyokat.

5.2.4. A mikroklima változása a kezeléseket követő három évben

Amint arra Davis és munkatársai (2018) felhívták a figyelmet, meglehetősen kevés hosszú távú (>1-3 év) vizsgálat foglalkozik a mikroklimaváltozók nyomon követésével. Holott az erdőgazdálkodásnak – és különösen a tarvágásnak – rendkívül sokáig kimutatható hatása van a fényviszonyokra, a léghőmérsékletre, a relatív páratartalomra és a VPD-re, hiszen az erdészeti beavatkozások olyannyira megváltoztatják a környezeti viszonyokat, hogy több évbe, akár évtizedekbe is telhet, mire ezek az értékek visszatérnek a zárt erdőkre jellemző szintre (Baker *et al.* 2014; Dovčiak & Brown 2014).

Tarvágás esetében kronoszekvencia-vizsgálatok alapján mutattak ki több évig fennálló mikroklima-különbségeket. Észak-amerikai keményfaerdőkben Dovčiak és Brown (2014) 3–4 és 16–19 éves tarvágások esetében vizsgálta a szegélyhatást. A kihelyezett 60 m-es transztek mentén a pár éves fiatalosokban egyértelmű és erős szegélyhatás volt kimutatható a lombkorona-záródásban (amellyel a fény mennyiséget közelítették) és a hőmérséklet-változókban, sőt a hőmérséklet napi minimumaiban még >15 éves fiatalosokban is szignifikáns eltérés ($\sim 0,3^{\circ}\text{C}$) mutatkozott a zárt erdőbelsőhöz képest. Ausztrál szegélyhatás-vizsgálatokban Baker és munkatársai (2014) mutattak ki a léghőmérsékletben, az RH és VPD átlagaiban és variabilitásában jelentős különbségeket.

Az átlagok akár a kb. 27 éves tarvágások esetében is eltértek a zárterdei viszonyoktól, míg a mikroklíma időbeli varianciája ennél gyorsabban állt vissza az eredeti értékekre, a 7 éves szegélyeknél volt csak kimutatható mindhárom változó esetében. A talajnedvesség időbeli változása általában gyorsabb folyamat: eleinte a talajnedvesség emelkedik, de ezt az eredeti állapothoz visszatérő csökkenés követi, ahogy a növényzet regenerálódik. Ennek időtartama tarvágásban kb. 4–5 év a vágásos gazdálkodásban – bontás és tarvágás esetén is (Adams *et al.* 1991; Aussenac & Granier 1988)

Természetes bükkös lék esetében, a kialakulást követő három év elteltével a lék középpontjában még nem mutatható ki változás a beérkező fénymennyiségben (0,5 m-rel a talajszint felett), csak a lék szélén, ahol érvényesült a maradó állomány faegyedeinek árnyalása (Ritter *et al.* 2005). Csoportos szálalással keletkezett lékekben a fényviszonyokat vizsgálva azt mutatták ki, hogy kb. 13 év szükséges ahhoz, hogy az eredeti zárterdei értékre csökkenjen a megvilágítottság (Beaudet *et al.* 2004), és a fényklíma regenerációja exponenciálisan függ az eltelt időtől (Domke *et al.* 2007). Szálalással és csoportos szálalóvágással kezelt lombelegyes fenyvesben Brooks és Kyker-Snowman (2008) a léghőmérséklet, a relatív páratartalom és a talajhőmérséklet kontrolltól vett eltéréseinek vizsgálata során megállapította, hogy nem mutatható ki egyértelmű trend a fahasználatoktól számított idő függvényében (1–13 év). Ugyan az idő és a talajfelszíni, illetve a feltalajban mért hőmérséklet esetében szignifikáns az összefüggés, nem mutattak ki egyértelműen csökkenő különbségeket. Ezzel szemben Ritter és munkatársai (2005) a lékek megnövekedett talajnedvességét a tarvágásokban tapasztaltakhoz hasonlóan átmeneti állapotként írták le, de a kezelés előtti állapotra történő visszatérés még gyorsabban végbemehet (~3 év), a természetes regeneráció fejlődése, a benyúló gyökerek fokozott növekedése és vízfelvétele, a széli fák koronájának felgyorsult laterális növekedése miatt (Gray *et al.* 2002; Lewandowski *et al.* 2015; Ritter *et al.* 2005).

Mivel a Pilis Kísérletben eddig három beavatkozás utáni, teljes vegetációs periódus nyomon követésére volt lehetőség, kifejezetten hosszú távú elemzéseket mi sem folytathattunk. Várakozásainknak megfelelően a mikroklíma-változók a meglehetősen homogén kiindulási állapotból azonnali kezeléshatást mutattak és szétváltak a fahasználatok szerint. A három vegetációs periódusban folytatott méréseink alapján – a szezonális figyelmen kívül hagyásával – megállapítható, hogy a kezeléshatások erősebbek, mint az évek közötti eltérések. A mikroklíma-változók konzisztensen reagáltak az egyes fahasználatokra. A feltételezett, időben folyamatos csökkenés a

kontrolltól való eltérésekben csak a talajhőmérséklet esetében mutatható ki. A 2015-ös (első) év helyett 2016-ben tapasztaltuk a legerőteljesebb eltérést a kontrolltól a legtöbb mikroklíma-változó esetében és általában a kezelések is jobban szétváltak. Ennek oka valószínűleg a közvetlenül a beavatkozások előtti, 2014 decemberében bekövetkező természetes bolygatás – a Pilist is jelentősen érintő jégtörés (Csépanyi *et al.* 2017; Nagy 2015). A jégtörés a kísérleti területen elsődlegesen kismértékű koronatörést okozott, de ennek következtében az első év adatsorában kevésbé kontrasztos állapotot rögzíthettünk.

A talajhőmérséklet kontrolltól való különbségének átlaga és varianciája egyaránt csökkent. Ennek hátterében elsődlegesen a gypszint és a cserjeszint regenerációja állhat. A beavatkozásokat követően jelentős volt a nyílt talajfelszín borítása, illetve a növényzeti borítás és a gypszint átlagos magassága is a zárt erdei állapotot tükrözte. A második évben azonban már jelentősen szétváltak az egyes kezelések az aljnövényzet fajkompozíciója és tömegessége szempontjából (Tinya *et al.* 2018). A lágyszárúszint nagyobb borítása és magassága egyrészt csökkenti a talajfelszínt érő besugárzást, ezáltal kisebb mértékű a feltalaj felmelegedése (az átlag csökkenése irányába hat), éjszaka pedig – mintegy szigetelő réteggént – hatékonyan blokkolja a hosszúhullámú kisugárzási veszteséget, azaz mérsékli a hőveszteséget (Brooks & Kyker-Snowman 2008; Ritter *et al.* 2005). Ezt a hőszigetelő hatást bizonyították már boreális erdőkben a mohaszint esetében (Bonan 1991; Nilsson & Wardle 2005).

Eredményeink nem támasztják alá a lécek Gray és kollégái (2002), valamint Ritter és munkatársai (2005) által sugallt gyors mikroklimatikus regenerációját és a környezeti viszonyok <3 év alatt bekövetkező visszatérését a zárterdei állapotokhoz.

5.2.5. A kezelések mikroklímájának többváltozós feltárása a kezelést követő három évben

A többváltozós elemzés során – csakúgy, mint a kezeléshatások elemzésénél – azt feltételeztük, hogy a fahasználatokat követő első évben lesz a legerőteljesebb az egyes eltérő fahasználati módok szétválása. Ekkor vártuk ugyanis a „legtisztább” kezeléshatást, az eltérő lombkorona-záródáshiányos állapotok ekkor a legegységesebbek és az aljnövényzet sem fejlett annyira, hogy akár a párologtatással az RH és VPD, akár a talaj árnyalásával és szigetelésével a talajhőmérsékletet jelentősen befolyásolja. Hipotézisünk szerint a következő években pedig a mikroklimatikus különbségek csökkenése következtében a kezelések fokozatosan konvergálnak majd a 2014-es állapothoz megfelelő véletlenszerű mintázatba.

Ezzel szemben a hároméves adatsorhoz hasonlóan azt tapasztaltuk, hogy a maximális csoportok közötti eltérések a második évben, 2016-ban mutathatók ki, míg az első és harmadik vegetációs időszakban a szétválás jelentős, de kisebb mértékű. Ugyanakkor a csoportok e két időszakban homogénebbek voltak, azaz valamennyi kezelési szint egyértelműen elvált egymástól. 2016-ban feltehetően a jégtörés után időközben regenerálódó állományok a tarvágásokban jelentősebb kontrolltól vett eltéréseket okoztak. A kontrollhoz és a tarvágáshoz képest a köztes erélyű kezelések mikroklimatikus különbségei összemosódtak. Ugyanakkor az első évben kevésbé markáns szétválást, de a csoportok jobb elkülönülését mutattuk ki.

Megállapítottuk, hogy a kezelések a maximumok és az interkvartilis terjedelmek mentén váltak szét, ez szinte konzisztens volt az egyes évek között. A várakozásoknak megfelelően az első évben a talajhőmérséklet volt az a változó, ami a legjelentősebb elkülönülésért felel. A második évtől a léghőmérséklet F-értékei magasabbak. Érdekes módon a talajnedvesség csak a harmadik évben jelent meg fontos háttérváltozóként, holott már az első évben is jelentős kezeléshatást mutatott (különösen a lékben, kisebb mértékben a tarvágásban nőtt meg).

Elemzéseinkkel bemutattuk egyrészt a lombkorona és az erdőállományok pufferkapacitásának felbomlását, másrészt eredményeink rávilágítanak arra, hogy a fahasználatok különösen a maximumok és a variancia megváltozását okozzák, az egyes kezelési állapotok egymástól is ezek mentén válnak el. Az erdők mikroklimatikus pufferkapacitása valószínűsíthetően a hőmérsékleti maximumokat képes jobban kiegyenlíteni, emiatt a fahasználatok esetén leginkább ezek a változók módosulnak. Frey és munkatársai (2016) a zárt erdőkben jelentősebb hatásnagyságot mutattak ki az időszak szerkezeti elemei és a léghőmérséklet maximuma között, mint a minimumok esetében ($-2,5$ illetve $+0,7$ °C). Ezzel szemben Greiser és munkatársai (2018), csak a lombkoronazáródás és a körlepősszeg hatásait vizsgálva a nyári hőmérsékleti szélsőértékekre, jutottak hasonló különbségekre (-12 , illetve $+4$ °C). Ehhez hasonlóan más tanulmányokban is jelentősebb eltérést tapasztaltak nyílt területek és a törzstérben mért léghőmérséklet maximumai, mint minimumai esetében (von Arx *et al.* 2012; Chen & Franklin 1997; Davis *et al.* 2018; Hardwick *et al.* 2015; Renaud *et al.* 2011; Vanwalleghe & Meentemeyer 2009). A rendelkezésre álló információk alapján feltételezhetjük, hogy a lombkorona pufferkapacitása erősebben hat a maximumokra: a besugárzás koronatérben történő abszorpciója és az árnyékolás fontosabb hatás lehet, mint a hosszúhullámú sugárzás csapdázása. Ezt támasztja alá, hogy a nagyobb

területegységekre készített, finomléptékű mikroklíma modellek rendszerint a vegetáció hatását – általában a lombkorona-záródás mértékének fontosságát – hangsúlyozzák (Ashcroft & Gollan 2012; Davis *et al.* 2018; Fridley 2009; Greiser *et al.* 2018; Latimer & Zuckerberg 2017). A minimumhőmérsékletek általában jobban predikálhatók és az egyik gyakran használt nagy magyarázóerejű háttérváltozó a talajnedvesség (Ashcroft & Gollan 2012; Fridley 2009).

6. KONKLÚZIÓK ÉS ERDŐGAZDÁLKODÁSI VONATKOZÁSOK

Az erdők állományklímáját számos faállomány-szerkezeti és termőhelyi változó összetett kölcsönhatásrendszere alakítja ki. Idős, zárt őrségi erdőállományok megfigyeléses vizsgálata során legfőbb célunk annak feltárása volt, hogy mely faállomány-szerkezeti, termőhelyi és táji változók határozzák meg elsősorban a mikroklímát. Munkánk során sikerült azonosítani olyan szerkezeti elemeket, amelyek kulcsszerepet töltenek be a speciális erdei környezet, a stabil és kiegyenlített mikroklíma kialakításában.

Figyelembe véve az ŐRS-ERDŐ Projekt egyéb eredményeit, elmondható, hogy a mikroklíma több erdei specialista élőlénycsoport szempontjából is kiemelten fontos háttérváltozó. Zárterdei légyszárúak, talajon élő mohák és az epifiton zuzmók fajösszetételét, fajszerkezetét és tömegességét egyaránt jelentősen befolyásolja a fény (Márialigeti *et al.* 2016; Nascimbene *et al.* 2012; Tinya *et al.* 2009a). A szaprotróf és fabontó gombaközösségekre a léghőmérséklet hat erőteljesen (Kutszegi *et al.* 2015). A fán élő mohák és a zárterdei pókfajok elsődlegesen a légnedvességre érzékenyek (Király *et al.* 2013; Samu *et al.* 2014).

Eredményeink azt mutatják, hogy a fafajösszetétel és a faállomány-szerkezet zárt, idős erdők esetén alapvetően meghatározza a mikroklímát. Folyamatos erdőborítás mellett, az esetünkben gyertyán-domináns alsó lombkoronaszint és a cserjeszint játszik kulcsszerepet a hűvös, humid mikroklíma kialakításában, illetve fenntartásában. Ennek a két szerkezeti változónak a hatása jelentősebbnek bizonyult az állományok uralkodó szintjének fafajösszetételénél. A kiegyenlített hőmérsékleti és páratartalom-viszonyokat az állományalkotó fák változatos méreteloszlása és az avartakaró segíti elő. A fényklíma kialakításában az élőfakészlet, valamint a változatos méret- és korszerkezet volt kulcsfontosságú, az átlagos mellmagassági átmérő és a heterogén korszerkezet a fény térbeli heterogenitását csökkenti, kialakítva a zárt erdőkre jellemző alacsony megvilágítottsági értékekkel jellemezhető fényklímát. Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy a fény állományon belüli heterogenitása a rövid ideig tartó direkt besugárzási foltok a talajon rendkívül fontosak a változatos erdei aljnövényzet kialakulása és fennmaradása szempontjából (Mihók *et al.* 2007; Tinya & Ódor 2016).

A modelleredmények alapján olyan, a természetvédelmi, illetve erdészeti gyakorlatba közvetlenül átültethető ajánlások tehetők, amelyek fenntartva a kiemelt erdőszerkezeti elemeket, elősegítik a zárterdei viszonyokhoz adaptálódott taxonok tartós

fennmaradását és védelmét. Ilyen lehet például a többfajú, szintezett állományok és a heterogén korosztályszerkezet kialakítása vagy a jól fejlett cserjeszint kímélete (Frank & Bartha 2000). Ezek közül számos erdőszerkezeti elem megjelenik az örökerdő gazdálkodás céljai között (Lett & Šiber 2012; Varga 2013). Tágabb kontextusba helyezve a vizsgálat eredményeit, a változatos erdőszerkezet következtében kialakuló stabil erdei mikroklíma képes mérsékelni, lassítani a klímaváltozás hatásait, megőrizve az erdei specialista élőlénycsoportok életkörülményeit (De Frenne *et al.* 2013; Frey *et al.* 2016; Norris *et al.* 2012)

Az őrségi vizsgálat esetében kifejezett célunk volt, hogy a zárterdei mikroklíma kialakításáért felelős tényezőket az egyéb környezeti hatásoktól – mint domborzat, többletvízhatás vagy víztestek – leválasszuk, de vizsgálatainkat mindenképpen ki szeretnénk egészíteni olyan folyamatosan zárt állományban végzett mérések elemzésével, ahol a topográfiai gradiens, víztestek és többletvízhatású talajok egyaránt előfordulnak.

A zárt lombkoronaszint és az aktív felszín alatti szerkezeti elemek erdészeti beavatkozások révén történő eltávolításával elsődlegesen az állományok termőhelyi viszonyokat kiegyenlítő hatása módosul. A Pilis Kísérlet elmúlt három évének adatsorait elemezve megállapíthatjuk, hogy idős gazdasági erdőkben az egyes fahasználati módok jelentősen megváltoztatják a termőhelyi viszonyokat, elsődlegesen a mikroklímát és ez szintén számos élőlénycsoportra lehet jelentős hatással. Bár az első eredmények csak most állnak publikálás alatt és a kapcsolatokat feltáró elemzések még nem történtek meg, drasztikus és valószínűsíthetően a megváltozott környezeti hatásoknak tulajdonítható változások következtek be több élőlénycsoport esetében (Elek *et al.* 2018). Jelentős eltéréseket tapasztaltunk a televényféreg közösségek fajszámában és tömegességi viszonyaiban, valamint a lágyszárú-közösségekben is. A televényféreg esetében a változások hátterében a talajhőmérséklet és talajnedvesség-tartalom kezelésekre adott válasz állhat – például a legszárazabb hagyásfacsoportokban a felső rétegekből el is tűnt ez az állatcsoport (Boros *et al.* 2018). Az aljnövényzet esetében a fény és a talajnedvesség egyaránt fontos magyarázó változó volt a közösségszerkezet elemzésénél (Tinya *et al.* 2018).

A kezelések óta eltelt rövid idő miatt eredményeink értelmezésének megvannak a maga korlátai. Azonban a folyamatban lévő mérések és a kísérleti elrendezés lehetőséget nyújt arra, hogy a jövőben kifejezetten hosszú távú folyamatok elemzésére is sor kerüljön, illetve az eredmények robusztusságát jelzi, hogy a hároméves adat sorok alapján az egyes években a mikroklíma-változók kezeléstípusokra adott válaszai konzisztensek voltak.

Valószínűnek tartjuk, hogy a mikroklíma-változóknál mért különbségek a kezelések között csökkenni fognak az újulat növekedésével és a különböző változók idővel eltérő lefutásúak lesznek. A jelenlegi adataink alapján egyedül a talajhőmérséklet esetében tudtunk kimutatni tompuló különbségeket – csökkenő kontrolltól és kezeléstípustól vett eltéréseket. Az továbbra is kérdéses, hogy a különböző erdészeti beavatkozások térben hogyan hatnak az abiotikus változókra. Emiatt terveink között szerepel az erdei mikroklíma-változók vizsgálatának finomléptékű kiterjesztése.

Az első vegetációs periódus eredményei alapján kimutattuk, hogy az alkalmazott kezelések rövid idő alatt, jelentősen megváltoztatták a mikroklímát. Ezek a változások a vizsgálat további két évében is azonos nagyságrendűek voltak, a kezeléshatás mintázata is hasonlóan alakult. A tarvágásnak volt a legnagyobb hatása a mikroklíma-változókra, hiszen itt idéztünk elő a legnagyobb területet érintő lombkoronahiányt. Szélsőségesen nagy féynövekedés (amely az erdei viszonyoktól jelentős mértékben eltérő fényklímát eredményez) miatt a lég- és talajhőmérséklet és a VPD átlaga és variabilitása is leginkább ennél a kezelésnél emelkedett. A tarvágásban található szervezetek nemcsak a kontroll viszonyaihoz képest szélsőségesen magas hőmérsékletnek vannak a legjobban kitéve, de a korai fagyoknak és az intenzívebb éjszakai lehülésnek is. Korlátozott, de pozitív kiegyenlítő hatást tapasztaltunk a hagyásfacsoport esetében. Bár a lég- és talajhőmérséklet, valamint a VPD átlagai hasonlóak voltak a tarvágásban mértékhez, már egy ilyen kisméretű erdőfolt is képes hatékonyan pufferni az extrémumokat. A zárterdei körülmények a bontásban maradtak meg leginkább: itt a kiegyenlített hőmérsékleti és légnedvességi viszonyok mellett a fény mennyisége sem nőtt meg számottevően. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy Közép-Európában ez a fahasználati mód csak egy, a végvágást megelőző lépésként valósul meg, a fokozatos felújítógátás rendszerében ideiglenes állapotot reprezentál. A lécek kialakítása növeli az elérhető fény mennyiségét és a felhasználható talajnedvességet, ami kedvezőleg hathat elsősorban az edényes növényekre és kriptogám csoportokra. Az egy fahossznyi átmérőjű lécek kialakítása gazdálkodás alatt álló erdők esetében a faanyag biztosítása mellett (Schiberna *et al.* 2012) – eredményeink alapján – fényben átmenetileg gazdagabb, kiegyenlített erdei környezetet biztosít.

Többváltozós elemzésekkel kimutattuk, hogy az egyes erdészeti fahasználatok a mikroklíma-változók maximumán és variabilitásán keresztül érvényesülnek leginkább és különösen a hőmérsékleti (talaj- és léghőmérséklet) változók bizonyultak fontosnak a kezelések szétválásánál.

Összefoglalva elmondhatjuk, hogy a gyertyános-tölgyesekben a konzervációbiológiai célok elérése és az ökoszisztéma szolgáltatások teljesebb biztosítása érdekében a finomléptékű vagy térben heterogén gazdálkodási módok használata ajánlott, ugyanis ilyen fahasználatok mellett lehet az erdei környezet eredeti jellegzetességeit leginkább megőrizni. A lékvágás, illetve egyéb fahasználatok (egyed alapú szálalás, csoportos szálalás) alkalmazásával az örökerdő üzemmód lehet hatékony alternatíva ezen célok elérésére. Ezek a fahasználatok a biodiverzitás lokális és az ökoszisztéma-működés megőrzését elősegítik. Többek között az állomány-léptékű termodinamikai szabályozás szorosan függ az állományok szerkezeti összetettségétől és heterogenitásától, egyes szerkezeti elemek, mikrohabitatok célzott megőrzése növeli a lokális diverzitást (Hardwick *et al.* 2015; Kern *et al.* 2017; Lin *et al.* 2017).

Ugyanakkor egyre inkább előtérbe kerülnek azok a megközelítések, amelyek az egyes változócsoporthoz és a biológiai sokféleség táji léptékű megőrzésének fontosságát hangsúlyozzák. A táji léptékben változatos élőhelyeket biztosító gazdálkodási módok, és ezek révén, mind a zárt állományok szerkezetének, mind az erdőket körülvevő élőhely-mátrix változatosságának fenntartása fontos az erdők biológiai sokféleségének megőrzése és ellenállóképességének biztosítása vagy akár javítása szempontjából (Kern *et al.* 2017; Lindenmayer & Franklin 2002; Schall *et al.* 2018). Többek között a Xu és munkatársai (1997, 2000), illetve Zheng és kollégái (2000) által jegyzett vizsgálatok rávilágítanak arra, hogy a térben heterogén fahasználatok állomány és táji léptékben egyaránt képesek jobban megőrizni az erdei mikroklimára jellemző kiegyenlített viszonyokat, ami különösen az aljnövényzet fajgazdagságának táji mintázatával – például az idézett munkák esetében a 2000 m-es térléptékben – mutat szoros egyezést (Xu *et al.* 2000).

Az erdős tájak rendkívül jelentősek a globális éghajlatváltozás szempontjából is. Számos tanulmányban bizonyítják azt, hogy az erdősültség – és főként egyszerű attribútumai, mint pl. a lombkorona-záródás vagy a LAI – mértékével az adott lokalitás potenciális refúgium-szerepe nő (Ashcroft & Gollan 2013; Latimer & Zuckerberg 2017; Lenoir *et al.* 2017). Egyre több olyan kutatás készül, amely szoros összefüggést mutat ki az élővilág számára káros hatások lassítása-mérséklése és az erdősültség között (De Frenne *et al.* 2013; Pateman *et al.* 2016). A gazdálkodás alatt álló homogén szerkezetű erdőállományok azonban jobban ki vannak téve a klímaváltozás káros hatásainak (von Arx *et al.* 2012; Frey *et al.* 2016; Greiser *et al.* 2018). Emiatt különösen fontos, hogy olyan erdészeti beavatkozásokat alkalmazzunk, amelyek nemcsak állomány, hanem táji léptékben is képesek a szerkezeti összetettségüket fenntartani, illetve növelni, ezáltal a

mikroklímát kiegyenlítő hatásukat (is) növelni (De Frenne *et al.* 2013; Lenoir *et al.* 2017). Mindez az erdei biodiverzitás (Schall *et al.* 2018) durvább térléptékben mérhető növekedését fogja eredményezni.

Amennyiben a nagy területeken, egyenlő korú erdőket eredményező gazdálkodási módok – például tarvágás vagy irtásgazdálkodás – elkerülhetetlenek, a különböző hagyasfacsoportok kialakítása rendkívül fontos és a biológiai sokféleség szempontjából előnyös gyakorlat lehet. Ezek az erdőfoltok képesek lehetnek fenntartani átmenetileg az erdei viszonyokat, segítve a fajoknak átvészelni a drasztikusan megváltozott körülményeket (Gustafsson *et al.* 2010; Heithecker & Halpern 2007; Rosenvald & Löhmus 2008). Ennek alkalmazási lehetőségeiről hazai viszonylatban keveset tudunk, így további kutatások tárgyát képezheti – például, hogy mi a hatékonyan működő minimális hagyasfacsoport-méret, milyen termőhelyen érdemes kialakítani.

Megfigyeléses és kísérletes vizsgálatainkkal az alapkutatás mellett a természetvédelmi és erdészeti gyakorlatot az erdei biodiverzitás megőrzésének, fenntartásának lényeges, de eddig kevésbé feltárt területéről juttattuk új ismeretekhez. Mivel az örökerdő üzemmód és a többcélú erdőgazdálkodás Európa szerte egyre nagyobb teret nyer, fontos megismernünk, hogy az ennek keretein belül tervezett erdészeti beavatkozások milyen termőhelyi változásokat okoznak és mindez hogyan hat az erdei élővilágra. Ezen összefüggések megismerését pedig elsősorban a hosszú távú, a biotikus és a környezeti változók minél szélesebb körét együttesen vizsgáló, jól megtervezett kutatások teszik lehetővé.

7. ÖSSZEFOGLALÁS

Az erdők állományklímáját számos faállomány-szerkezeti, termőhelyi és táji változó komplex kölcsönhatásrendszere alakítja ki. Ez a speciális, stabil és szélsőségektől mentes mikroklima a zárterdei specialista élőlénycsoportok számára alapvető fontosságú. Az erdészeti beavatkozások a faállomány részleges vagy teljes eltávolítása révén jelentősen átalakítják a kiegyenlített termőhelyi viszonyokat.

Az alap kutatás és a természetvédelmi gyakorlat számára is fontos, hogy feltárjuk, mely faállomány-szerkezeti és táji változók határozzák meg a mikroklimát. Emellett konzervációbiológiai és erdészeti szempontból is lényeges megvizsgálni, hogy a különböző erdészeti beavatkozások milyen hatást gyakorolnak a termőhelyi viszonyokra.

Az Őrségben zárt erdőállományok megfigyeléses vizsgálatával azonosítottuk a léghőmérsékletet, a relatív páratartalmat és a diffúz fényt meghatározó háttérváltozókat. Eredményeink alapján a hűvös, humid mikroklimát a második lombkoronaszint és a cserjeszint, a stabil mikroklimát az avarszint, valamint a faméret-diverzitás növeli. A fény mennyisége a körlepősszeggel és az átmérő-változatossággal csökkent. Kimutattuk, hogy a léghőmérséklet és a relatív páratartalom erősen korreláló változók, így többváltozós elemzésekkel hatékonyan általánosíthatók, ellenben a diffúz fény független e két változótól.

A Pilisben, egy terepi erdőökológiai kísérlet keretein belül, négy fahasználati mód (tarvágás, hagyásfacsoport, bontóvágás, lékvágás) mikroklimára gyakorolt hatását vetettük össze a zárt (kontroll) állományok viszonyaival. Már a beavatkozások utáni első évben jelentős kezeléshatást mutattunk ki, amely konzisztensen fennállt a teljes hároméves vizsgálati időszak alatt. A különbségek a vegetációs időszak csúcsán voltak a legerősebbek. A beeső fény mennyiség reagált leginkább a fahasználatokra: a tarvágásban nőtt meg legnagyobb mértékben, emellett a lék is jelentős fénytöbbletet kapott, de kisebb varianciával. A lég- és talajhőmérséklet, illetve a vízgőztelítési hiány a tarvágásban nőtt meg a legjelentősebben, az átlagok és a variancia egyaránt itt a legnagyobb. A hagyásfacsoport a hőmérsékleti átlagokat nem, de az extrémumokat hatékonyan kiegyenlíti. Talajnedvesség-növekedést tapasztaltunk a lékben és kisebb mértékben a tarvágásban. Feltártuk, hogy a kezelések szétválásáért elsősorban a talaj- és léghőmérséklet maximuma és varianciája felelős.

Eredményeink alapján az örökerdő üzemmód térben heterogén és finomléptékű beavatkozásai ajánlhatók. Ezek révén a zárt erdőkben jobban megmaradnak azok a szerkezeti elemek, amelyek a kiegyenlített termőhelyi viszonyok irányába hatnak, és a beavatkozások után is kevésbé változtatják meg a környezeti feltételeket.

8. SUMMARY

The below-canopy climate of forest stands is formed by the complex interactions of numerous variables of stand structure, site conditions and adjacent landscape characteristics. A stable and buffered microclimate is essential for several forest-dwelling organism-groups. Forest management alters the ameliorated site conditions by eliminating tree individuals.

It is important to explore the relationships between forest microclimate, stand structure and landscape factors, not only for basic research but also for conservational purposes. Furthermore, it is also necessary from both forestry and conservational aspects to reveal the effects of silvicultural practices on site conditions.

The effects of stand structure and landscape variables on air temperature, relative humidity and diffuse light were analyzed by measurements conducted in closed mature forests of the Órség region. Based on our findings, the cool and humid microclimate was tightly coupled to the subcanopy layer and to the density of shrub layer, while its stability correlated with the amount of litter and tree size diversity. Under closed canopy, the amount of diffuse light decreased with total basal area and tree size diversity. We clearly demonstrated that air temperature and relative humidity are strongly and negatively correlated and therefore, they can be generalized, while on the contrary, diffuse light is independent.

The effects of four different forestry treatments (clear-cutting, retention tree group, preparation cutting and gap-cutting) on the microclimatic variables were studied within the framework of a field experiment in the Pilis Mts. We detected immediate and strong treatment effects in the first growing season which were consistent throughout the studied three years. Differences from the control and between the individual treatment levels were the largest during the vegetation peak (summer). Light showed the strongest response to the treatments: clear-cutting created extremely illuminated environment, the increase of light intensity was also considerable in gaps. Air and soil temperature, just as vapor pressure deficit increased the most in clear-cuttings; their variability was also the highest there. Retention tree groups did not buffer the means of thermal variables, but they could ameliorate their extremes. Notable increase in soil water content was observed in the gap-cuttings and to a lesser degree, in the clear-cuttings. We also found that the maximum and variance of the soil and air temperature have the highest discriminating power.

Based on our studies, the spatially heterogeneous and fine-scaled treatments of continuous cover forestry are recommended. By applying these practices, the essential structural elements creating buffered site conditions could be successfully maintained; and forestry interventions could induce less pronounced alterations in environmental conditions.

SZERZŐI HOZZÁJÁRULÁSOK

Az ŐRS-Erdő Projekt (<http://orserdo.okologia.mta.hu/>) kutatógárdájához már annak hivatalos lezárását követően csatlakoztam, így a disszertáció egyik jelentős részét képező őrségi tanulmányhoz mérésekkel, mintavétellel nem járultam hozzá, meglévő adatsorokat rendszereztem és dolgoztam fel munkám során. A munkát Dr. Ódor Péter koordinálta. A mikroklíma-méréseket és az adatok letöltését Bodoncz László, a relatív diffúz fény mérését és az adatok előkészítését Dr. Tinya Flóra, az avar- és talajváltozók mérését Dr. Bidló András, a faállomány-szerkezet felmérését döntően Mazál István és Németh Balázs végezte. A nyersadatok feldolgozását, a statisztikai elemzéseket, a kézirat elkészítését és az ehhez szükséges irodalmi áttekintést önállóan, témavezetőmmel szoros együttműködésben végeztem.

A Pilis Kísérlet (<https://www.piliskiserlet.okologia.mta.hu/>) esetében azonban a bemutatott eredmények legjelentősebb része a saját terepi adatgyűjtésemre alapul. A mikroklíma-méréseknél 2014 és 2015 között Guba Erika volt nagy segítségemre, 2017-től Németh Csabával közösen végeztük az adatgyűjtők kihelyezését, begyűjtését és az adatletöltést. A projekt teljes időtartama alatt Dr. Tinya Flóra végezte a relatív diffúz fény mérését és az adatok előkészítését. A nyersadatok adatbázisba rendezését, hibaszűrését, a statisztikai elemzéseket és az ehhez a munkához kapcsolódó kézirat elkészítését önállóan végeztem – Dr. Ódor Péter szakmai irányítása mellett.

A 4. ábra elkészítéséhez a Freepik (<https://www.freepik.com/>) gyűjteményeiből használtam fel szabad hozzáférésű vektorgrafikus elemeket.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Doktori disszertációm elkészítéséhez rengeteg embertől, elképesztően sok segítséget és támogatást kaptam – hálám kifejezéséért egy ilyen fejezet nem is lehet elegendő.

Mindenek előtt szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnak, Ódor Péternek, aki a doktorandusz és doktorjelölt évek alatt nemcsak mint témavezető, hanem mint barát, sőt időnként pszichológus is mellettem állt.

Köszönöm a sok szakmai beszélgetést, az adatelemzésben és kéziratok elkészítése során nyújtott segítségét, illetve, hogy a Pilis Kísérlet egyes tervezési fázisaiba is rendszeresen bevont. Hálával tartozom Standovár Tibornak, aki elindított az erdőökológusi pályán és széles tudásával mindig inspirációként hatott rám.

Köszönet illeti Tinya Flórát a mindig precíz meglátásaiért, példás és ösztönző alaposságáért, a számos együtt-gondolkodásért. Köszönöm a hasznos szakmai diskurzusokat Kröel-Dulay Györgynek, Elek Zoltánnak és Kelemen Kristófnak, az adatelemzési kérdésekben nyújtott segítséget Podani Jánosnak és Botta-Dukát Zoltánnak. Köszönöm a közös terepi munkát Németh Csabának és Guba Erikának, akik nélkül a mikroklima adatsorok nem híztak volna ilyen hatékonyan. A Pilis Kísérlet valamennyi résztvevőjének is nagy köszönettel tartozom, hálás vagyok, hogy ilyen remek csapattal dolgozhattam, dolgozhatok együtt. Köszönet illeti a Pilisi Parkerdő Zrt. számos munkatársát, mindenek előtt Simon Lászlót, Farkas Viktort és Szenthe Gábort a sok segítségért, valamint Csépanyi Pétert, aki a kezdetektől felkarolta ezt a vizsgálatot.

A dolgozat szakértői és nagyon alapos átnézéséért Podani János és Kalapos Tibor tanár uraknak tartozom köszönettel.

Hálával tartozom családomnak, akik végig hittek bennem és biztattak – ezért nem lehetek elég hálás. Köszönöm feleségemnek, Biri Beátának, hogy a Bolyai Kollégiumtól a dolgozat elkészítéséig tartó rögzös úton végig a legodaadóbb társ volt, és kisfiamnak, Zsombornak, hogy jól viselte a klaviatúra püfölését és a képernyőbe meredést.

Köszönöm a barátaimnak, hogy kitartottak mellettem annak ellenére is, hogy az utóbbi időben számos pogramot utasítottam vissza.

A munkánkat az OTKA (K79158, K111887), az NKFIH (GINOP-2.3.2-15-2016-00019) és az MTA Infrastruktúra Pályázat támogatásával végeztük. Kutatásaimat az EMMI ÚNKP-17-3 Új Nemzeti Kiválóság Program támogatásával végezhettem.

SAJÁT PUBLIKÁCIÓK

Referált nemzetközi folyóiratban megjelent közlemények

Az értekezés alapjául szolgáló saját közlemények

Kovács, B., Tinya, F., Németh, Cs., Guba, E., Sass, V., Bidló, A., Ódor, P.: The Short-Term Effects of Experimental Forestry Treatments on Site Conditions in an Oak–Hornbeam Forest. *FORESTS* 9(7): 406. (2018)

Kovács, B., Tinya, F., Ódor, P.: Stand structural drivers of microclimate in mature temperate mixed forests. *AGRICULTURAL AND FOREST METEOROLOGY* 234–235: pp. 11–21. (2017)

További közlemények

Erdős L., Kröel-Dulay Gy., Bátori Z., **Kovács B.**, Németh Cs., Kiss P. J., Tölgyesi Cs.: Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. *BIOLOGICAL CONSERVATION* 226: pp. 72–80. (2018)

Lhotsky B., Csecserits A., **Kovács B.**, Botta-Dukát Z.: New plant trait records of the Hungarian flora. *ACTA BOTANICA HUNGARICA* 58:(3-4) pp. 397–400. (2016)

Lhotsky B., **Kovács B.**, Ónodi G., Csecserits A., Rédei T., Lengyel A., Kertész M., Botta-Dukát Z.: Changes in assembly rules along a stress gradient from open dry grasslands to wetlands. *JOURNAL OF ECOLOGY* 104:(2) pp. 507–517. (2016)

Standovár T., Szmorad F., **Kovács B.**, Kelemen K., Plattner M., Roth T., Pataki Zs.: A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. *COMMUNITY ECOLOGY* 17:(2) pp. 167–177. (2016)

Hazai folyóiratban megjelent közlemények

Kelemen K., Mag Zs., Aszalós R., Benedek Zs., Czúcz B., Gálhidy L., **Kovács B.**, Standovár T., Tímár G. (2013): Hazai erdők jövője a klímaváltozás tükrében. *TERMÉSZET VILÁGA* 144:(1) pp. 7–10.

Kovács B., Kelemen K., Ruff J., Standovár T. (2013): Üzemi léptékben alkalmazott átalakító üzemmód lékes felújításának tapasztalatai a Királyréti Erdészeti területén. *ERDÉSZETTUDOMÁNYI KÖZLEMÉNYEK* 3:(1) pp. 55–70.

Könyvfejezetek

Standovár T., Kelemen K., Szmorad F., **Kovács B.**, Kenderes K., Pataki Zs.: Az erdőállapot-felmérés módszertana. In: Standovár T., Bán M., Kézdy P. (Szerk.): *Erdőállapot-értékelés középhegységi erdeinkben [Forest state assessment in submontane*

woodlands]. 612 p. Budapest, Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 2017. pp. 109–188. (ISBN:978-615-5241-20-8)

Ódor P., **Kovács B.**: Előszó. In: Ódor P. (Szerk.): *A biodiverzitást meghatározó környezeti változók vizsgálata az őrségi erdőkben.* p. 67. Tihany: MTA Ökológiai Kutatóközpont, 2015. p. 7. (MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai; 2.) (ISBN:978-963-89460-7-2)

Ódor P., Bidló A., Király I., **Kovács B.**, Kövendi-Jakó A., Kutszegi G., Lakatos F., Mag Zs., Márialigeti S., Samu F., Siller I.: Anyag és módszer: Az adatgyűjtés módszerei. In: Ódor P. (Szerk.): *A biodiverzitást meghatározó környezeti változók vizsgálata az őrségi erdőkben.* 67 p. Tihany: MTA Ökológiai Kutatóközpont, 2015. pp. 15–20. (MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai; 2.) (ISBN:978-963-89460-7-2)

Kovács B., Ódor P.: Eredmények és megvitatás: A faállomány és a mikroklíma összefüggései. In: Ódor P. (Szerk.): *A biodiverzitást meghatározó környezeti változók vizsgálata az őrségi erdőkben.* 67 p. Tihany: MTA Ökológiai Kutatóközpont, 2015. pp. 23–26. (MTA Ökológiai Kutatóközpont Tanulmányai; 2.) (ISBN:978-963-89460-7-2)

Konferencia-részvétel:

Kovács B., Tinya F., Németh Cs., Ódor P.: Erdészeti beavatkozások mikroklímára gyakorolt hatásainak kísérletes vizsgálata a Pilisben. In: 11. Magyar Ökológus Kongresszus. Nyíregyháza, 2018.08.28-2018.08.30. p. 49.

Ódor P., Aszalós R., Boros G., Elek Z., **Kovács B.**, Samu F., Sass V., Tinya F., Tóth B., Vadas Á.: Erdészeti fahasználatok termőhelyre, biodiverzitásra és felújulásra gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata. Nyíregyháza, 2018.08.28-2018.08.30. p. 60.

Ódor P., **Kovács B.**, Boros G., Samu F., Aszalós R., Tinya F., Elek Z.: Effects of forestry treatments on forest site conditions and the biodiversity of different organism groups. In: 5th European Congress of Conservation Biology: ECCB2018. Jyväskylä, Finnország, 2018.06.12-2018.06.15. p. 707.

Tinya F., **Kovács B.**, Ódor P.: Towards a more nature-based silviculture: effects of experimental forestry treatments on forest regeneration in an oak-hornbeam stand. In: 5th European Congress of Conservation Biology: ECCB2018. Jyväskylä, Finnország, 2018.06.12-2018.06.15. p. 72.

Tinya F., **Kovács B.**, Aszalós R., Ódor P.: Erdészeti kezelések aljnövényzetre gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata. In: Molnár V.A., Sonkoly J., Takács A. (Szerk.): XII. Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében. Program és összefoglalók. [12th International Conference Advances in research on the flora and vegetation of the Carpatho-Pannonian region. Programme and Abstracts.]. 108 p. (ISBN:978-963-4739-26-5). Debrecen, 2018.02.23-2018.02.25. p. 95.

Elek Z., Boros G., Samu F., Aszalós R., Tinya F., **Kovács B.**, Ódor P.: Élőlénycsoportok erdészeti kezelésekre adott válasza függ a diszperziós képességüktől: minél kevesebbet mozogsz, annál jobban változol. In: Mizsei E., Szepesváry Cs. (Szerk.): XI. Magyar

Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”: Absztraktkötet. 175 p. Eger, 2017.11.02-2017.11.05. pp. 64–65.

Kovács B., Tinya F., Aszalós R., Boros G., Elek Z., Samu F., Bidló A., Csépanyi P., Ódor P.: The effects of forestry treatments on microclimate, regeneration and biodiversity: first results of an experimental study. In: Schmidt, C., Heurich, M., van Beeck Calkoen, S. (Szerk.): 2nd International Conference on Forests, Nationalpark Bayerischer Wald: Temperate and Boreal Forest Conservation in a rapidly changing world. "New scientific findings and implications for future management". 141 p. Neuschönau, Németország, 2017.04.26-2017.04.29. p. 17.

Kovács B., Tinya F., Németh Cs., Sass V., Bidló A., Ódor P.: Erdészeti fahasználatok termőhelyre gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata. In: Mizsei E., Szepesváry Cs. (Szerk.): XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”: Absztraktkötet. 175 p. Eger, 2017.11.02-2017.11.05. p. 91.

Lengyel A., Csecserits A., Kertész M., **Kovács B.**, Lhotsky B., Ónodi G., Rédei T., Botta-Dukát Z.: Evaluating the relative importance of methodological decisions in sampling and analysis of functional beta diversity along an environmental gradient. In: 1st International Conference of Community Ecology: Book of Abstracts. (ISBN:978-963-454-170-7). Budapest, 2017.09.28-2017.09.29. p. 117.

Ódor P., Kovács B., Tinya F., Aszalós R., Boros G., Elek Z., Samu F., Bidló A., Csépanyi P.: The effects of forestry treatments on microclimate, regeneration and biodiversity. In: Bobiec, A., Czarnota, P., Ćwik, A. (Eds.): Wooded rural landscapes of Central and Eastern Europe: biodiversity, cultural legacy and conservation: The book of abstracts. (ISBN:978-83-63359-50-8). Rzeszów, Lengyelország, 2017.09.20-2017.09.22. p. 75.

Ódor P., Boros G., Samu F., Aszalós R., Tinya F., **Kovács B.**, Elek Z.: The effects of forestry treatments on the community structure of different organism groups. In: 1st International Conference of Community Ecology: Book of Abstracts. (ISBN:978-963-454-170-7). Budapest, 2017.09.28-2017.09.29. p. 68.

Tinya F., **Kovács B.**, Prättälä A., Farkas P., Ódor P.: Initial response of the understory to experimental silvicultural treatments in a temperate deciduous forest in Hungary. In: Schmidt, C., Heurich, M., van Beeck Calkoen, S. (Eds.): 2nd International Conference on Forests, Nationalpark Bayerischer Wald: Temperate and Boreal Forest Conservation in a rapidly changing world. "New scientific findings and implications for future management". 141 p. Neuschönau, Németország, 2017.04.26-2017.04.29. p. 102.

Tinya F., **Kovács B.**, Aszalós R., Ódor P.: Erdészeti kezelések aljnövényzetre gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata. In: Mizsei E., Szepesváry Cs. (Szerk.): XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”: Absztraktkötet. 175 p. Eger, 2017.11.02-2017.11.05. p. 147.

Tóth B., **Kovács B.**, Aszalós R., Ódor P.: Nagytestű növényevő fajok és erdészeti fahasználatok együttes hatásának vizsgálata egy pilisi gyertyános-tölgyesben. In: Mizsei E., Szepesváry Cs. (Szerk.): XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia

„Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”: Absztraktkötet. 175 p. Eger, 2017.11.02-2017.11.05. p. 149.

Vadas Á., **Kovács B.**, Ódor P.: The effect of different forest management types on the survival rate of epixylic and epiphytic bryophytes: Epifiton és epixyl mohafajok túlélésének kísérletes vizsgálata különböző erdészeti kezelések során. ACTA BIOLOGICA PLANTARUM AGRIENSIS 5:(1) p. 45. (2017) 4th Conference on Criptogams, Eger, 2017.11.30-2017.10.01.

Botta-Dukát Z., Lhotsky B., Csecserits A., **Kovács B.**, Kertész M., Lengyel A., Ónodi G., Rédei T.: Changing the relative importance of environmental filtering and mass effect along a productivity gradient. In: 1st International Conference of Community Ecology: Book of Abstracts. (ISBN:978-963-454-170-7). Budapest, 2017.09.28-2017.09.29. pp. 108–109.

Boros G., **Kovács B.**, Ódor P.: The effects of forestry treatments on enchytraeid worms (Annelida, Oligochaeta) in a Hungarian sessile oak-hornbeam forest. In: IUFRO Regional Congress for Asia and Oceania 2016. Abstracts. 435 p. Beijing, Kína, 2016.10.24-2016.10.27. pp. 414–415.

Csecserits A., Lhotsky B., **Kovács B.**, Botta-Dukát Z.: Új növényi tulajdonság-adatok és példa lehetséges felhasználásukra. New plant trait data and an example for their application. In: Barina Z., Buczkó K., Lőkös L., Papp B., Pifkó D., Szurdoki E. (Szerk.): XI. Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében nemzetközi konferencia. Előadások és poszterek összefoglalói. [11th International Conference "Advances in research on the flora and vegetation of the Carpato–Pannonian region". Book of abstracts.]. 255 p. (ISBN:978-963-9877-25-2). Budapest, 2016.02.12-2016.02.14. pp. 139–140.

Kovács B., Tinya F., Ódor P.: Effects of different forest management treatments on microclimate. An experimental study. In: IUFRO Regional Congress for Asia and Oceania 2016. Abstracts. 435 p. Beijing, Kína, 2016.10.24-2016.10.27. p. 414.

Ódor P., Boros G., Elek Z., Samu F., Tinya F., Aszalós R., Bidló A., Csépanyi P., **Kovács B.**: Effect of forestry treatments on microclimate, regeneration and biodiversity. An experimental study. In: IUFRO Regional Congress for Asia and Oceania 2016. Abstracts. 435 p. Beijing, Kína, 2016.10.24-2016.10.27. p. 232.

Kovács B.: The effect of management on forest microclimate: observational and experimental approaches. Student Conference on Conservation Science – SCCS Hungary. Tihany, 2016.08.30-2016.09.02.

Lengyel A., Csecserits A., Kertész M., **Kovács B.**, Lhotsky B., Ónodi G., Rédei T., Botta-Dukát Z.: Distance decay of functional similarity along a spatial and a productivity gradient. In: Chytrý, M., Zelený, D., Hettnerbergerová, E. (Eds.): 58th Annual Symposium of the International Association for Vegetation Science: Understanding broad-scale vegetation patterns: Abstracts. (ISBN:978-80-210-7860-4) Brno, Csehország, 2015.07.19-2015.07.24. p. 229.

Lhotsky B., Bölöni J., Horváth F., **Kovács B.**, Botta-Dukát Z.: Plant trait convergence and divergence in the understory vegetation of a temperate forest: changes along a soil productivity and a light gradient. In: Chytrý, M., Zelený, D., Hettenbergerová, E. (Eds.): 58th Annual Symposium of the International Association for Vegetation Science: Understanding broad-scale vegetation patterns: Abstracts. (ISBN:978-80-210-7860-4) Brno, Csehország, 2015.07.19-2015.07.24. p. 234.

Botta-Dukát Z., Lhotsky B., **Kovács B.**, Rédei T., Ónodi G., Csecserits A., Lengyel A.: Társulási szabályok változása a produktivitás gradiens mentén. In: Padisák J., Liker A., Stenger-Kovács Cs. (Szerk.): X. Magyar Ökológus Kongresszus. 165 p. Veszprém, 2015.08.12-2015.08.14. p. 33.

Kovács B., Aszalós R., Bidló A., Boros G., Dombos M., Elek Z., Flórián N., Guba E., Samu F., Sass V., Somay L., Ódor P.: Erdészeti fahasználatok termőhelyre, felújulásra és biodiverzitásra gyakorolt hatásának kísérletes vizsgálata – egy új kísérlet bemutatása. In: Padisák J., Liker A., Stenger-Kovács Cs. (Szerk.): X. Magyar Ökológus Kongresszus. 165 p. Veszprém, 2015.08.12-2015.08.14. p. 83.

Kovács B., Ódor P.: A faállomány és a mikroklíma összefüggései őrségi erdőkben. In: Padisák J., Liker A., Stenger-Kovács Cs. (Szerk.): X. Magyar Ökológus Kongresszus. 165 p. Veszprém, 2015.08.12-2015.08.14. p. 84.

Lengyel A., Csecserits A., Kertész M., **Kovács B.**, Lhotsky B., Ónodi G., Rédei T., Botta-Dukát Z.: Fajkompozíciós és funkcionális 'distance decay' kiskunsági gyepekben. In: Padisák J., Liker A., Stenger-Kovács Cs. (Szerk.): X. Magyar Ökológus Kongresszus. 165 p. Veszprém, 2015.08.12-2015.08.14. p. 97.

Ódor P., **Kovács B.**: Lophocolea heterophylla májmoha túlélése, különböző mikroklímátikus feltételeket biztosító erdészeti beavatkozások után. In: Szűcs P., Péntesné Kónya E. (Szerk.): III. Aktuális eredmények a kriptogám növények kutatásában [Conference of Cryptogams: Recent Research in Cryptogamic Botany III]: A konferencia előadásainak és poszttereinek összefoglalói. 48 p. Eger, 2015.11.17-2015.11.18. p. 26.

Kovács B., Ódor P.: A faállomány és a mikroklíma összefüggései őrségi erdőkben. In: Lengyel Sz. (Szerk.): IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia: "Tudományoktól a döntéshozatalig": absztrakt-kötet. 149 p. Szeged, 2014.11.20-2014.11.23. p. 74.

Kovács B., Ódor P.: The effect of forest stand on microclimate in mature temperate mixed forests. In: Kangur, A., Metslaid, M., Moser, K. W., Trei, P. (Eds.): Forest landscape mosaics: disturbance, restoration and management at times of global change: Book of abstracts. (ISBN:978-9949-536-46-7). Tartu, Észtország, 2014.08.11-2014.08.14. p. 110.

Lhotsky B., **Kovács B.**, Rédei T., Ónodi G., Csecserits A., Lengyel A., Botta-Dukát Z.: Shifts in plant traits along a stress gradient: harsher environment results stronger convergence. In: Čarni, A., Juvan, N., Ribeiro, D. (Eds.): 23rd International Workshop of the European Vegetation Survey: Book of Abstract. (ISBN:978-961-254-693-9) Ljubljana, Szlovénia, 2014.05.08-2014.05.12. p. 216.

FELHASZNÁLT IRODALOM

2017. évi LVI. törvény az erdőről, az erdő védelméről és az erdőgazdálkodásról szóló 2009. évi XXXVII. törvény és egyéb kapcsolódó törvények módosításáról. *Magyar Közlöny* 75, 7752–7796.
- Abd Latif, Z. & Blackburn, G.A. (2010) The effects of gap size on some microclimate variables during late summer and autumn in a temperate broadleaved deciduous forest. *International Journal of Biometeorology* 54, 119–129.
- Ackerly, D.D., Loarie, S.R., Cornwell, W.K., Weiss, S.B., Hamilton, H., Branciforte, R. & Kraft, N.J.B. (2010) The geography of climate change: implications for conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16, 476–487.
- Adams, P.W., Flint, A.L. & Fredriksen, R.L. (1991) Long-term patterns in soil moisture and revegetation after a clearcut of a Douglas-fir forest in Oregon. *Forest Ecology and Management* 41, 249–263.
- Ahrens, C.D. (2016) *Meteorology today: an introduction to weather, climate, and the environment*. Eleventh edition. Cengage Learning, Boston, MA, USA.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998) 56 *FAO Irrigation and drainage paper No. 56*. Rome.
- Anderson, D.B. (1936) Relative humidity or vapor pressure deficit. *Ecology* 17, 277–282.
- Anderson, M.J. (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). In: N. Balakrishnan, T. Colton, B. Everitt, W. Piegorsch, F. Ruggeri, and J. L. Teugels (Eds), *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 1–15.
- Anderson, P.D., Larson, D.J. & Chan, S.S. (2007) Riparian buffer and density management influences on microclimate of young headwater forests of western Oregon. *Forest Science* 53, 254–269.
- Andersson-Sköld, Y., Simpson, D. & Ødegaard, V. (2008) Humidity parameters from temperature: test of a simple methodology for European conditions. *International Journal of Climatology* 28, 961–972.
- Angelini, A., Corona, P., Chianucci, F. & Portoghesi, L. (2015) Structural attributes of stand overstory and light under the canopy. *Annals of Silvicultural Research* 39, 23–31.
- Angelstam, P.K. (1998) Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *Journal of Vegetation Science* 9, 593–602.
- Annighöfer, P., Beckschäfer, P., Vor, T. & Ammer, C. (2015) Regeneration patterns of European oak species (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Quercus robur* L.) in dependence of environment and neighborhood. *PLOS ONE* 10, e0134935.
- Arroyo-Rodríguez, V., Saldaña-Vázquez, R.A., Fahrig, L. & Santos, B.A. (2017) Does forest fragmentation cause an increase in forest temperature? *Ecological Research* 32, 81–88.
- von Arx, G., Dobbertin, M. & Rebetez, M. (2012) Spatio-temporal effects of forest canopy on understory microclimate in a long-term experiment in Switzerland. *Agricultural and Forest Meteorology* 166–167, 144–155.

- von Arx, G., Graf Pannatier, E., Thimonier, A. & Rebetez, M. (2013) Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: potential implications for seedling establishment in a changing climate *Journal of Ecology* 101, 1201–1213.
- Ashcroft, M.B. & Gollan, J.R. (2012) Fine-resolution (25 m) topoclimatic grids of near-surface (5 cm) extreme temperatures and humidities across various habitats in a large (200 × 300 km) and diverse region. *International Journal of Climatology* 32, 2134–2148.
- Ashcroft, M.B. & Gollan, J.R. (2013) Moisture, thermal inertia, and the spatial distributions of near-surface soil and air temperatures: Understanding factors that promote microrefugia. *Agricultural and Forest Meteorology* 176, 77–89.
- Aubin, I., Ouellette, M.-H., Legendre, P., Messier, C. & Bouchard, A. (2009) Comparison of two plant functional approaches to evaluate natural restoration along an old-field - deciduous forest chronosequence: Comparison of two plant functional approaches to evaluate natural restoration. *Journal of Vegetation Science* 20, 185–198.
- Aude, E. & Lawesson, J.E. (1998) Vegetation in Danish beech forests: the importance of soil, microclimate and management factors, evaluated by variation partitioning. *Plant Ecology* 134, 53–65.
- Aussenac, G. (2000) Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57, 287–301.
- Aussenac, G. & Granier, A. (1988) Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research* 18, 100–105.
- Bacsó, N. (1933) Növényzet és mikroklíma. *Az Időjárás* 37, 200–204.
- Bacsó, N. & Zólyomi, B. (1934) Mikroklíma és növényzet a Bükkfennsíkon. *Az Időjárás* 38, 177–196.
- Baker, T.P., Jordan, G.J. & Baker, S.C. (2016) Microclimatic edge effects in a recently harvested forest: Do remnant forest patches create the same impact as large forest areas? *Forest Ecology and Management* 365, 128–136.
- Baker, T.P., Jordan, G.J., Steel, E.A., Fountain-Jones, N.M., Wardlaw, T.J. & Baker, S.C. (2014) Microclimate through space and time: Microclimatic variation at the edge of regeneration forests over daily, yearly and decadal time scales. *Forest Ecology and Management* 334, 174–184.
- Baldocchi, D.D. & Vogel, C.A. (1996) Energy and CO₂ flux densities above and below a temperate broad-leaved forest and a boreal pine forest. *Tree Physiology* 16, 5–16.
- Barry, R.G. & Blanken, P.D. (2016) *Microclimate and local climate*. Cambridge University Press, New York, NY.
- Bartha, D. & Puskás, L. (2012) A folyamatos erdőborítás kutatása hazánkban. *Erdészeti Lapok* 147, 375–376.
- Bartoń, K. (2016) *MuMIn: Multi-Model Inference*. Available from: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>.
- Bátori, Z., Lengyel, A., Maróti, M., Körmöczi, L., Tölgyesi, C., Bíró, A., Tóth, M., Kincses, Z., Cseh, V. & Erdős, L. (2014) Microclimate-vegetation relationships in natural habitat Islands: Species preservation and conservation perspectives. *Időjárás* 118, 257–281.

- Beaudet, M., Messier, C. & Leduc, A. (2004) Understorey light profiles in temperate deciduous forests: recovery process following selection cutting. *Journal of Ecology* 92, 328–338.
- Bequet, R., Campioli, M., Kint, V., Vansteenkiste, D., Muys, B. & Ceulemans, R. (2011) Leaf area index development in temperate oak and beech forests is driven by stand characteristics and weather conditions. *Trees* 25, 935–946.
- Bernes, C., Jonsson, B.G., Junninen, K., Löhmus, A., Macdonald, E., Müller, J. & Sandström, J. (2015) What is the impact of active management on biodiversity in boreal and temperate forests set aside for conservation or restoration? A systematic map. *Environmental Evidence* 4, 25.
- Betts, M.G., Phalan, B., Frey, S.J.K., Rousseau, J.S. & Yang, Z. (2018) Old-growth forests buffer climate-sensitive bird populations from warming T. Albright (Ed). *Diversity and Distributions* 24, 439–447.
- Bicknell, J.E., Struebig, M.J., Edwards, D.P. & Davies, Z.G. (2014) Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology* 24, R1119–R1120.
- Bigelow, S.W. & North, M.P. (2012) Microclimate effects of fuels-reduction and group-selection silviculture: Implications for fire behavior in Sierran mixed-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 264, 51–59.
- Bölöni, J., Molnár, Z., Biró, M. & Horváth, F. (2008) Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica* 50, 107–148.
- Bölöni, J., Molnár, Z. & Kun, A. (2011) *Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírása és határozója : ÁNÉR 2011*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót.
- Bonan, G.B. (1991) A biophysical surface energy budget analysis of soil temperature in the boreal forests of interior Alaska. *Water Resources Research* 27, 767–781.
- Bonan, G.B. (2008) Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* 320, 1444–1449.
- Bonan, G.B. (2016) *Ecological climatology: concepts and applications*. Third edition. Cambridge University Press, New York, NY, USA.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2018) *Numerical ecology with R*. Springer International Publishing, Cham.
- Boros, G., Kovács, B. & Ódor, P. (2018) Clear-cutting with green tree retention deteriorates the enchytraeid assemblages (Annelida: Oligochaeta) in a temperate deciduous forest. *Manuscript*. MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany. 34 p.
- Bramer, I., Anderson, B.J., Bennie, J., Bladon, A.J., De Frenne, P., Hemming, D., Hill, R.A., Kearney, M.R., Körner, C., Korstjens, A.H., Lenoir, J., Maclean, I.M.D., Marsh, C.D., Morecroft, M.D., Ohlemüller, R., Slater, H.D., Suggitt, A.J., Zellweger, F. & Gillingham, P.K. (2018) Advances in monitoring and modelling climate at ecologically relevant scales. In: Bohan, D.A., Dumbrell, A.J., Woodward, G. & Jackson, M. (Eds.) *Advances in ecological research Vol. 58 – Next generation biomonitoring: Part 1*. Academic Press, Cambridge, MA, pp. 101–161.
- Brantley, S.T. & Young, D.R. (2009) Contribution of sunflecks is minimal in expanding shrub thickets compared to temperate forest. *Ecology* 90, 1021–1029.

- Bristow, K.L. & Campbell, G.S. (1984) On the relationship between incoming solar radiation and daily maximum and minimum temperature. *Agricultural and Forest Meteorology* 31, 159–166.
- Brooks, R.T. & Kyker-Snowman, T.D. (2008) Forest floor temperature and relative humidity following timber harvesting in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 254, 65–73.
- Brooks, R.T. & Kyker-Snowman, T.D. (2009) Forest-floor temperatures and soil moisture across riparian zones on first- to third-order headwater streams in southern New England, USA. *Forest Ecology and Management* 258, 2117–2126.
- Brose, P.H. (2011) A comparison of the effects of different shelterwood harvest methods on the survival and growth of acorn-origin oak seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 2359–2374.
- Brososke, K.D., Chen, J., Naiman, R.J. & Franklin, J.F. (1997) Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7, 1188–1200.
- Brus, D.J., Hengeveld, G.M., Walvoort, D.J.J., Goedhart, P.W., Heidema, A.H., Nabuurs, G.J. & Gunia, K. (2012) Statistical mapping of tree species over Europe. *European Journal of Forest Research* 131, 145–157.
- Buckley, D.S., Isebrands, J.G. & Sharik, T.L. (1999) Practical field methods of estimating canopy cover, PAR, and LAI in Michigan oak and pine stands. *Northern Journal of Applied Forestry* 16, 25–32.
- Butterfield, J. (1996) Carabid life-cycle strategies and climate change: a study on an altitude transect. *Ecological Entomology* 21, 9–16.
- Campanello, P.I., Genoveva Gatti, M., Ares, A., Montti, L. & Goldstein, G. (2007) Tree regeneration and microclimate in a liana and bamboo-dominated semideciduous Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management* 252, 108–117.
- Canham, C.D., Finzi, A.C., Pacala, S.W. & Burbank, D.H. (1994) Causes and consequences of resource heterogeneity in forests: interspecific variation in light transmission by canopy trees. *Canadian Journal of Forest Research* 24, 337–349.
- Carlson, D.W. & Groot, A. (1997) Microclimate of clear-cut, forest interior, and small openings in trembling aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 87, 313–329.
- Chang, M. (2013) *Forest hydrology: an introduction to water and forests*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Chase, C.W., Kimsey, M.J., Shaw, T.M. & Coleman, M.D. (2016) The response of light, water, and nutrient availability to pre-commercial thinning in dry inland Douglas-fir forests. *Forest Ecology and Management* 363, 98–109.
- Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P. & Hellweg, S. (2016) Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. *Scientific Reports* 6, 23954.
- Chen, J. & Franklin, J. (1997) Growing-season microclimate variability within an old-growth Douglas-fir forest. *Climate Research* 8, 21–34.

- Chen, J., Franklin, J.F. & Spies, T.A. (1995) Growing-season microclimatic gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 5, 74–86.
- Chen, J., Saunders, S.C., Crow, T.R., Naiman, R.J., Broszofski, K.D., Mroz, G.D., Brookshire, B.L. & Franklin, J.F. (1999) Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology. *BioScience* 49, 288–297.
- Chen, J.M., Blanken, P.D., Black, T.A., Guilbeault, M. & Chen, S. (1997) Radiation regime and canopy architecture in a boreal aspen forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 86, 107–125.
- Chmura, D., Zarnowiec, J. & Staniaszek-Kik, M. (2018) Comparison of traits of non-colonized and colonized decaying logs by vascular plant species. *iForest - Biogeosciences and Forestry* 11, 11–16.
- Clinton, B.D. (2003) Light, temperature, and soil moisture responses to elevation, evergreen understory, and small canopy gaps in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 186, 243–255.
- Constabel, A.J. & Lieffers, V.J. (1996) Seasonal patterns of light transmission through boreal mixedwood canopies. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 1008–1014.
- Council Directive 92/43/EEC (1992) *Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.*
- Coxson, D. & Coyle, M. (2003) Niche partitioning and photosynthetic response of alecortoid lichens from subalpine spruce–fir forest in north-central British Columbia, Canada: the role of canopy microclimate gradients. *The Lichenologist* 35, 157–175.
- Csepányi, P., Magassy, E., Kontor, C., Szabó, C., Szentpéteri, S., Németh, R., Némethy, Z., Müller, S., Szabó, M., Kovács, A., Szenthe, G., Limp, G., Ocsóvay, Z., Brandhuber, Á., Farkas, V. & Petrik, J. (2017) A 2014. decemberi jégkár okai és következményei a Pilisi Parkerdő Zrt. által kezelt erdőállományokra. *Erdészettudományi Közlemények* 7, 25–41.
- Cubasch, U., Wuebbles, D., Chen, D., Facchini, M.C., Frame, D., Mahowald, N. & Winther, J.-G. (2013) Introduction. In: T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex, and P. M. Midgley (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Da Silva, D., Balandier, P., Boudon, F., Marquier, A. & Godin, C. (2012) Modeling of light transmission under heterogeneous forest canopy: an appraisal of the effect of the precision level of crown description. *Annals of Forest Science* 69, 181–193.
- Danehy, R.J. & Kirpes, B.J. (2000) Relative humidity gradients across riparian areas in eastern Oregon and Washington forests. *Northwest Science* 74, 224–233.
- Davies-Colley, R.J., Payne, G.W. & van Elswijk, M. (2000) Microclimate gradients across a forest edge. *New Zealand Journal of Ecology* 24, 111–121.
- Davis, K., Dobrowski, S.Z., Holden, Z.A., Higuera, P.E. & Abatzoglou, J.T. (2018) Microclimatic buffering in forests of the future: The role of local water balance. *Ecography* 41, 1–11.
- De Frenne, P., Rodriguez-Sanchez, F., Coomes, D.A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Romermann, M., Brown, C.D., Brunet, J., Cornelis, J., Decocq, G.M.,

- Dierschke, H., Eriksson, O., Gilliam, F.S., Hedl, R., Heinken, T., Hermy, M., Hommel, P., Jenkins, M.A., Kelly, D.L., Kirby, K.J., Mitchell, F.J.G., Naaf, T., Newman, M., Peterken, G., Petrik, P., Schultz, J., Sonnier, G., Van Calster, H., Waller, D.M., Walther, G.-R., White, P.S., Woods, K.D., Wulf, M., Graae, B.J. & Verheyen, K. (2013) Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110, 18561–18565.
- De Frenne, P., Rodríguez-Sánchez, F., De Schrijver, A., Coomes, D.A., Hermy, M., Vangansbeke, P. & Verheyen, K. (2015) Light accelerates plant responses to warming. *Nature Plants* 1, 15110.
- De Keersmaeker, L., Martens, L., Verheyen, K., Hermy, M., De Schrijver, A. & Lust, N. (2004) Impact of soil fertility and insolation on diversity of herbaceous woodland species colonizing afforestations in Muizen forest (Belgium). *Forest Ecology and Management* 188, 291–304.
- DeForest, J.L., Chen, J. & McNulty, S.G. (2009) Leaf litter is an important mediator of soil respiration in an oak-dominated forest. *International Journal of Biometeorology* 53, 127–134.
- Denslow, J.S. & Guzman G.S. (2000) Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11, 201–212.
- Denyer, K., Burns, B. & Ogden, J. (2006) Buffering of native forest edge microclimate by adjoining tree plantations. *Austral Ecology* 31, 478–489.
- Dey, D.C. (2002) The ecological basis for oak silviculture in eastern North America. In: W. J. McShea and W. M. Healy (Eds.), *Oak forest ecosystems: ecology and management for wildlife*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, pp. 60–79.
- Didham, R.K. & Lawton, J.H. (1999) Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. *Biotropica* 31, 17–30.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T. & Pretzsch, H. (2017) Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research* 136, 739–766.
- Dobrowski, S.Z., Swanson, A.K., Abatzoglou, J.T., Holden, Z.A., Safford, H.D., Schwartz, M.K. & Gavin, D.G. (2015) Forest structure and species traits mediate projected recruitment declines in western US tree species: Tree recruitment patterns in the western US. *Global Ecology and Biogeography* 24, 917–927.
- Domke, G.M., Caspersen, J.P. & Jones, T.A. (2007) Light attenuation following selection harvesting in northern hardwood forests. *Forest Ecology and Management* 239, 182–190.
- Dovčiak, M. & Brown, J. (2014) Secondary edge effects in regenerating forest landscapes: vegetation and microclimate patterns and their implications for management and conservation. *New Forests* 45, 733–744.
- Dövényi, Z. (Szerk.) (2010) *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- Dray, S. & Josse, J. (2015) Principal component analysis with missing values: a comparative survey of methods. *Plant Ecology* 216, 657–667.

- Dynesius, M., Åström, M. & Nilsson, C. (2008) Microclimatic buffering by logging residues and forest edges reduces clear-cutting impacts on forest bryophytes. *Applied Vegetation Science* 11, 345–354.
- Edwards, D.P., Tobias, J.A., Sheil, D., Meijaard, E. & Laurance, W.F. (2014) Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution* 29, 511–520.
- Elek, Z., Kovács, B., Aszalós, R., Boros, G., Samu, F., Tinya, F. & Ódor, P. (2018) Taxon-specific responses to different forestry treatments in a temperate forest. *Manuscript*. MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany. 26 p.
- Eliáš, P., Kratochvílová, I., Janouš, D., Marek, M. & Masarovičová, E. (1989) Stand microclimate and physiological activity of tree leaves in an oak-hornbeam forest: I. Stand microclimate. *Trees* 3, 227–233.
- Emborg, J. (1998) Understorey light conditions and regeneration with respect to the structural dynamics of a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 106, 83–95.
- Eredics, A. (2014) Mikroklimatikus tényezők vizsgálata. In: D. Bartha and L. Puskás (Szerk.), *A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata: a kutatási részprojektek szakmai beszámolója*. Silva naturalis. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, pp. 10–33.
- Eskelson, B.N.I., Anderson, P.D., Hagar, J.C. & Temesgen, H. (2011) Geostatistical modeling of riparian forest microclimate and its implications for sampling. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 974–985.
- Eskelson, B.N.I., Anderson, P.D. & Temesgen, H. (2013) Modeling relative humidity in headwater forests using correlation with air temperature. *Northwest Science* 87, 40–58.
- European Environmental Agency (2016) Biogeographical regions. Europe 2016 – The biogeographical regions dataset. URL: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/biogeographical-regions-europe-3#tab-gis-data> (2018.06.11.)
- Ewers, R.M. & Banks-Leite, C. (2013) Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLoS ONE* 8, e58093.
- FAO (2016) *Forests and agriculture: land-use challenges and opportunities*. FAO, Rome.
- Faraway, J.J. (2005) *Linear models with R*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Fla.
- Faraway, J.J. (2006) *Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, Fla.
- Faraway, J.J. (2016) *faraway: Functions and datasets for books by Julian Faraway - package version 1.0.7*. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/faraway/>.
- Fekete, I., Varga, C., Biró, B., Tóth, J.A., Várbíró, G., Lajtha, K., Szabó, G. & Kotroczó, Z. (2016) The effects of litter production and litter depth on soil microclimate in a central european deciduous forest. *Plant and Soil* 398, 291–300.
- Fenton, N.J. & Frego, K.A. (2005) Bryophyte (moss and liverwort) conservation under remnant canopy in managed forests. *Biological Conservation* 122, 417–430.

- Frank, T. & Bartha, D. eds. (2000) *Természet, erdő, gazdálkodás*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Eger; Pro Silva Hungaria Egyesület, Balassagyarmat.
- Freedman, B., Woodley, S. & Loo, J. (1994) Forestry practices and biodiversity, with particular reference to the Maritime Provinces of eastern Canada. *Environmental Reviews* 2, 33–77.
- de Freitas, C.R. & Enright, N.J. (1995) Microclimatic differences between and within canopy gaps in a temperate rainforest. *International Journal of Biometeorology* 38, 188–193.
- Freudenberger, L., Hobson, P.R., Schluck, M. & Ibisch, P.L. (2012) A global map of the functionality of terrestrial ecosystems. *Ecological Complexity* 12, 13–22.
- Frey, S.J.K., Hadley, A.S., Johnson, S.L., Schulze, M., Jones, J.A. & Betts, M.G. (2016) Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances* 2, e1501392–e1501392.
- Fridley, J.D. (2009) Downscaling climate over complex terrain: high finescale (<1000 m) spatial variation of near-ground temperatures in a montane forested landscape (Great Smoky Mountains). *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48, 1033–1049.
- Friedland, A., Boyce, R., Vostral, C. & Herrick, G. (2003) Winter and early spring microclimate within a mid-elevation conifer forest canopy. *Agricultural and Forest Meteorology* 115, 195–200.
- Fuller, R.J., Smith, K.W. & Hinsley, S.A. (2012) Temperate western European woodland as a dynamic environment for birds: a resource-based view. In: R. J. Fuller (Ed), *Birds and Habitat*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 352–380.
- Furieri, A. (2015) *SpatiaLite*. URL: <https://www.gaia-gis.it/fossil/libspatialite/>.
- Gaio-Oliveira, G., Dahlman, L., Máguas, C. & Palmqvist, K. (2004) Growth in relation to microclimatic conditions and physiological characteristics of four *Lobaria pulmonaria* populations in two contrasting habitats. *Ecography* 27, 13–28.
- Gálhidy, L., Mihók, B., Hagyó, A., Rajkai, K. & Standovár, T. (2006) Effects of gap size and associated changes in light and soil moisture on the understorey vegetation of a Hungarian beech forest. *Plant Ecology* 183, 133–145.
- Gehlhausen, S.M., Schwartz, M.W. & Augspurger, C.K. (2000) Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology* 147, 21–35.
- Geiger, R., Aron, R.H. & Todhunter, P. (1995) *The Climate Near the Ground*. Vieweg+Teubner Verlag, Wiesbaden.
- Genet, H., Breda, N. & Dufrene, E. (2010) Age-related variation in carbon allocation at tree and stand scales in beech (*Fagus sylvatica* L.) and sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) using a chronosequence approach. *Tree Physiology* 30, 177–192.
- Giambelluca, T.W., Ziegler, A.D., Nullet, M.A., Truong, D.M. & Tran, L.T. (2003) Transpiration in a small tropical forest patch. *Agricultural and Forest Meteorology* 117, 1–22.
- Godefroid, S., Rucquoi, S. & Koedam, N. (2006) Spatial variability of summer microclimates and plant species response along transects within clearcuts in a beech forest. *Plant Ecology* 185, 107–121.

- Gray, A.N., Spies, T.A. & Easter, M.J. (2002) Microclimatic and soil moisture responses to gap formation in coastal Douglas-fir forests. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 332–343.
- Grayson, S.F., Buckley, D.S., Henning, J.G., Schweitzer, C.J., Gottschalk, K.W. & Loftis, D.L. (2012) Understory light regimes following silvicultural treatments in central hardwood forests in Kentucky, USA. *Forest Ecology and Management* 279, 66–76.
- Greiser, C., Meineri, E., Luoto, M., Ehrlén, J. & Hylander, K. (2018) Monthly microclimate models in a managed boreal forest landscape. *Agricultural and Forest Meteorology* 250–251, 147–158.
- Gressler, E., Jochner, S., Capdevielle-Vargas, R.M., Morellato, L.P.C. & Menzel, A. (2015) Vertical variation in autumn leaf phenology of *Fagus sylvatica* L. in southern Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 201, 176–186.
- Gustafsson, L., Kouki, J. & Sverdrup-Thygeson, A. (2010) Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25, 295–308.
- Gyöngyössy, P. (2008) “Gyántásország” - Történeti adatok az őrségi erdők erdészeti és természetvédelmi értékeléséhez. Kerekerdő Alapítvány, Szombathely.
- Hagyó, A. & Rajkai, K. (2004) A talajnedvesség-tartalom alakulása egy bükkös erdőben és benne kialakított lékekben. *Agrokémia és Talajtan* 53, 17–34.
- Halaj, J., Halpern, C.B. & Yi, H. (2008) Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention. *Forest Ecology and Management* 255, 887–900.
- Halász, G. (Szerk.) (2006) *Magyarország erdészeti tájai*. ÁESZ, Budapest.
- Hale, S.E. (2003) The effect of thinning intensity on the below-canopy light environment in a Sitka spruce plantation. *Forest Ecology and Management* 179, 341–349.
- Hardwick, S.R., Toumi, R., Pfeifer, M., Turner, E.C., Nilus, R. & Ewers, R.M. (2015) The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology* 201, 187–195.
- Hassan, R.M., Scholes, R.J. & Ash, N. (Eds.) (2005) *Ecosystems and human well-being: current state and trends: findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Haughian, S.R. & Burton, P.J. (2018) Microclimate differences above ground-layer vegetation in lichen-dominated pine forests of north-central British Columbia. *Agricultural and Forest Meteorology* 249, 100–106.
- Hegedűs, G. (1951) Adatok a Pilis-hegység földtani ismeretéhez. *Magyar Királyi Földtani Intézet Évi Jelentése 1945-47-ről* 2, 173–190.
- Heithecker, T.D. & Halpern, C.B. (2006) Variation in microclimate associated with dispersed-retention harvests in coniferous forests of western Washington. *Forest Ecology and Management* 226, 60–71.

- Heithecker, T.D. & Halpern, C.B. (2007) Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in western Washington. *Forest Ecology and Management* 248, 163–173.
- Hesslerová, P., Pokorný, J., Brom, J. & Rejšková – Procházková, A. (2013) Daily dynamics of radiation surface temperature of different land cover types in a temperate cultural landscape: Consequences for the local climate. *Ecological Engineering* 54, 145–154.
- Hinds, W.T. & Rotenberry, J.T. (1979) Relationship between mean and extreme temperatures in diverse microclimates. *Ecology* 60, 1073–1075.
- Holst, T., Mayer, H. & Schindler, D. (2004) Microclimate within beech stands - part II: thermal conditions. *European Journal of Forest Research* 123, 13–28.
- Hurlbert, S.H. (1984) Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54, 187–211.
- Hutchison, B.A. & Matt, D.R. (1977) The distribution of solar radiation within a deciduous forest. *Ecological Monographs* 47, 185–207.
- Ibarra, J.T., Martin, M., Cockle, K.L. & Martin, K. (2017) Maintaining ecosystem resilience: functional responses of tree cavity nesters to logging in temperate forests of the Americas. *Scientific Reports* 7, 4467.
- Jenkins, M.W. & Chambers, J.L. (1989) Understory light levels in mature hardwood stands after partial overstory removal. *Forest Ecology and Management* 26, 247–256.
- Jørgensen, S.E. (2006) Application of holistic thermodynamic indicators. *Ecological Indicators* 6, 24–29.
- Josse, J. & Husson, F. (2016) missMDA: A package for handling missing values in multivariate data analysis. *Journal of Statistical Software* 70, 1–31.
- Jucker, T., Bouriaud, O. & Coomes, D.A. (2015) Crown plasticity enables trees to optimize canopy packing in mixed-species forests J. Baltzer (Ed). *Functional Ecology* 29, 1078–1086.
- Kang, S., Kim, S., Oh, S. & Lee, D. (2000) Predicting spatial and temporal patterns of soil temperature based on topography, surface cover and air temperature. *Forest Ecology and Management* 136, 173–184.
- Kearney, M.R., Shamakhy, A., Tingley, R., Karoly, D.J., Hoffmann, A.A., Briggs, P.R. & Porter, W.P. (2014) Microclimate modelling at macro scales: a test of a general microclimate model integrated with gridded continental-scale soil and weather data J. Travis (Ed). *Methods in Ecology and Evolution* 5, 273–286.
- Keenan, R.J. & Kimmins, J.P. (1993) The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1, 121–144.
- Kern, C.C., Burton, J.I., Raymond, P., D'Amato, A.W., Keeton, W.S., Royo, A.A., Walters, M.B., Webster, C.R. & Willis, J.L. (2017) Challenges facing gap-based silviculture and possible solutions for mesic northern forests in North America. *Forestry* 90, 4–17.
- Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F. & Ódor, P. (2013) Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation* 22, 209–223.

- Kishchuk, B.E., Quideau, S., Wang, Y. & Prescott, C. (2014) Long-term soil response to variable-retention harvesting in the EMEND (Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance) experiment, northwestern Alberta. *Canadian Journal of Soil Science* 94, 263–279.
- Knapp, B.O., Olson, M.G., Larsen, D.R., Kabrick, J.M. & Jensen, R.G. (2014) Missouri Ozark Forest Ecosystem Project: A long-term, landscape-scale, collaborative forest management research project. *Journal of Forestry* 112, 513–524.
- Kollár, T. (2017) Light conditions, soil moisture, and vegetation cover in artificial forest gaps in western Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 13, 25–40.
- Kostel-Hughes, F., Young, T.P. & Wehr, J.D. (2005) Effects of leaf litter depth on the emergence and seedling growth of deciduous forest tree species in relation to seed size. *The Journal of the Torrey Botanical Society* 132, 50–61.
- Kovács, B., Tinya, F., Guba, E., Németh, C., Sass, V., Bidló, A. & Ódor, P. (2018) The short-term effects of experimental forestry treatments on site conditions in an oak–hornbeam forest. *Forests* 9, 406.
- Kutszegi, G., Siller, I., Dima, B., Takács, K., Merényi, Z., Varga, T., Turcsányi, G., Bidló, A. & Ódor, P. (2015) Drivers of macrofungal species composition in temperate forests, West Hungary: functional groups compared. *Fungal Ecology* 17, 69–83.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C. & Deconchat, M. (2014) Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. *Forest Ecology and Management* 334, 163–173.
- Latimer, C.E. & Zuckerberg, B. (2017) Forest fragmentation alters winter microclimates and microrefugia in human-modified landscapes. *Ecography* 40, 158–170.
- Lehmann, A. (2000) A tarvágás hatása a helyi klímára a Mecsekben. In: A. Bíró Kircsi (Szerk.), *III. Erdő és klíma konferencia*. Debreceni Egyetem TTK Meteorológiai Tanszék, Debrecen.
- Lemmon, P.E. (1956) A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forest Science* 2, 314–320.
- Lendzion, J. & Leuschner, C. (2009) Temperate forest herbs are adapted to high air humidity — evidence from climate chamber and humidity manipulation experiments in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 2332–2342.
- Lenoir, J., Hattab, T. & Pierre, G. (2017) Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution. *Ecography* 40, 253–266.
- Lenth, R.V. (2016) Least-squares means: The R package lsmeans. *Journal of Statistical Software* 69, 1–33.
- Lett, B. & Schiberna, E. (Szerk.) (2012) *Múlt és jövő III.: a folyamatos erdőborítás gazdálkodói szemmel*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron.
- Lewandowski, T.E., Forrester, J.A., Mladenoff, D.J., Stoffel, J.L., Gower, S.T., D’Amato, A.W. & Balser, T.C. (2015) Soil microbial community response and recovery following group selection harvest: Temporal patterns from an experimental harvest in a US northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 340, 82–94.

- Lhotka, J.M. & Loewenstein, E.F. (2006) Indirect measures for characterizing light along a gradient of mixed-hardwood riparian forest canopy structures. *Forest Ecology and Management* 226, 310–318.
- Li, X., Niu, J. & Xie, B. (2013) Study on hydrological functions of litter layers in north China. *PLoS ONE* 8, e70328.
- LI-COR Inc. (1992) *LAI-2000 Plant Canopy Analyzer. Instruction manual*.
- Lin, H., Cao, M., Stoy, P.C. & Zhang, Y. (2009) Assessing self-organization of plant communities—A thermodynamic approach. *Ecological Modelling* 220, 784–790.
- Lin, H., Cao, M. & Zhang, Y. (2011) Self-organization of tropical seasonal rain forest in southwest China. *Ecological Modelling* 222, 2812–2816.
- Lin, H., Chen, Y., Song, Q., Fu, P., Cleverly, J., Magliulo, V., Law, B.E., Gough, C.M., Hörtnagl, L., Di Gennaro, F., Matteucci, G., Montagnani, L., Duce, P., Shao, C., Kato, T., Bonal, D., Paul-Limoges, E., Beringer, J., Grace, J. & Fan, Z. (2017) Quantifying deforestation and forest degradation with thermal response. *Science of The Total Environment* 607–608, 1286–1292.
- Lindenmayer, D. & Franklin, J.F. (2002) *Conserving forest biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.
- Lochhead, K.D. & Comeau, P.G. (2012) Relationships between forest structure, understorey light and regeneration in complex Douglas-fir dominated stands in south-eastern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 284, 12–22.
- Löhmus, A. & Löhmus, P. (2010) Epiphyte communities on the trunks of retention trees stabilise in 5 years after timber harvesting, but remain threatened due to tree loss. *Biological Conservation* 143, 891–898.
- Ma, S., Concilio, A., Oakley, B., North, M. & Chen, J. (2010) Spatial variability in microclimate in a mixed-conifer forest before and after thinning and burning treatments. *Forest Ecology and Management* 259, 904–915.
- MÁFI (2005) Magyarország földtani térképe. 1:100000. URL: <https://map.mbfisz.gov.hu/> (2018.06.22.)
- Magura, T., Elek, Z. & Tóthmérész, B. (2002) Impacts of non-native spruce reforestation on ground beetles. *European Journal of Soil Biology* 38, 291–295.
- Manes, F., Ricotta, C., Salvatori, E., Bajocco, S. & Blasi, C. (2010) A multiscale analysis of canopy structure in *Fagus sylvatica* L. and *Quercus cerris* L. old-growth forests in the Cilento and Vallo di Diano National Park. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 144, 202–210.
- Márialigeti, S., Tinya, F., Bidló, A. & Ódor, P. (2016) Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology* 217, 549–563.
- Matlack, G.R. (1993) Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation* 66, 185–194.
- Matthews, S. (2005) The water vapour conductance of Eucalyptus litter layers. *Agricultural and Forest Meteorology* 135, 73–81.

- Meier, A.R., Saunders, M.R. & Michler, C.H. (2012) Epicormic buds in trees: a review of bud establishment, development and dormancy release. *Tree Physiology* 32, 565–584.
- Messier, C., Parent, S. & Bergeron, Y. (1998) Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forests. *Journal of Vegetation Science* 9, 511.
- Meyer, C.L. & Sisk, T.D. (2001) Butterfly response to microclimatic conditions following ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 9, 453–461.
- Mihók, B., Gálhidy, L., Kenderes, K. & Standovár, T. (2007) Gap regeneration patterns in a semi-natural beech forest stand in Hungary. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica* 3, 31–45.
- Moning, C. & Müller, J. (2009) Critical forest age thresholds for the diversity of lichens, molluscs and birds in beech (*Fagus sylvatica* L.) dominated forests. *Ecological Indicators* 9, 922–932.
- Moore, R.D., Spittlehouse, D.L. & Story, A. (2005) Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *Journal of the American Water Resources Association* 41, 813–834.
- Morecroft, M., Taylor, M. & Oliver, H. (1998) Air and soil microclimates of deciduous woodland compared to an open site. *Agricultural and Forest Meteorology* 90, 141–156.
- Muscolo, A., Bagnato, S., Sidari, M. & Mercurio, R. (2014) A review of the roles of forest canopy gaps. *Journal of Forestry Research* 25, 725–736.
- Musselman, K.N., Pomeroy, J.W. & Link, T.E. (2015) Variability in shortwave irradiance caused by forest gaps: Measurements, modelling, and implications for snow energetics. *Agricultural and Forest Meteorology* 207, 69–82.
- Nagy, L. (2015) A decemberi jégkár meteorológia háttere. *Erdészeti Lapok* 150, 5.
- Nascimbene, J., Marini, L. & Ódor, P. (2012) Drivers of lichen species richness at multiple spatial scales in temperate forests. *Plant Ecology & Diversity* 5, 355–363.
- Negro, M., Vacchiano, G., Berretti, R., Chamberlain, D.E., Palestini, C., Motta, R. & Rolando, A. (2014) Effects of forest management on ground beetle diversity in alpine beech (*Fagus sylvatica* L.) stands. *Forest Ecology and Management* 328, 300–309.
- Nilsson, M.-C. & Wardle, D.A. (2005) Understory vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3, 421–428.
- Norris, C., Hobson, P. & Ibsch, P.L. (2012) Microclimate and vegetation function as indicators of forest thermodynamic efficiency: Forest thermodynamic efficiency. *Journal of Applied Ecology* 49, 562–570.
- North, M., Oakley, B., Fiegner, R., Gray, A. & Barbour, M. (2005) Influence of light and soil moisture on Sierran mixed-conifer understory communities. *Plant Ecology* 177, 13–24.
- Ódor, P., Tinya, F., Márialigeti, S., Mag, Z. & Király, I. (2011) A faállomány és különböző erdei élőlénycsoportok kapcsolata az őrségi erdőkben. *Erdészeti Lapok* 146, 23–26.
- Ogéé, J. & Brunet, Y. (2002) A forest floor model for heat and moisture including a litter layer. *Journal of Hydrology* 255, 212–233.
- Oke, T.R. (1987) *Boundary Layer Climates*. Methuen, London.

- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2018) *vegan: Community Ecology Package*. R - package version 2.5-1. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Orlanski, I. (1975). A rational subdivision of scales for atmospheric processes. *Bulletin of the American Meteorological Society* 56, 527-530.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R. (2010) Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology* 24, 101–112.
- Palo, A., Ivask, M. & Liira, J. (2013) Biodiversity composition reflects the history of ancient semi-natural woodland and forest habitats — Compilation of an indicator complex for restoration practice. *Ecological Indicators* 34, 336–344.
- Parmesan, C. & Yohe, G. (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421, 37–42.
- Pateman, R.M., Thomas, C.D., Hayward, S.A.L. & Hill, J.K. (2016) Macro- and microclimatic interactions can drive variation in species' habitat associations. *Global Change Biology* 22, 556–566.
- Pearce, J.L. & Venier, L.A. (2006) The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators* 6, 780–793.
- Péczely, G. (2009) *Éghajlattan*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team (2017) *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>.
- Podani, J. (2000) *Introduction to the exploration of multivariate biological data*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Pommerening, A. & Murphy, S.T. (2004) A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77, 27–44.
- Porté, A., Huard, F. & Dreyfus, P. (2004) Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 126, 175–182.
- Potter, K.A., Arthur Woods, H. & Pincebourde, S. (2013) Microclimatic challenges in global change biology. *Global Change Biology* 19, 2932–2939.
- Proe, M., Griffiths, J. & McKay, H. (2001) Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 141–154.
- Promis, A., Schindler, D., Reif, A. & Cruz, G. (2009) Solar radiation transmission in and around canopy gaps in an uneven-aged *Nothofagus betuloides* forest. *International Journal of Biometeorology* 53, 355–367.

- Pukkala, T., Becker, P., Kuuluvainen, T. & Oker-Blom, P. (1991) Predicting spatial distribution of direct radiation below forest canopies. *Agricultural and Forest Meteorology* 55, 295–307.
- R Core Team (2015) *R: A language and environment for statistical computing*. Version 3.0.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- R Core Team (2017) *R: A language and environment for statistical computing*. Version 3.4.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>.
- Rambo, T.R. & North, M.P. (2009) Canopy microclimate response to pattern and density of thinning in a Sierra Nevada forest. *Forest Ecology and Management* 257, 435–442.
- Reifsnyder, W.E., Furnival, G.M. & Horowitz, J.L. (1971) Spatial and temporal distribution of solar radiation beneath forest canopies. *Agricultural Meteorology* 9, 21–37.
- Renaud, V., Innes, J.L., Dobbertin, M. & Rebetez, M. (2011) Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland for different types of forests over 10 years (1998–2007). *Theoretical and Applied Climatology* 105, 119–127.
- Renaud, V. & Rebetez, M. (2009) Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland during the exceptionally hot summer of 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 149, 873–880.
- Ritter, E., Dalsgaard, L. & Einhorn, K.S. (2005) Light, temperature and soil moisture regimes following gap formation in a semi-natural beech-dominated forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 206, 15–33.
- Robson, T.M., Rodriguez-Calcerrada, J., Sanchez-Gomez, D. & Aranda, I. (2008) Summer drought impedes beech seedling performance more in a sub-Mediterranean forest understory than in small gaps. *Tree Physiology* 29, 249–259.
- Rosenvald, R. & Lõhmus, A. (2008) For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects. *Forest Ecology and Management* 255, 1–15.
- Runkle, J.R. (1981) Gap regeneration in some old-growth forests of the eastern United States. *Ecology* 62, 1041–1051.
- Ryan, M.G., Binkley, D. & Fownes, J.H. (1997) Age-related decline in forest productivity: pattern and process. In: Begon, M. & Fitter, A.H. (Eds.) *Advances in Ecological Research Vol. 27*. Academic Press, Cambridge, MA, pp. 213–262.
- Sakaguchi, K. & Zeng, X. (2009) Effects of soil wetness, plant litter, and under-canopy atmospheric stability on ground evaporation in the Community Land Model (CLM3.5). *Journal of Geophysical Research* 114.
- Samu, F., Lengyel, G., Szita, É., Bidló, A. & Ódor, P. (2014) The effect of forest stand characteristics on spider diversity and species composition in deciduous-coniferous mixed forests. *Journal of Arachnology* 42, 135–141.
- Saunders, S.C., Chen, J., Crow, T.R. & Brosfokske, K.D. (1998) Hierarchical relationships between landscape structure and temperature in a managed forest landscape. *Landscape Ecology* 13, 381–395.

- Sayer, E.J. (2005) Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews* 81, 1–31.
- Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Renner, S.C., Schulze, E.-D., Sikorski, J., Tschapka, M., Türke, M., Weisser, W.W., Wemheuer, B., Wubet, T. & Ammer, C. (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 55, 267–278.
- Schauer, B., Steinbauer, M.J., Vailshery, L.S., Müller, J., Feldhaar, H. & Obermaier, E. (2018) Influence of tree hollow characteristics on saproxylic beetle diversity in a managed forest. *Biodiversity and Conservation* 27, 853–869.
- Scheffers, B.R., Edwards, D.P., Diesmos, A., Williams, S.E. & Evans, T.A. (2014) Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. *Global Change Biology* 20, 495–503.
- Scherrer, D. & Körner, C. (2010) Infra-red thermometry of alpine landscapes challenges climatic warming projections. *Global Change Biology* 16, 2602–2613.
- Scherrer, D., Schmid, S. & Körner, C. (2011) Elevational species shifts in a warmer climate are overestimated when based on weather station data. *International Journal of Biometeorology* 55, 645–654.
- Schiberna, E., Lett, B. & Juhász, I. (2012) A folyamatos erdőborítás ökonómiai értékelésének elvi kérdései. *Erdészettudományi Közlemények* 2, 7–19.
- Schlesinger, W.H. & Jasechko, S. (2014) Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 189–190, 115–117.
- Schmidt, M., Jochheim, H., Kersebaum, K.-C., Lischeid, G. & Nendel, C. (2017) Gradients of microclimate, carbon and nitrogen in transition zones of fragmented landscapes – a review. *Agricultural and Forest Meteorology* 232, 659–671.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D. & Müller, J. (2016) Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood. *Journal of Applied Ecology* 53, 934–943.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Gossner, M.M., Thorn, S., Ulyshen, M.D. & Müller, J. (2015) Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191, 139–149.
- Semlitsch, R.D., Todd, B.D., Blomquist, S.M., Calhoun, A.J.K., Gibbons, J.W., Gibbs, J.P., Graeter, G.J., Harper, E.B., Hocking, D.J., Hunter, M.L., Patrick, D.A., Rittenhouse, T.A.G. & Rothermel, B.B. (2009) Effects of Timber Harvest on Amphibian Populations: Understanding Mechanisms from Forest Experiments. *BioScience* 59, 853–862.
- Sercu, B.K., Baeten, L., van Coillie, F., Martel, A., Lens, L., Verheyen, K. & Bonte, D. (2017) How tree species identity and diversity affect light transmittance to the understory in mature temperate forests. *Ecology and Evolution* 7, 10861–10870.
- Slavich, E., Warton, D.I., Ashcroft, M.B., Gollan, J.R. & Ramp, D. (2014) Topoclimate versus macroclimate: how does climate mapping methodology affect species distribution models and climate change projections? *Diversity and Distributions* 20, 952–963.

- Sopp, L. & Kolozs, L. (2000) *Fatömegszámítási táblázatok: fatermési táblák nélkül*. 3. kiadás. Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Sprugel, D.G., Rascher, K.G., Gersonde, R., Dovčiak, M., Lutz, J.A. & Halpern, C.B. (2009) Spatially explicit modeling of overstory manipulations in young forests: Effects on stand structure and light. *Ecological Modelling* 220, 3565–3575.
- Standovár, T. (2006) Biológiai megfontolások az erdei életközösségek hatékony védelméhez. *Magyar Tudomány* 113, 656–662.
- Standovár, T., Szmorad, F., Kovács, B., Kelemen, K., Plattner, M., Roth, T. & Pataki, Z. (2016) A novel forest state assessment methodology to support conservation and forest management planning. *Community Ecology* 17, 167–177.
- Stewart-Oaten, A., Murdoch, W.W. & Parker, K.R. (1986) Environmental impact assessment: “pseudoreplication” in time? *Ecology* 67, 929–940.
- Storlie, C., Merino-Viteri, A., Phillips, B., VanDerWal, J., Welbergen, J. & Williams, S. (2014) Stepping inside the niche: microclimate data are critical for accurate assessment of species’ vulnerability to climate change. *Biology Letters* 10, 20140576–20140576.
- Stoutjesdijk, P. & Barkman, J.J. (1992) *Microclimate, vegetation and fauna*. Opulus Press, Knivsta.
- Stovall, J.P., Keeton, W.S. & Kraft, C.E. (2009) Late-successional riparian forest structure results in heterogeneous periphyton distributions in low-order streams. *Canadian Journal of Forest Research* 39, 2343–2354.
- Suggitt, A.J., Gillingham, P.K., Hill, J.K., Huntley, B., Kunin, W.E., Roy, D.B. & Thomas, C.D. (2011) Habitat microclimates drive fine-scale variation in extreme temperatures. *Oikos* 120, 1–8.
- Szász, G. & Tőkei, L. (Szerk.) (2000) *Meteorológia mezőgazdáknek, kertészeknek, erdészeknek*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Táborská, M., Kovács, B., Németh, Cs., Prívětivý, T., Ódor, P. (2018) Microclimate as an important driver of epixylic bryophyte communities. *Manuscript*. Silva Tarouca Research Institute for Landscape and Ornamental Gardening.
- Thackeray, S.J., Henrys, P.A., Hemming, D., Bell, J.R., Botham, M.S., Burthe, S., Helaouet, P., Johns, D.G., Jones, I.D., Leech, D.I., Mackay, E.B., Massimino, D., Atkinson, S., Bacon, P.J., Brereton, T.M., Carvalho, L., Clutton-Brock, T.H., Duck, C., Edwards, M., Elliott, J.M., Hall, S.J.G., Harrington, R., Pearce-Higgins, J.W., Høye, T.T., Kruuk, L.E.B., Pemberton, J.M., Sparks, T.H., Thompson, P.M., White, I., Winfield, I.J. & Wanless, S. (2016) Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature* 535, 241–245.
- The World Bank (2015) Forest area. URL: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.FRST.ZS>. (2018.07.17.)
- Thibodeau, L., Raymond, P., Camiré, C. & Munson, A.D. (2000) Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition. *Canadian Journal of Forest Research* 30, 229–238.

- Thiffault, E., Hannam, K.D., Paré, D., Titus, B.D., Hazlett, P.W., Maynard, D.G. & Brais, S. (2011) Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — A review. *Environmental Reviews* 19, 278–309.
- Tímár, G. (2002) A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontok alapján. *PhD értekezés*. Nyugat-Magyarországi Egyetem.
- Tímár, G., Ódor, P. & Bodoncz, L. (2002) Az Őrségi Tájvédelmi Körzet erdeinek jellemzése. *Kanitzia* 10, 109–136.
- Tinya, F., Márialigeti, S., Király, I., Németh, B. & Ódor, P. (2009a) The effect of light conditions on herbs, bryophytes and seedlings of temperate mixed forests in Őrség, Western Hungary. *Plant Ecology* 204, 69–81.
- Tinya, F., Mihók, B., Márialigeti, S., Mag, Z. & Ódor, P. (2009b) A comparison of three indirect methods for estimating understory light at different spatial scales in temperate mixed forests. *Community Ecology* 10, 81–90.
- Tinya, F., Kovács, B., Prättälä, A., Farkas, P., Aszalós, R. & Ódor, P. (2018) Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. *Manuscript*. MTA Centre for Ecological Research, Institute of Ecology and Botany. 35 p.
- Tinya, F. & Ódor, P. (2016) Congruence of the spatial pattern of light and understory vegetation in an old-growth, temperate mixed forest. *Forest Ecology and Management* 381, 84–92.
- Török, A. (2006) *Bükkösök erdőfelújítása az égtájjorientált felújítási rendszer tükrében*. Bakonyerdő Erdészeti és Faipari Zrt., Veszprém.
- Tsuyuzaki, S., Matsuda, M. & Akasaka, M. (2012) Effect of a deciduous shrub on microclimate along an elevation gradient, Mount Koma, northern Japan. *Climate Research* 51, 1–10.
- Unterseher, M. & Tal, O. (2006) Influence of small scale conditions on the diversity of wood decay fungi in a temperate, mixed deciduous forest canopy. *Mycological Research* 110, 169–178.
- Vales, D.J. & Bunnell, F.L. (1988) Relationships between transmission of solar radiation and coniferous forest stand characteristics. *Agricultural and Forest Meteorology* 43, 201–223.
- Valladares, F. & Guzmán, B. (2006) Canopy structure and spatial heterogeneity of understory light in an abandoned Holm oak woodland. *Annals of Forest Science* 63, 749–761.
- Vanwalleghe, T. & Meentemeyer, R.K. (2009) Predicting forest microclimate in heterogeneous landscapes. *Ecosystems* 12, 1158–1172.
- Varga, B. (Szerk.) (2013) *A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai: tankönyv-keret a szálaló és az átalakító üzemmódba sorolt erdőrészekben folytatott erdőgazdálkodást irányító szakemberek továbbképzéséhez*. Silva Naturalis, Eger.
- Venables, W.N., Ripley, B.D. & Venables, W.N. (2002) *Modern applied statistics with S*. 4th ed. Springer, New York, NY.
- Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395.

- Watling, J.I., Hickman, C.R. & Orrock, J.L. (2011) Invasive shrub alters native forest amphibian communities. *Biological Conservation* 144, 2597–2601.
- Web of Science (2018) Citation Report. URL: <https://apps.webofknowledge.com/> (2018.07.28.).
- Weng, S.-H., Kuo, S.-R., Guan, B.T., Chang, T.-Y., Hsu, H.-W. & Shen, C.-W. (2007) Microclimatic responses to different thinning intensities in a Japanese cedar plantation of northern Taiwan. *Forest Ecology and Management* 241, 91–100.
- Wijdeven, S. & van Hees, A. (2001) Natural gaps in beech forests in The Netherlands, North-West Germany, Belgium and France. In: *Natural canopy gap characteristics in European beech forests. Nat-Man Working Report 2*. Forest & Landscape Denmark, pp. 29.
- Williams, S.C. & Ward, J.S. (2010) Effects of Japanese barberry (Ranunculales: Berberidaceae) removal and resulting microclimatic changes on *Ixodes scapularis* (Acari: Ixodidae) abundances in Connecticut, USA. *Environmental Entomology* 39, 1911–1921.
- Williams-Linera, G., Dominguez-Gastelu, V. & Garcia-Zurita, M.E. (1998) Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology* 12, 1091–1102.
- Wilson, T.B., Kochendorfer, J., Meyers, T.P., Heuer, M., Sloop, K. & Miller, J. (2014) Leaf litter water content and soil surface CO₂ fluxes in a deciduous forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 192–193, 42–50.
- Wood, P.J., Hannah, D.M. & Sadler, J.P. (2007) *Hydroecology and ecohydrology: past, present and future*. Wiley, Chichester, England ; Hoboken, NJ.
- World Meteorological Organization (2012) *Guide to meteorological instruments and methods of observation*. WMO, Geneva.
- Wright, T.E., Kasel, S., Tausz, M. & Bennett, L.T. (2010) Edge microclimate of temperate woodlands as affected by adjoining land use. *Agricultural and Forest Meteorology* 150, 1138–1146.
- Xu, M., Chen, J. & Brookshire, B.L. (1997) Temperature and its variability in oak forests in the southeastern Missouri Ozarks. *Climate Research* 08, 209–223.
- Xu, M., Qi, Y., Chen, J. & Yin, W. (2000) Effects of spatial heterogeneity of microenvironment on plant biodiversity in the southeastern Missouri Ozarks. *Annals of GIS* 6, 38–47.
- Yirdaw, E. & Luukkanen, O. (2004) Photosynthetically active radiation transmittance of forest plantation canopies in the Ethiopian highlands. *Forest Ecology and Management* 188, 17–24.
- Zar, J.H. (2010) *Biostatistical analysis*. 5th ed. Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, NJ.
- Zhao, K. & Jackson, R.B. (2014) Biophysical forcings of land-use changes from potential forestry activities in North America. *Ecological Monographs* 84, 329–353.
- Zheng, D., Chen, J., Song, B., Xu, M., Sneed, P. & Jensen, R. (2000) Effects of silvicultural treatments on summer forest microclimate in southeastern Missouri Ozarks. *Climate Research* 15, 45–59.
- Zhu, J., Lu, D. & Zhang, W. (2014) Effects of gaps on regeneration of woody plants: a meta-analysis. *Journal of Forestry Research* 25, 501–510.

- Ziesche, T.M. & Roth, M. (2008) Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *Forest Ecology and Management* 255, 738–752.
- Zuur, A.F., Ieno, E., Walker, N., Saveliev, A. & Smith, G. (Eds.) (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N. & Elphick, C.S. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems: Data exploration. *Methods in Ecology and Evolution* 1, 3–14.

MELLÉKLETEK

1. számú melléklet

Az őrségi mikroklíma-vizsgálat során gyűjtött diffúz fény átlaga és variációs koefficiense ($DIFN_{\text{átl}}$ és $DIFN_{\text{cv}}$), valamint a léghőmérséklet- és relatív páratartalom (dT , illetve dRH) közötti összefüggések az egyes mintavételi időszakokban (2009-2011), a Pearson-féle korrelációs koefficiensek és a modellek szignifikanciájának feltüntetésével. A szignifikanciaszintek jelölése: ** $p < 0,05$ és *** $p < 0,001$. Az alkalmazott rövidítések: dRH – referenciához viszonyított páratartalom eltérés, dT – referenciához viszonyított hőmérséklet eltérés, átl – napi átlag, min – napi minimum, max – napi maximum, tart – napi ingadozás.

In $DIFN_{\text{átl}}$	$dRH_{\text{átl}}$	dRH_{min}	dRH_{max}	dRH_{tart}	$dT_{\text{átl}}$	dT_{min}	dT_{max}	dT_{tart}
2009. június	-0,154	-0,114	0,171	0,178	0,239	-0,125	0,433 **	0,420 *
2009. október	0,047	0,096	0,032	-0,098	0,065	-0,069	0,114	0,132
2010. június	0,186	0,295 *	0,118	-0,228	-0,071	0,055	-0,145	-0,138
2010. július	0,122	-0,103	0,374 **	0,199	0,020	-0,096	0,122	0,147
2010. szeptember	-0,255	-0,340 **	-0,186	0,328 *	0,388 **	0,151	0,467 **	0,200
2010. október	-0,299 *	-0,218	-0,285 *	0,135	0,100	0,249	-0,058	-0,277
2011. március	-0,102	-0,282	0,128	0,258	0,097	0,023	0,128	0,066
2011. május	-0,195	-0,262	-0,112	0,166	0,299 *	0,214	0,307 *	-0,003
In $DIFN_{\text{cv}}$	$dRH_{\text{átl}}$	dRH_{min}	dRH_{max}	dRH_{tart}	$dT_{\text{átl}}$	dT_{min}	dT_{max}	dT_{tart}
2009. június	0,148	0,067	0,015	-0,052	-0,230	-0,256	0,083	0,262
2009. október	0,040	0,109	-0,025	-0,128	-0,051	-0,164	0,041	0,176
2010. június	0,107	0,060	0,125	0,029	-0,133	-0,317 *	0,110	0,268
2010. július	0,173	0,177	0,114	-0,147	-0,055	-0,058	-0,127	-0,038
2010. szeptember	0,279	0,194	0,294 *	-0,155	-0,037	-0,170	-0,005	0,133
2010. október	0,163	0,007	0,211	0,087	-0,288 *	-0,346 **	-0,175	0,201
2011. március	0,310 *	0,296 *	0,291 *	0,185	-0,203	-0,169	-0,061	0,104
2011. május	0,324 *	0,182	0,398 **	0,081	-0,195	-0,068	0,076	0,097

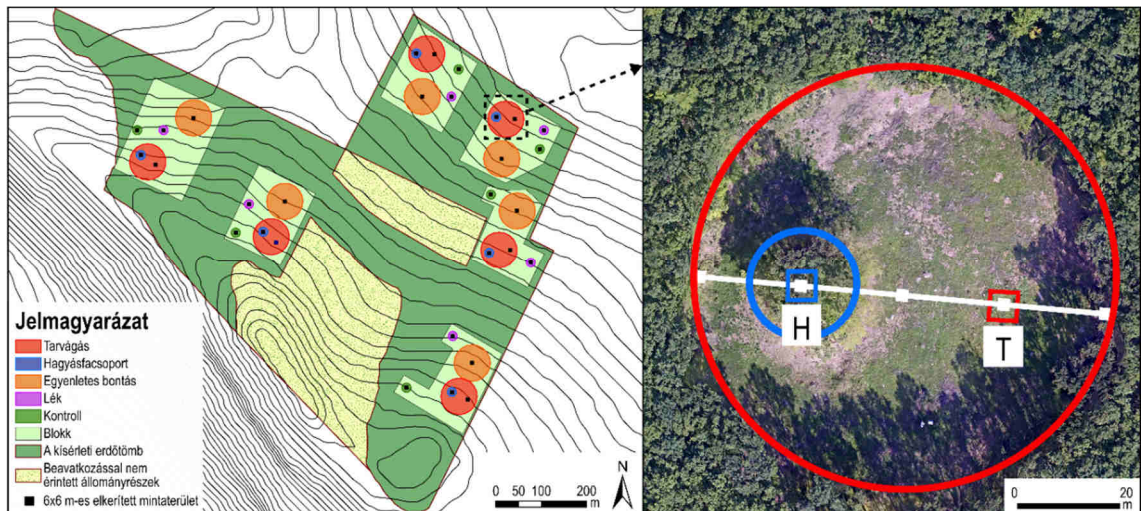
2. számú melléklet

Az őrési mikroklíma-vizsgálat során gyűjtött léghőmérséklet- és relatív páratartalom változók korrelációs mátrixai mintavételi időszakonként (2009-2011), a Pearson-féle korrelációs együtthatók és a modellek szignifikanciájának feltüntetésével. A szignifikanciaszintek jelölése: ** $p < 0,05$ és *** $p < 0,001$. Az alkalmazott rövidítések: dRH – referenciához viszonyított páratartalom eltérés, dT – referenciához viszonyított hőmérséklet eltérés, átl – napi átlag, min – napi minimum, max – napi maximum, tart – napi ingadozás.

Időszak		$dRH_{\text{átl}}$	dRH_{max}	dRH_{min}	dRH_{tart}
2009. június	$dT_{\text{átl}}$	-0,744 ***	-0,028	-0,413 **	0,347 **
	dT_{max}	-0,409 **	0,370 **	-0,450 **	0,563 ***
	dT_{min}	-0,394 **	-0,335 **	-0,116	-0,054
	dT_{tart}	0,007	0,536 ***	-0,241	0,458 **
2009. október	$dT_{\text{átl}}$	-0,575 ***	-0,450 **	-0,388 **	0,315 *
	dT_{max}	-0,571 ***	-0,504 **	-0,703 ***	0,652 ***
	dT_{min}	-0,382 **	-0,233	-0,259	0,227
	dT_{tart}	0,020	-0,078	-0,172	0,171
2010. június	$dT_{\text{átl}}$	-0,874 ***	-0,704 ***	-0,554 ***	0,069
	dT_{max}	-0,368 **	-0,206	-0,818 ***	0,721 ***
	dT_{min}	-0,567 ***	-0,528 **	-0,087	-0,300 *
	dT_{tart}	0,065	0,159	-0,545 ***	0,701 ***
2010. július	$dT_{\text{átl}}$	-0,837 ***	-0,482 **	-0,437 **	0,311 *
	dT_{max}	-0,388 **	0,350 **	-0,765 ***	0,853 ***
	dT_{min}	-0,661 ***	-0,724 ***	-0,188	0,000
	dT_{tart}	0,237	0,752 ***	-0,347 **	0,540 ***
2010. szeptember	$dT_{\text{átl}}$	-0,689 ***	-0,412 **	-0,527 **	0,487 **
	dT_{max}	-0,484 **	-0,183	-0,655 ***	0,662 ***
	dT_{min}	-0,258	-0,421 **	-0,275	0,218
	dT_{tart}	-0,126	0,212	-0,229	0,279
2010. október	$dT_{\text{átl}}$	-0,362 **	-0,288 *	-0,116	0,011
	dT_{max}	-0,196	-0,014	-0,183	0,216
	dT_{min}	-0,433 **	-0,483 **	-0,102	-0,095
	dT_{tart}	0,267	0,444 **	-0,036	0,245
2011. március	$dT_{\text{átl}}$	-0,900 ***	-0,799 ***	-0,391 **	-0,687 ***
	dT_{max}	-0,046	-0,083	-0,305 *	0,042
	dT_{min}	-0,779 ***	-0,870 ***	-0,251	-0,823 ***
	dT_{tart}	0,641 ***	0,695 ***	0,011	0,739 ***
2011. május	$dT_{\text{átl}}$	-0,866 ***	-0,473 **	-0,529 **	0,182
	dT_{max}	-0,459 **	0,114	-0,552 ***	0,564 ***
	dT_{min}	-0,557 ***	-0,717 ***	-0,098	-0,353 **
	dT_{tart}	0,195	0,642 ***	-0,228	0,599 ***

3. számú melléklet

A 6 m × 6 m-es bekerített mintavételi egységek elhelyezkedése a hosszú-hegyi kísérleti területen, kiemelve a hagyásfacsoport (H) és a tarvágást reprezentáló mintaterületek (T) mikrotarvágáson belüli pozícióját. E két kezeléstípus mintaterületei a nyugat-keleti tengely mentén, annak 1:3, illetve 2:3 metszéspontjába kerültek a középponttól, hogy a tarvágásban mért termőhelyi viszonyokat a meghagyott faegyedek árnyalásukkal ne befolyásolják.



4. számú melléklet

Az egyes mikroklíma-változók kezeléshatása az erdészeti fahasználatok előtti vegetációs időszak (2014. március-október) során gyűjtött pilisi adatsorok alapján. Az elemzésekhez lineáris kevert modelleket használtunk (a kezelés, mint fix hatás és a blokk, mint random hatás alkalmazásával). A beavatkozások előtt a léghőmérséklet ($dT_{\text{lég}}$ átlag) és a talajnedvesség-tartalom ($dSWC$ átlag) átlagaiban találtunk szignifikáns térbeli heterogenitást.

Függő változó	Kezelés előtt (2014)			Kezelés	
	Chi ²	p	R ²	F	p
$dPAR$ átlag	6,6701	0,0832	0,167	2,2165	0,0878
$dPAR$ IQR	2,0029	0,5718	0,123	0,6572	0,5794
$dT_{\text{lég}}$ átlag	20,1424	0,0002	0,157	6,9427	0,0002
$dT_{\text{lég}}$ IQR	0,7146	0,8698	0,024	0,2336	0,8729
dRH átlag	0,7368	0,8645	0,148	0,2409	0,8677
dRH IQR	0,3020	0,9597	0,019	0,0099	0,9608
$dVPD$ átlag	1,5926	0,6611	0,104	0,5229	0,6671
$dVPD$ IQR	0,2378	0,9713	0,003	0,0780	0,9721
dT_{talaj} átlag	7,5922	0,0552	0,092	2,5293	0,0588
dT_{talaj} IQR	6,7430	0,0806	0,045	2,2401	0,0852
$dSWC$ átlag	21,3406	0,0001	0,386	7,4038	0,0001

5. számú melléklet

A pilisi 4 éves mikroklíma adatsorokra elvégzett lineáris diszkriminancia elemzéshez felhasznált ordinációk biplotjai, feltüntetve az egyes főkomponensek által lefedett varianciarányadot. $T_{\text{lég}}$: léghőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); RH: relatív páratartalom (%); VPD: vízgőztelítési hiány (kPa); T_{talaj} : talajhőmérséklet ($^{\circ}\text{C}$); SWC: talajnedvességtartalom (m^3/m^3). A teljesség kedvéért, bár a fényt kihagytuk az LDA-ból, a PAR (fotoszintetikusán aktív radiáció; $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$) biplotjai is láthatók. A használt rövidítések: átlag – 24 órás átlag, min – napi minimum, max – napi maximum; IQR – interkvartilis terjedelem 24 órás adatsorra. Színkód: ■ kontroll (C); ■ tarvágás (CC); ■ lékvágás (G); ■ bontás (P); ■ hagyásfacsoport (R).

