

Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére

Diplomamunka

biológus mesterszak

Ökológia, Evolúció- és Konzervációbiológia szakirány

készítette:

Horváth Csenge Veronika

témavezető:

Dr. Ódor Péter

tudományos tanácsadó, osztályvezető

MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet

belső konzulens:

Dr. Standovár Tibor

tanszékvezető egyetemi docens

Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

EÖTVÖS LORÁND TUDOMÁNYEGYETEM

TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR

BIOLÓGIAI INTÉZET



Budapest, 2019

Tartalomjegyzék

I. Bevezetés és célkitűzések	2
II. Irodalmi áttekintés	5
Az erdőgazdálkodás hatása az erdei életközösségekre	5
Az európai és hazai erdőgazdálkodás története és módszerei	7
Európa lombos erdeinek természetes erdődinamikája	11
Természetközeli erdőgazdálkodás tölgyes erdőkben	13
III. Anyag és módszer	14
IV. Eredmények	18
Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai (2018).....	18
Növényzeti funkcionális csoportok vizsgálata (2018)	20
A kezelésekhez preferenciát mutató fajok (2018).....	22
A kezelések utáni második (2016) és negyedik (2018) év közötti különbségek	23
A borítások mintázata.....	28
V. Az eredmények megvitatása	35
VI. Következtetések	42
Összefoglalás	43
Summary	44
Irodalom.....	45
Köszönetnyilvánítás	52
Mellékletek	
I. Melléklet: A 2014-es alapállapot homogenitásának vizsgálata	1
II. Melléklet: A beavatkozások utáni negyedik év (2018) fényképei	2
III. Melléklet: A területen előforduló fajok jegyzéke és besorolásuk	3
IV. Melléklet: A borítások mintázata	7

Nyilatkozat

I. Bevezetés és célkitűzések

Az erdőgazdálkodás faállomány-szerkezetre, valamint annak termőhelyre, mikroklímára és ezzel az élőlények számára elérhető források mennyiségére és eloszlására gyakorolt hatásán keresztül közvetetten a teljes erdei életközösséget befolyásolja (Aussenac, 2000; de Groot és mtsai, 2016). A mérsékeltövi lombhullató erdők, köztük Európa lombos erdeit évezredek óta érinti az emberi tájhasználat, amely az erdők szerkezetét, és ezzel az erdei életközösségek dinamikáját a történelem során egyre nagyobb mértékben határozta meg (Angelstam, 1996).

Európában az erdőgazdálkodás az elmúlt másfél-két évszázadban döntő hányadában vágásos rendszerben történt, amely homogén kor-és térszerkezetű erdőket hozott létre és tart fenn (Johann, 2006). A vágásos erdőgazdálkodásban megvalósított véghasználatok rendszeres, nagy erélyű, viszonylag rövid visszatérési idővel jelentkező bolygatást jelentenek az életközösség számára, melyek térbeli változatossága is csekély (Angelstam, 2003; Paillet és mtsai, 2010). A mérsékelt övi erdők természetes dinamikájában ugyanakkor a véghasználatokhoz hasonló, nagy területeken az egész faállományt letaroló természetes bolygatások viszonylag ritkák (Nagel és mtsai, 2017). Fontos szerepe van azonban a faegyedek, vagy kisebb facsoportok pusztulásával járó, kis térléptékben érvényesülő bolygatásoknak, melyek a lombkoronán nyitott lékekkel teret adnak a fásszárú újulat növekedésének, és korban, vertikálisan és horizontálisan változatos faállomány-szerkezetet tartanak fenn (Angelstam, 2003; Kenderes és mtsai, 2009; Kenderes és mtsai, 2008; Nagel és mtsai, 2017; Runkle, 1985). Az utóbbi évtizedekben Európában egyre nagyobb teret nyerő, folyamatos erdőborítás fenntartása mellett folytatott erdőgazdálkodás egyik fontos célja ennek a térben mozaikos erdőszerkezetnek a kialakítása és fenntartása, melynek eszköze a faegyedek vagy kisebb facsoportok szintjén megvalósított fahasználat (Csépanyi, 2017; Pommerening és Murphy, 2004).

Európában az intenzív erdőgazdálkodás hatására elenyésző azon erdőterületek száma és kiterjedése, amelyeket közvetlen emberi hatás hiányában természetesnek tekinthetünk (Paillet és mtsai, 2010; Sabatini és mtsai, 2018). A társadalom felől ugyanakkor egyre kifejezettebb igény jelentkezik az átalakított tájban még fennmaradt természeti értékek megóvására. Ahhoz, hogy az erdei ökoszisztémák természetessége és stabilitása, és így a hozzájuk kötődő számos ökoszisztéma szolgáltatás a társadalom számára hosszútávon biztosítható legyen, minél inkább természetközeli erdőgazdálkodási módszerek alkalmazására lenne szükség (Csépanyi, 2017; Standovár, 2013). Az ökológiai értelemben is fenntartható erdőgazdálkodás feltételeinek megteremtéséhez rendkívül fontosak azok a kutatások, amelyek a különböző erdőtípusokra

jellemző természetes erdődinamika minél részletesebb megismerését szolgálják. Ezek az ismeretek lehetőséget teremtenek arra, hogy az erdőgazdálkodási beavatkozások a természetes bolygatási rendszerhez a lehető legnagyobb mértékben illeszkedjenek, így az ahhoz adaptálódott erdei életközösség szerkezetét, dinamikáját és így biodiverzitását fenn tudják tartani (Angelstam, 2003). Megszerzésük gyakorlati korlátja, hogy sok erdőtípus esetében nem maradt fenn Európában olyan, emberi hatástól mentes, referenciának tekinthető erdőterület, ahol ezek a természetes erdődinamikai folyamatok megfelelően megismerhetőek lennének (Aszalós és mtsai, 2017; Parviainen, 2005; Sabatini és mtsai, 2018). Kiemelt jelentősége van ezért azoknak a kutatásoknak is, amelyek a gazdálkodásba vont erdőterületeken vizsgálják meg az alkalmazott erdőgazdálkodási módszerek ökológiai hatásait, mert ezek eredményeire támaszkodva válhat lehetségessé az adaptív erdőkezelés megvalósítása (Angelstam, 2003; NES, 2016).

Ennek érdekében az utóbbi évtizedekben Európa-szerte több olyan vizsgálatot is végeztek, melyben különböző élőlénycsoportok erdészeti beavatkozásokra adott válaszait, vagy erdőgazdálkodási módokhoz való viszonyát kutatták (pl. de Groot és mtsai., 2016; Decocq és mtsai., 2004; Godefroid és mtsai., 2005), továbbá az eredményeket szintetizáló tanulmányok is születtek (Dieler és mtsai, 2017; Paillet és mtsai, 2010). Ezek mellett bizonyos mértékig az Észak-Amerika keleti részén található mérsékelt övi erdőkben folytatott kutatások eredményei is felhasználhatók (pl. Elliott és Knoepp, 2005; Kern és mtsai., 2014; Small és McCarthy, 2002), mivel az itteni erdőtársulások európai erdőkhez hasonló felépítése alapján arra következtethetünk, hogy bennük az erdődinamika is hasonlóságot mutat (Vera, 2000). Ugyanakkor mivel az erdőgazdálkodás erdei életközösségre gyakorolt hatásai egy sor helyileg meghatározott tényezőtől függnnek, gyakorlati szempontból is jelentősek a különböző termőhelyen kivitelezett vizsgálatok (Duguid és Ashton, 2013).

Hazánkban ma elsősorban a véghasználatokat fokozatos felújítógágással vagy tarvágásokkal megvalósító vágásos erdőgazdálkodási üzemmódban kezelik a faanyag-termelést szolgáló erdőket, ugyanakkor a fahasználatokat kis térléptékben, a folyamatos erdőborítás fenntartása mellett megvalósító örökerdő üzemmód is egyre nagyobb teret nyer (Csépanyi, 2017; Tímár, 2016). Természetközeli erdőtársulásaink közül a legnagyobb potenciális kiterjedéssel a bükkösök, gyertyános-tölgyesek és cseres-tölgyesek rendelkeznek (Bartha és mtsai, 2014). Ezek közül elsősorban bükkösökben történtek olyan vizsgálatok, amelyek az örökerdő üzemmóddhoz tartozó lékvágás ökológiai hatásait kutatták mesterségesen kialakított és természetes körülmények között létrejött lékekben (Gálhidy és mtsai., 2006; Kelemen és mtsai., 2012; Mihók és mtsai., 2007). Magyarországon gazdasági, természetvédelmi és

társadalmi szempontból is meghatározó a gyertyános-tölgyesek szerepe, ezekben azonban a kutatások csak nagyjából egy évtizeddel később kezdődtek meg (Csicsek és Cseke, 2017; Csiszár és mtsai, 2013; Kollár, 2017; Tobisch, 2009). A kutatások fókuszában többnyire a fásszárú újulat és a lágyszárúsztint lékes fahasználatokkal mutatott összefüggései állnak, kevés a több tényezőre kiterjedő vizsgálat (mint amilyen például Kollár [2017] munkája).

Az erdőgazdálkodási beavatkozások ökológiai hatásának értékeléséhez fontos a faállomány-szerkezet megváltoztatásának termőhelyre, azaz talajra és mikroklímára gyakorolt hatásainak megértése (Aussenac, 2000). Emellett több olyan élőlénycsoport együttes vizsgálata célszerű, amelyek az erdő állapotában bekövetkező változásokat jól indikálják (de Groot és mtsai, 2016). Ilyenek például a különböző erdőszerkezeti elemekhez vagy szukcessziós fázishoz kötődő, ezek változásaira érzékeny élőlénycsoportok (Elek és mtsai, 2018). Általánosságban elmondható, hogy nem csak hazánkban, de nemzetközi viszonylatban is ritkák a sok élőlénycsoportra és abiotikus tényezőre kiterjedő komplex, kísérletes terepi vizsgálatok, amelyekben egyszerre több erdőgazdálkodási üzemmód fahasználatainak hatását vizsgálják.

A Pilis Üzemmód kísérletben egy kutatócsoport 2014 óta vizsgálja különböző erdőgazdálkodási beavatkozások hatását a talajra, mikroklímára, felújulásra és a biodiverzitásra, ezen belül több élőlénycsoport mellett az aljnövényzetre. A vizsgálat célja a vágásos üzemmódhoz tartozó fahasználatok (tarvágás, tarvágásban visszahagyott facsoport és egyenletes bontóvágás) hatásainak összehasonlítása az örökerdő üzemmódhoz tartozó lékvágás hatásaival. A kutatás részletei és eddigi eredményei a kísérlet honlapján megtalálhatók (<http://piliskiserlet.okologia.mta.hu>). Diplomamunkám keretében a Pilis Üzemmód kísérletben a fahasználatokat követő negyedik évben (2018) vizsgáltam meg az aljnövényzet kezelésekre adott válaszát, majd a kapott eredményeket egy megelőző, jelen vizsgálattal módszertanilag megegyező vizsgálat (2016 - Tinya és mtsai, 2019) eredményeivel összevetve értékeltem.

A dolgozatban vizsgált kérdések a következők:

- 1, Milyen eltérések jelentkeznek a beavatkozások utáni negyedik évben az aljnövényzet kompozíciójában, fajszámban és tömegességében a kezelések között?
2. Milyen eltérések vannak a kezelésekre adott válaszokban különböző növényi funkcionális csoportok között?
3. Mely fajok mutatnak preferenciát az egyes kezelésekhöz?
4. Jelentkeztek-e eltérések a kapott növényzeti válaszokban a kezelés utáni második (2016) és negyedik (2018) év között?
5. Mutatnak-e kezelésekre jellemző mintázatot az aljnövényzet és az egyes növényzeti funkcionális csoportok borításai a vizsgált két évben?

II. Irodalmi áttekintés

Az erdőgazdálkodás hatása az erdei életközösségekre

Az erdőgazdálkodás az alkalmazott fahasználatokon keresztül közvetlen hatást gyakorol az állomány koreloszlására, térbeli szerkezetére és fafajösszetételére. A faanyagtermelés előtérbe helyezése révén idősebb, a vágásérettség korát meghaladó faegyedek és holtfa a gazdasági erdőkben jellemzően nem, vagy csak kis mértékben maradnak vissza (Angelstam, 2003). Azokra az élőlényekre, amelyek életfeltételei ezekhez a szerkezeti elemekhez kötődnek, az erdőgazdálkodás közvetett módon, de szintén meghatározó hatással van (Bauhus és mtsai, 2009). A fahasználatok a beavatkozás erélyével és térléptékével arányosan az erdei mikroklíma lokális megváltozását eredményezik (Kovács, 2018). A fásszárúak eltávolításával a lombkorona esővizet visszatartó hatása helyileg megszűnik, a növényzet vízfelvétele és növényi szöveteken keresztüli párologtatás mértéke visszaesik, így a talajnedvesség megnő (Aussenac, 2000; Canham és Marks, 1985). A lombkorona záródottsága csökken, így nő az alsóbb szinteket elérő fény mennyisége (Gálhidy és mtsai., 2006; Grayson és mtsai., 2012). Emellett a lombsátor felnyílása csökkenti annak hőmérsékleti és relatív páratartalom ingadozást tompító pufferhatását, így a szélsőségek a talajban és a talajfelszín felett is kifejezettebbé válnak (Aussenac, 2000; Kovács és mtsai., 2018). A megnyíló lombkoronaszintben a légáramlás is megváltozik, a szél jobban eljut az állománybelsőbe, a törzseket az addigitól eltérő erőhatások érik, és a szél talajfelszín szárító hatása is jobban érvényesül (Aussenac, 2000).

Az életközösség energia-és anyagáramlását meghatározó biogeokémiai ciklusokban is változások következnek be. A talajban és talajfelszínen felhalmozódott szerves anyag lebontásának és a tápanyagok mineralizációjának sebessége a fokozódó besugárzás és megnövekedő talajnedvesség hatására felgyorsulhat (Aussenac, 2000). Azzal, hogy az idős fákat eltávolítják, megnő a lágyszárúak, valamint a fásszárú magoncok és facsemeték számára elérhető források (tápanyagok, víz, fény) mennyisége (Canham és mtsai, 1985; Collins és mtsai, 1985). Ezekre a változásokra az aljnövényzet a lágyszárú fajok rövid generációs ideje, valamint a környezeti tényezőkhöz való érzékeny és specifikus kötődése miatt időben dinamikus, és finom térléptékben válaszol (Duguid és mtsai, 2013). Arra, hogy az aljnövényzetben a fásszárúak közül mely fajok jutnak érvényre, a megváltozott mikroklímának szintén meghatározó hatása van (Canham és mtsai, 1985). A változások az egyes növényekkel interakcióban álló, pl. azokhoz pollináción, magterjesztésen vagy táplálkozáson keresztül kötődő állatfajokon keresztül az egész trofikus hálózatban érvényesülnek (de Groot és mtsai, 2016). Táji léptékből nézve a fahasználat helyén egy az addigitól eltérő, új niche alakul ki,

amiben a beavatkozás előtti életközösséget alkotó élőlények közül azok tudnak fennmaradni, amelyek képesek alkalmazkodni a megváltozott körülményekhez. Emellett azon élőlények kolonizációja várható, amelyek számára az új feltételek kedvezőek, és a diszperziós képességükhöz mérten elég közel megélnek a környező területeken. Duguid és Ashton (2013) gondolatmenetét követve tehát az életközösség beavatkozásokra adott válaszát egyrészt rövidtávon a kezdeti közösség tagjainak megváltozott körülmények közötti túlélési és diszperziós képességei, hosszútávon pedig a szukcesszió és kompetíció mechanizmusai határozzák meg.

A fahasználatokra azok az élőlények reagálnak érzékenyen, amelyek a beavatkozások által érintett szerkezeti elemekhez, vagy a kiegyenlített erdei mikroklímához mutatnak erős kötődést, illetve azok, amelyek diszperziós képessége a beavatkozások léptékéhez képest limitált (de Groot és mtsai, 2016; Elek és mtsai, 2018). Ilyenek például többek között a zárterdei viszonyokhoz adaptálódott lágyszárú növények, amelyek veszélyeztetettségére a jelenleg széles körben alkalmazott vágásos erdőgazdálkodás mellett többen is felhívják a figyelmet (Bartha, 1997; Kelemen, 2014), továbbá a zárterdei mikroklímához és heterogén fényviszonyokhoz kötődő kriptogám növények is (Ódor, 2016). A mikroklimatikus viszonyok megváltozása a talajban is érvényesül, megváltoztatva a talajlakó állatok, például televényférgék életfeltételeit (Boros és mtsai, 2019). Az olyan élőlényeknél, ahol a mobilitás és a diszperziós képesség nagyobb, azaz például mozgékonyabb állatok esetében a fahasználatok a közösség összetételének helyi átrendeződését, a nyitott élőhelyekhez kötődő és generalista fajok térnyerését, és az erdei élőhelyekhez kötődő fajok visszaszorulását eredményezik (Elek és mtsai, 2018; Fedrowitz és mtsai, 2014). A hatások mértéke természetesen a fahasználatok intenzitásától és térléptékétől jelentősen függ.

Az erdőgazdálkodás és az alkalmazott erdőművelési rendszer erdei biodiverzitásra gyakorolt hatására Paillet és munkatársai (2010) európai erdőkre vonatkozó metaanalízise is rávilágít. Elemzésükben legalább két évtizede erdőművelés által nem érintett, és különbözően kezelt erdők fajgazdagságát hasonlították össze, és kimutatták, hogy azok az erdők különböztek diverzitásukban a leginkább a referenciáktól, amelyekben tarvágások és mesterséges fafajcserék zajlottak. Azon állományok esetében viszont, amelyekben a faállomány természetes összetételű volt, és a gazdálkodás folyamatos erdőborítás fenntartása mellett történt, a diverzitást a gazdálkodás alatt nem álló területekhez képest nem találták szignifikánsan különbözőnek.

Az erdei aljnövényzet fajgazdagsága és az erdőgazdálkodás közötti összefüggés vizsgálata vegyes eredményeket mutat. A Paillet és munkatársai (2010) által vizsgált

élőlénycsoportok közül az edényes növények fajgazdagsága az erdőgazdálkodással pozitív összefüggést mutatott, és Boch és munkatársai (2013) is hasonló eredményre jutottak, amit a záródottság csökkenése miatti kedvezőbb fényviszonyokkal és a gazdálkodás okozta zavarással indokoltak. Duguid és munkatársai (2013) a teljes mérsékelt övre kiterjedő metaanalízisükben nem találtak ilyen egyértelmű összefüggést az erdőgazdálkodás és az aljnövényzet diverzitása között, azt azonban ők is kimutatták, hogy az erdőgazdálkodás módja és az erdő szukcessziós állapota is meghatározó a válaszok tekintetében. A folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodási módok esetében pozitív kapcsolatot írtak le az aljnövényzet diverzitásával, és az is figyelemre méltó, hogy a vágásos erdőgazdálkodással kezelt idősebb állományok a beavatkozás nélküli kontrollhoz képest alacsonyabb fajgazdagságot mutattak (Duguid és mtsai, 2013). Az erdei aljnövényzet fajsámánál önmagában azonban sokatmondóbb annak összetétele és természetessége. Kenderes és munkatársai (2005) és Bartha és munkatársai (2006) hazai erdők természetességét vizsgálva kimutatták, hogy a fafajösszetétel elegyessége, valamint a faállomány koreloszlásának, vertikális és horizontális szerkezetének heterogenitása az aljnövényzet, és összességében az erdő természetességét növelő tényezők. Standovár és munkatársai (2006) pedig kimutatták, hogy a természetes erdőkben a gazdasági erdőkhöz képest magasabb az aljnövényzet béta-diverzitása, az egyedek az előbbieken sokkal finomabb térbeli mintázatban fordulnak elő.

Mindezek alapján az várható, hogy a heterogénebb fahasználatokkal járó, folyamatos erdőborítás mellett megvalósított erdőgazdálkodás jobban képes biztosítani az erdei életközösségek természetes összetételének és diverzitásának fennmaradását, mint a vágásos erdőgazdálkodás, amely szerkezetileg és korban homogén erdőállományokat hoz létre és tart fenn.

Az európai és hazai erdőgazdálkodás története és módszerei

Európában és a Kárpát-medencén belül is az erdők és az emberiség története évezredek óta összefonódik az intenzív tájhasználat és a nagy népsűrűség révén (Bartha, 2003; Johann, 2006; Parviainen, 2005). Az erdőborítás a középkor végére emberi hatásra Európa jelentős részén visszaszorult, az erdőirtások mértékéről és a megmaradó erdőterületeken folytatott gazdálkodás mikéntjéről azonban a 18. század előttről csak szórványosan maradtak fenn adatok (Kaplan és mtsai, 2009; Szabó és mtsai, 2015). A települések és a körülöttük elhelyezkedő mezőgazdasági területek és legelőterületek terjeszkedése már a középkor előtt is jelentősen visszaszorította az európai erdők kiterjedését (Johann, 2006). A középkor végétől kezdve elsősorban a bányászat, a fémipar és a városiasodás révén az építőipar faanyagigényének és a lakosság tűzifaigényének

növekedése pedig a megmaradt erdőterületekre helyezett fokozódó nyomást (Angelstam, 2003; Parviainen, 2005). Valószínűleg ez az időszak jelentette az erdőgazdálkodás történetében az extenzív erdőhasználat és az intenzív gazdálkodás közötti fordulópontot (Szabó és mtsai, 2015). Az egyik meghatározó intenzív erdőművelési forma a sarjerdőké volt, amelyeket elsősorban tűzifa termelésére használtak, és rövid vágásfordulókkal kezeltek (Müllerová és mtsai, 2014). Ennek egy változatát jelentette az úgynevezett középerdő, amelyben szálfákat is megtartottak egyrészt az építési faanyag biztosítása, másrészt a mageredetű újulat fenntartása és különféle mellékhaszonvételek érdekében (Bartha, 2003; Müllerová és mtsai, 2014). Magyarországon ilyen hagyományos mellékhaszonvételek voltak például az erdei legeltetés, a makkoltatás, az alomszedés, a lombtakarmány-nyerés, a csekréreghányás, a mezőgazdasági elő-és közteshasználat, a faszén-és mészégetés és a hamuzsírfőzés (Bartha, 2003). A sarjerdők és középerdők mellett a harmadik erdőgazdálkodási módszerként adja meg Bartha (2003) a szálerdő gazdálkodást, ahol a tarvágások között hosszabb idő telt el, a felújulás magról történt és a gazdálkodás célja a jó minőségű faanyag előállítása volt.

Magyarországon a bányavárosokban folytatott ipari tevékenység nagy faanyagigénye, és ehhez a faanyag hosszútávú biztosításának szüksége vezethetett az erdőgazdálkodás tervezését előíró első központi rendelkezések megalkotásához (Bartha, 2003; Kondor, 2013). Ilyen volt például II. Miksa császár 1565-ben kiadott erdőrendtartása, valamint Mária Terézia királynő 1770-ben megalkotott, a tartamos erdőgazdálkodás elveit megalapozó rendelete (Bartha, 2000). Ez utóbbi már előírta az egész országban az erdőterületek és a faanyagmennyiség felmérésén alapuló fahasználatot, a felújításról való gondoskodás kötelezettségét (Kondor, 2013). A tartamosságot, azaz a faanyagtermelés hosszútávú és tervezhető biztosítását elsősorban térszakozással, azaz a tarvágások egy erdőtömbön belül térben és időben való szétosztásával oldották meg (Csépanyi, 2017; Kondor, 2013). A szabályozások hatására az erdőterületek csökkenése megállt, de a tarvágások és a sarjaztatásos felújítás általános használata, valamint a mellékhaszonvételeken keresztül az erdők kiélése mind hozzájárultak az erdők állapotának leromlásához (Kondor, 2013).

1879-ben hazánkban bevezetésre került az első polgári erdőtvény, amely előírta az üzemterven alapuló erdőgazdálkodást (Bartha, 2000; Johann, 2006). Müllerová és munkatársai (2014) felhívják arra a figyelmet, hogy a 19. század végéhez közeledve a sarjaztatásos gazdálkodás jelentősége fokozatosan csökkent a fosszilis tüzelőanyagok elérhetősége miatt, és ez a sarjerdők szálerdővé alakításának kedvezett. A vágásos rendszeren belül ebben az időszakban kezdték el a fokozatos felújítógátások alkalmazását (Johann, 2006). Szintén a század végén kerültek kidolgozásra és bevezetésre a vágásos erdőgazdálkodáshoz képest

természetközeli erdőművelést célzó rendszerek, mint amilyen a Henry Biolley által Franciaországban megvalósított szálaló erdőgazdálkodás is volt (Johann, 2006). Franciaország mellett Svájcban, Németországban, Ausztriában és Szlovéniában is voltak a folyamatos erdőborítás fenntartása melletti gazdálkodásra példák (Csépanyi, 2017; Johann, 2006; Kondor, 2013). A 20. század elején Magyarországon is megjelent a szálaló erdőgazdálkodás elmélete, gyakorlati próbálkozásokra azonban csak elenyésző mértékben került sor (Csépanyi, 2017). A társadalmi, és főleg politikai folyamatok a században az erdőművelés koncepcionális keretét és intenzitását jelentős mértékben meghatározták a kontinensen, a folyamatos erdőborítást biztosító gazdálkodás is ezek függvényében hol előtérbe került, hol háttérbe szorult (Pommerening és Murphy, 2004). Magyarországon az állami tulajdonba kerülő erdőterületeken állami erdőgazdaságokban zajló gazdálkodás a gépesítést, a faanyagtermelés gazdaságosságát, valamint a sarjzattal szemben a mageredetű felújítást helyezte előtérbe (Kondor, 2013). A vágásterületek egyre inkább koncentráálódtak, és az évszázad végére kialakultak a ma ismert üzemi léptékű vágásos erdőgazdálkodásra jellemző egykorú, egy-két fő fafajból álló erdőállományok (Kondor, 2013).

A homogén szerkezetű gazdasági erdők természeti katasztrófákkal szembeni sérülékenysége, az ökológiai ismeretek gyarapodása és a társadalom természetvédelmet támogató attitűdjének megerősödése mind egyre inkább felhívták a figyelmet a vágásos erdőgazdálkodási rendszer problémáira (Csépanyi, 2017; Pommerening és Murphy., 2004). Az európai erdők természetközeli művelésére való törekvéseket az 1989-ben megalakult Pro Silva Europa szervezet fogta össze, aminek 1992-ben a magyarországi csoportja is létrejött (Csépanyi, 2017). Mivel az ország erdőterületeinek jelentős része került természetvédelmi oltalom alá, egyre meghatározóbb szakmai kérdéssé formálódott a faanyagtermelés és a természetvédelem szempontrendszerének közelítése, integrálása a hazai üzemi erdőgazdálkodás gyakorlatában (Csépanyi, 2017; Kondor, 2013). A társadalom részéről megjelenő igények, és a természetvédelmi civil szervezetek munkája is új, a minél inkább természetközeli és a faanyagtermelés mellett több funkciót ellátó erdőgazdálkodás felé vezető utak keresését sürgették (Csépanyi, 2017; Gálhidy, 2016; Kondor, 2013). Mindezek hatására a Nyugat-európai példákra és módszerekre, az elmúlt pár évtized hazai tapasztalataira, valamint az erdőökológiai tudás bővülésére támaszkodva mára egyre nagyobb mértékben jelenik meg az örökerdő elvek mentén történő gazdálkodás a magyarországi gyakorlatban (Csépanyi, 2017; Gálhidy, 2016). Az örökerdő, vagy folyamatos erdőborítás fenntartása melletti gazdálkodás célja a folyamatos faanyagtermelés mellett a termőhelynek megfelelő fafajok által alkotott, változatos kor-és térbeli szerkezetű erdő létrehozása és fenntartása, amelyben érvényesülni

tudnak a természetes folyamatok, köztük a természetes megújulás, és amelyben az erdőkre jellemző talajborítás és az erdei mikroklíma folyamatosan fennmarad (Csépanyi, 2017). Az azonban, hogy az ilyen erdőket létrehozó és fenntartó gazdálkodás a hazai erdőtípusokban hogyan és milyen gazdasági eredményekkel valósítható meg, még máig vitatott kérdés, melynek megoldásában kiemelten fontosak a tudományos kísérletek (Bartha és Puskás, 2014).

Ma Magyarországon a faanyagtermelést célzó erdőgazdálkodás vágásos, átmeneti vagy örökerdő üzemmódban valósul meg (Anonymus, 2017). A vágásos erdőgazdálkodás, amely az elmúlt közel másfél évszázadban a meghatározó erdőművelési rendszer volt, a faanyagtermelést véghasználatokkal valósítja meg (Tímár, 2016). A véghasználat során a faállományt egy előre meghatározott állományszintű vágáskor elérésekor egy vagy több lépésben, de teljes mértékben eltávolítják, majd mesterséges vagy természetes erdőfelújítással pótolják (Csépanyi, 2017; Tímár, 2016). Ma hazánkban a véghasználatok lehetséges módszerei közül üzemszerűen kettőt alkalmaznak, a tarvágásokat és a fokozatos ernyős felújítógátásokat (Tímár, 2016). A tarvágások során a teljes faállományt egy lépésben termelik le. A ma tarvágások helyett széles körben alkalmazott fokozatos felújítógátások során az állományt vágásérett korban először térben egyenletes bontógátással kezelik, majd a természetes újulat megtelepedését követően kerül csak sor a lombkoronaszintet alkotó fák eltávolítására (Tímár, 2016). A fokozatos felújítógátás tehát az erdőfelújítás idejét elnyújtja, de a termőhelyi viszonyok állandóságának fennmaradását csak időlegesen biztosítja. Végvágáskor ugyanis ebben az esetben is vágásterület keletkezik, ahol bár már megtalálható nagy mennyiségű életképes újulat, a termőhelyi viszonyok a tarvágástól ökológiai szempontból nem térnek el lényegesen (Tímár, 2016). Keenan és Kimmins (1993) ökológiai szempontú definíciója szerint tarvágás ("clear-cutting") minden olyan fahasználattal érintett terület, ahol az erdőhatás nem érvényesül, azaz az erdőre a fásszárúak által kialakított mikroklíma és talajjellemzők megszűnnek. Vagyis nem tesznek különbséget a tarvágással, illetve a fokozatos felújító vágás végvágásával létrehozott vágásterületek között.

A vágásos erdőgazdálkodás negatív ökológiai hatásait a véghasználat során hagyásfák és hagyásfacsoportok visszahagyásával csökkentheti az erdőgazdálkodó (Szmorad, 2014; Tímár, 2016). A vágások során különböző mértékben és mintázatban az állományban maradó hagyásfák tartósan hozzájárulhatnak az erdő szerkezeti változatosságának fenntartásához, emellett csökkenthetik az erdei élőhelyek fragmentációját, és képesek lehetnek biztosítani az alacsony diszperziós képességekkel rendelkező fajok számára a túlélést (Franklin és mtsai, 2018; Lencinas és mtsai, 2011; Mori és Kitagawa, 2014). A hagyásfacsoportok célja tehát

térben mentőövet vagy lépőkövet, azaz erdei viszonyokat fenntartó mikro-élőhelyet nyújtani az erdei életközösség számára.

A folyamatos erdőborítást fenntartó fahasználatok közé soroljuk a szálalást, azaz faegyedek eltávolításán alapuló fahasználatot, valamint a mesterséges lécek kialakításával járó csoportos szálalást is (Csépanyi, 2017). Ezek, az örökerdő üzem módhoz tartozó beavatkozások olyan alternatívát jelenthetnek a vágásos erdőgazdálkodásnak, amely képes lehet arra, hogy biztosítsa az erdő szerkezeti változatosságát, és imitálja a természetes bolygatási rendszert (Gálhidy, 2016).

Európa lombos erdeinek természetes erdődinamikája

Bolygatásnak nevezzük azokat az időben diszkrét eseményeket, amik egy adott életközösség szerkezetét megbontják, valamint az élőlényekre ható környezeti tényezőket és a források elérhetőségét megváltoztatják (White és Pickett, 1985). A bolygatási rendszer paradigma nagyban meghatározza a társulások dinamikájáról alkotott elképzelésünket (Angelstam, 2003). Eszerint a vizsgált életközösség szempontjából az egyes bolygatási események térbeli és időbeli mintázata meghatározza a társulás szerkezetét és dinamikáját, és a környezeti tényezők és források rendszeres megváltoztatásával szelekciós nyomást jelent az élőlények számára (Sousa, 1984). A bolygatási rendszer a bolygatások térbeli kiterjedésével, mértékével (intenzitásuk és súlyosságuk), bekövetkezésük gyakoriságával és jósolhatóságával jellemezhető (White és Pickett, 1985).

Az erdődinamika szempontjából azok a meghatározó bolygatási események, amelyek a lombkoronaszintet adó faegyedek pusztulásával járnak (Runkle, 1985). Ilyenek a mérsékelt övi lombhullató erdőkben többek közt az állományi léptékű fapusztulással járó széldöntések, rovargradációk, jég és hó okozta dölések vagy tüzek, és a kis térléptékű, lécek keletkezését okozó széldöntések, gombás megbetegedések vagy az idős faegyedek egyedi pusztulása (Angelstam, 2003). Az elpusztult faegyedek helyén keletkező foltban nyílik aztán tér a fásszárú újulat, így az állomány regenerációja számára (Canham és mtsai, 1985). Burrascano és munkatársai (2013) felhívják a figyelmet arra, hogy a természetes erdők szerkezete igen komplex és mozaikos, bennük az állományfejlődési fázisok teljes és folyamatos skálája megtalálható. Az erdészeti beavatkozások természetes folyamatokhoz illeszkedő megvalósításához azonban nagyon hasznosak a társulást érő bolygatások és az azt követő erdőfejlődés alapján az erdődinamikai folyamatokat karakterizáló modellek (Angelstam, 2003). A bolygatásokat követő erdőfejlődési folyamatok leírására Angelstam (2003) a mérsékelt övi erdőkre háromféle dinamikát különít el: a szukcessziós, a kohorsz, és a lékdinamikát. A

szukcessziós dinamika, vagy nagy erdőciklus során a faállomány nagy részének pusztulását okozó, nagy térléptékű és intenzitású bolygatások után az érintett területen másodlagos szukcesszió indul meg, melynek során a megjelenő és felnövekvő faegyedek közel egy korcsoportba tartoznak. Ezen a szukcessziós folyamaton belül négy stádiumot szoktak megkülönböztetni, amik a vágásos erdőgazdálkodás erdőfejlődési stádiumaival viszonylag jól megfeleltethetők (Angelstam, 2003; Standovár, 2010). A kezdeti vagy iniciációs fázisban (1) a jelentősen átalakult élőhelyet jellemzően pionír életmenet-stratégiájú, fénykedvelő fafajok töltik be, majd a gyérülési fázisban (2) a versengés hatására a kezdeti állomány egy része elpusztul, és a helyét fokozatosan árnyéktűrő fafajok veszik át a lombkoronaszintben. Az ezt követő, fakitermelés szempontjából optimális fázisban (3) a lombkoronaszintben már az árnyéktűrő fafajok dominálnak, az aljnövényzetben pedig fokozatosan megjelenik ezek újulata. A végső stádium az idős vagy összeroppanási fázis (4), ahol a faegyedek életciklusuk végét elérve elpusztulnak, a helyükön létrejövő lékeket pedig fokozatosan betölti az addig az aljnövényzetben cseperedő újulat. Ha hosszan nem következik be nagy térléptékű bolygatás, akkor az egyes faegyedek vagy kisebb facsoportok pusztulása ezt a finom térléptékű lékdinamikát, vagy kis erdőciklust működteti, ami fenntartja az erdő változatos koreloszlását és mozaikos szerkezetét (Angelstam, 2003; Standovár, 2010). A harmadik, kohorsz dinamikát elsősorban a gyakori, kis intenzitású tüzek eredményezik, melyek egy bizonyos kor és magasság után már nem tesznek jelentős kárt az idősebb fákból, azonban időről időre újabb, egy korosztályhoz tartozó újulati csoportoknak engednek teret (Angelstam, 2003). Ez a dinamika jellemző például a boreális régió erdőfenyő által uralt erdeire. A különböző erdőtípusokban az eltérő bolygatási rendszerekből adódóan ezek a különböző erdődinamikai folyamatok különböző mértékben jutnak érvényre (Runkle, 1985).

Az erdőgazdálkodás, különösen a ma uralkodó vágásos rendszerben szükségszerűen egyszerűsíti, homogenizálja az erdődinamikát (Tímár, 2016). Ez egyrészt a véghasználatokból adódó homogén kor-és térszerkezetben, másrészt pedig a kevés, gazdasági szempontból kiemelt fontosságú fafaj szinte egyedüli érvényre juttatásán keresztül a fafajösszetétel homogenitásában mutatkozik meg a leginkább (Csépanyi, 2017). Ahhoz, hogy az erdei életközösségek biodiverzitása hosszútávon biztosítható legyen, fontos, hogy megismerjük az egyes erdőtípusokra jellemző természetes erdődinamikát, és az ehhez lehetőleg leginkább hasonlító erdőgazdálkodást valósítsuk meg (Angelstam, 2003).

A nehézséget az okozza, hogy az évezredes intenzív tájhasználat hatására mára Európában elenyésző számban és méretben maradtak csak fenn olyan erdőterületek, ahol a természetes erdődinamika emberi hatások hiányában máig érvényesülni tud (Sabatini és mtsai,

2018). Ezek döntő többségben boreális tűlevelű erdők, büккеgyes tűlevelű erdők és montán bükkösök (Petritan és mtsai, 2012; Sabatini és mtsai, 2018). A bükkösökben az elmúlt évtizedekben folytatott erdődinamikai kutatások eredményei azt mutatják, hogy a faállomány jelentős részének egyidejű, nagy területen bekövetkező pusztulása ritka eseménynek számít, az erdők megújulásában viszont meghatározó szerepe van a faegyedek, kisebb facsoportok pusztulása által hajtott finom térléptékű lékdinamikának (Kenderes és mtsai., 2009; Kenderes és mtsai., 2008; Nagel és mtsai., 2017). Bükkös állományokra a csehországi Zofin erdőrezervátumban, valamint hazánkban a Bükki Őserdőben végzett kutatások alapján a lékek jellemző mérete és térbeli eloszlása mellett azok kialakulásának, további bővülésének és záródásának dinamikájáról is vannak már ismereteink (Kenderes és mtsai., 2009; Kenderes és mtsai., 2008). Tölgyek által dominált, emberi beavatkozástól mentes természetes erdőre azonban Európában könnyebb megközelíthetőségük és a tölgy jó gazdasági hasznosíthatósága miatt alig akad példa, és ezekről sem áll rendelkezésre a természetes erdődinamikára vonatkozóan megfelelő ismeret (Aszalós és mtsai, 2017; Petritan és mtsai, 2012). Azokban az erdőrezervátumokban pedig, amik korábban erdőművelés alatt álltak, de felhagyásra kerültek, a gazdálkodás erdőszerkezetre gyakorolt hatásai még hosszan érzékelhetőek (Saniga és mtsai, 2014). Tölgyesekben tehát a természetközeli erdőgazdálkodás megvalósításához egyrészt a bükkösökből szerzett erdődinamikai ismeretekre, másrészt az alkalmazott erdőgazdálkodási módok ökológiai hatásának felmérésére támaszkodhatunk.

Természetközeli erdőgazdálkodás tölgyes erdőkben

A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás megvalósíthatósága és gazdaságossága, valamint kivitelezésének mikéntje tölgy uralta gazdasági erdőkben számos vitát generál (Mölder és mtsai., 2019). Ennek egyik meghatározó oka az, hogy a gazdaságilag értékes tölgy csemeték növekedésében az első néhány évet leszámítva a fény szerepe kulcsfontosságú, és így a lombkorona záródottságát csak kis mértékben csökkentő fahasználatok esetében a tölgyekkel versengő árnyéktűrő fafajok tölgyek rovására történő térnyerése várható (Mölder és mtsai, 2019). Ugyanakkor lékvágásokkal, és a lékek méretének és alakjának a tölgy újulat fényigényéhez való adaptálásával, a gazdaságilag szintén értékes, természetvédelmi szempontból is támogatandó elegyfajok nagyobb érvényre jutása mellett ezekben az erdőkben is megvalósítható lehet a folyamatos erdőborítás melletti gazdálkodás (Csépanyi, 2008; Csépanyi, 2017, Mölder és mtsai., 2019).

A hazai természetközeli erdei élőhelyek közül a legnagyobb kiterjedéssel a gyertyános-kocsánytalan tölgyesek rendelkeznek (Bölöni és mtsai, 2011). Jelenlegi kiterjedésüket 175 000

hektárra becsüli Bölöni és munkatársai (2011) munkája. Jelentőségük mind gazdasági, mind természetvédelmi szempontból kiemelt (Szmorad, 2014). Jelenleg a domb-és hegyvidéki gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben a meghatározó fahasználat az egyenletes bontáson alapuló fokozatos felújítógátás, az állományok természetességének növelése érdekében pedig a felújítógátások hosszának elnyújtása, és a véghasználat során 5-10%-nyi területen hagyásfák visszahagyása javasolt (Szmorad, 2014). A 2000-es évektől helyenként kísérleti jelleggel gyertyános-kocsánytalan tölgyesek lékvágásokkal történő szálaló vagy átalakító üzemmódú kezelése is megkezdődött (Csépanyi és mtsai., 2014; Partos, 2014; Szekeres, 2014). Tobisch (2009) a Pilisszentkereszti Erdészet területén kialakított kísérleti lékvágásokban és fokozatos felújítógátásokban vizsgálta az újulat és a légyszárúsínt fahasználatokat követő változásait. Koloszar és Csepregi (2008) is beszámol fokozatos felújítógátás és lékvágás hatásait összehasonlító kísérletről, amelyben a gyertyán és a kocsánytalan tölgy újulati egyedek számát vetették össze a sárvári Farkas-erdőben. Mindkét kutatás elsődlegesen gyakorlati szempontból foglalkozott a kocsánytalan tölgy újulatának lékekben való érvényre jutásával. Szintén kísérletesen vizsgálták léknyitások aljnövényzetre és újulatra gyakorolt hatását Csiszar és munkatársai (2013), az aljnövényzet válaszai mellett pedig a talajnedvesség és fény lékvágásokkal összefüggő hatásait is kutatta Kollár (2017). Olyan vizsgálatra azonban, amelyben a véghasználat hatásait enyhíteni célzó hagyásfacsoportok, a folyamatos erdőborítást biztosító lékvágások, és a jelenleg is széles körben alkalmazott fokozatos felújítógátásos rendszerbe tartozó bontógátások ökológiai hatásai összehasonlíthatók lennének, még nem volt példa. A különböző erdőgazdálkodási üzemmódokhoz tartozó fahasználatok biodiverzítására gyakorolt hatásainak megismerése pedig a tölgyesekben folytatott, ökológiailag és gazdaságilag is fenntartható erdőgazdálkodás útkeresésében kiemelt fontosságú (Csépanyi, 2017).

III. Anyag és módszer

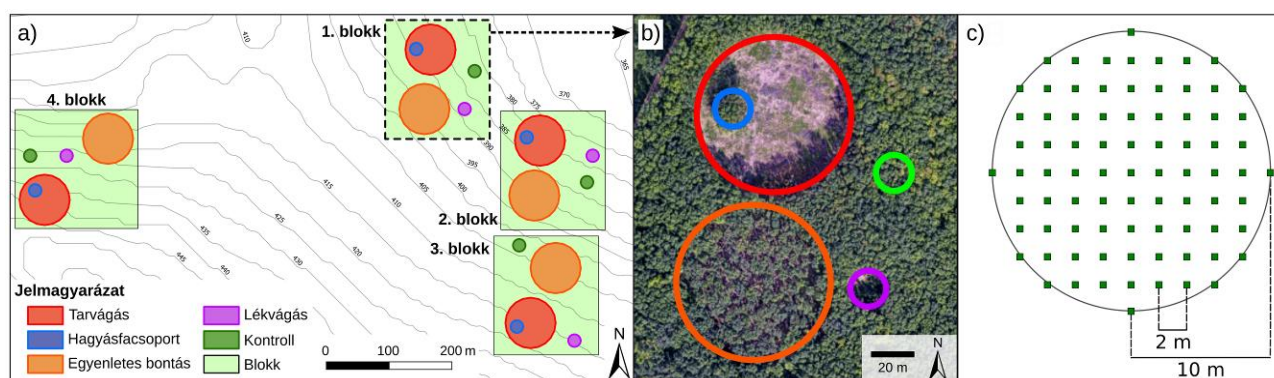
A kísérleti terület bemutatása

A Pilis Üzemmód Kísérlet Pilisszántó határában, a Hosszú-hegyen (47°40' N, 18°54' E), egy gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományban került kialakításra, 2014 telén. A mintaterületek egy enyhe (7,0-10,6°) északias kitettséű lejtőn helyezkednek el, 370-470 m tengerszintfeletti magasságon (Kovács és mtsai, 2018). A területre jellemző átlagos évi középhőmérséklet 9,0-9,5°C, az átlagos évi csapadékmennyiség 600-650 mm (Dövényi, 2010). Az állomány egykorú, 80 év körüli, szerkezete a területen alkalmazott felújítógátásos erdőgazdálkodás révén

viszonylag homogén. Az állományalkotó fafaj a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), a második lombkoronaszintet a gyertyán (*Carpinus betulus*) adja, elegyfaként jelen van a virágos kőris (*Fraxinus ornus*), a bükk (*Fagus sylvatica*), a csertölgy (*Quercus cerris*) és a madárcseresznye (*Cerasus avium*) (Tinya és mtsai, 2019). A kiindulási állapotra gyér cserjeszint, az aljnövényzetben a bükkös sás (*Carex pilosa*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) dominanciája volt jellemző (Tinya és mtsai, 2019). A beavatkozások előtt a kezelések aljnövényzete homogén volt (Aszalós Réka még közé nem tett adatai alapján ld. I. Melléklet).

A kísérlet során a fahasználatok hat ismétlésben, teljes blokk elrendezésben valósultak meg, melyből négy blokk képezi jelen vizsgálat tárgyát (1. ábra). A 2014 telén kialakított kezelések a következők:

1. Kontroll (K): zárt lombkoronaszint, fahasználat nem történt;
2. Tarvágás (T): zárt erdőállománnyal körülvett, 80 m átmérőjű tarvágás, melynek során minden 5 cm törzsátmérőnél, és/vagy 2 m magasságnál nagyobb fásszárú eltávolításra került;
3. Lékvágás (L): zárt erdőállománnyal körülvett, 20 m (kb. 1 fahossznyi) átmérőjű lékvágás, melynek során szintén minden fásszárú eltávolításra került;
4. Egyenletes bontóvágás (B): 80 m átmérőjű területen a teljes második lombkoronaszint, és a felső lombkoronaszintet alkotó egyedek 30%-a eltávolításra került;
5. Hagyásfacsoport (H): tarvágással körülvett, 20 m átmérőjű, 8-12 domináns faegyed alkotta facsoport, amelyben egy fásszárú egyed sem került eltávolításra.



1. ábra. a) A vizsgált blokkok elhelyezkedése, a kísérleti terület térképe. b) Az 1-es számú blokkról 2015-ben készített drónfotó. c) A mintaterületeken belüli mintavételi elrendezés.

(Az ábrákat Kovács Bence, a légifelvételt Tóth Viktor készítette.)

A kezelések beavatkozások 2018-as állományképéről a mellékletben (ld. II. Melléklet) található fényképek.

Mintavételezés

A kezelések középpontjában (a tarvágásokban a hagyásfacsoporttól és a kezelés szélétől egyenlő távolságra) egy-egy, azaz összesen 20 db 20 m átmérőjű, kör alakú mintaterületet jelöltünk ki (Tinya és mtsai, 2019). A mintaterületeken belül 2x2 m-es rácshálóban mintaterületenként 81 db, azaz összesen 1620 db 0,5x0,5 m-es kvadrátban mértük fel az aljnövényzet borítását 2016 júliusában (Tinya és mtsai, 2019), és jelen vizsgálat keretein belül 2018. június és augusztus között. A mintavételi elrendezést az *I. ábra* mutatja. A felvételezésnél mindkét vizsgált évben az összes lágyszárú, és az 50 cm-nél alacsonyabb fásszárú fajok kvadrátra vonatkozó százalékos borítását becsültük. A fajok meghatározását az Új Magyar Fűvészkönyv (Király, 2009) alapján végeztük, a növényzeti funkcionális csoportokba történő besorolásnál a kötetben szereplő Rauniker-féle életformák rendszerét követtük (ld. III. Melléklet).

Adatok elemzése

Az aljnövényzet összetételében, azaz a különböző fajok tömegességi viszonyaiban a kezelések szerint mutatkozó különbségek vizsgálatához többváltozós elemzéseket végeztünk, a két vizsgált évre külön. Minden faj esetében összegeztük a mintaterületek kvadrát-szintű borításadatait, majd az adatokat négyzetgyök-transzformáltuk. A mintaterületekre vonatkozó adatokat főkomponens-analízissel (PCA), valamint Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) hasonlítottuk össze, utóbbi esetében 500 iterációt alkalmazva (Borcard és mtsai, 2011). Szintén a Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) segítségével megvizsgáltuk a kezelések hatását a mintaterületek fajösszetételére (permutációk száma: 9999, a blokkokon belül korlátozva) (Anderson, 2017).

Minden kvadrát esetében, mindkét évre vonatkozóan megállapítottuk az összborítást (fajok borításértékeinek összege), valamint a fajszámot. Az összborítás, azaz a kvadrátokra összegzett borítások értéke meghaladhatja a 100%-ot azokban a kvadrátokban, ahol az aljnövényzet több szintben jelenik meg. Ezen felül minden kvadrátra vonatkozóan megállapítottuk az egyévesek, fásszárúak, évelő graminoidok (füvek és sásfélék), és az egyéb évelő lágyszárúak borítását. A függő változók (összborítás, fajszám, életformák borításai) esetében lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk a kezelések és az évek (mint fix faktorok) hatását (Faraway, 2006; Zuur és mtsai, 2009). Vizsgáltuk a két fix faktor közötti interakciót is. Mivel a mintaterületeken belül a kvadrátok, és a blokkokon belül a mintaterületek egymástól nem tekinthetők függetlennek, a modellekben random faktorként figyelembe vettük a

blokkokba ágyazott mintaterületek hatását is. Amennyiben a modellek reziduálisainak normalitásához és homogenitásához szükséges volt, az adatokat négyzetgyök- vagy logaritmus-transzformáltuk. Az egyéves lágyszárúak kvadrátokra összegzett borítás adatainak eloszlása a nullák magas száma miatt erősen pozitívan ferde volt, és az adatok szórása is nagy volt mindkét vizsgált évben, ezért a kvadrátok borítására felírt lineáris kevert modellek sem az eredeti, sem a négyzetgyök vagy logaritmus transzformált adatokra nem illeszkedtek megfelelően. Az egyévesek borításának kezelése közötti összehasonlításához így a mintaterületekre összegzett borításokból egy kvadrátra számolt átlagértékek logaritmus-transzformált értékeit használtuk. A kezelése közötti szignifikáns különbségek megállapításához Tukey-próbán alapuló páronkénti többszörös összehasonlítást végeztünk (Bretz és mtsai, 2010).

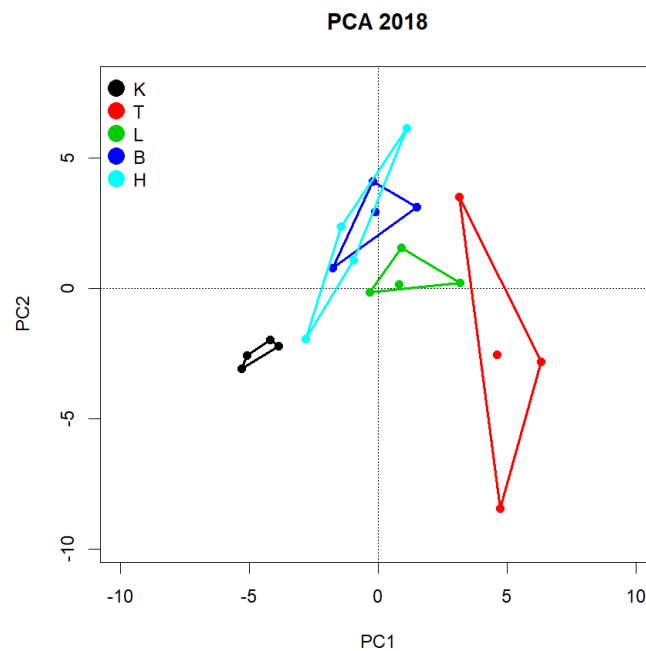
Az egyes kezelésekre a beavatkozások utáni negyedik évben jellemző indikátorfajok meghatározásához Tinya és munkatársai (2019) alapján indikátorfaj elemzést (ISA) használtunk (Borcard és mtsai, 2011; Dufrene és Legendre, 1997). A módszer segítségével megállapíthatók a mintavételi egységek előre meghatározott csoportjaihoz preferenciát mutató fajok, azok előfordulási és tömegességi adatainak figyelembevételével. Az adott csoporthoz kötődő fajokat indikátorfajnak nevezünk. Egy faj akkor tekinthető indikátorfajnak, ha az adott csoportra kiszámolt indikátor értéke szignifikánsan magasabb a csoportok közötti permutációk alapján várt indikátor értéktől. Egy adott faj indikátor értéke a csoportra vonatkozó relatív tömegesség és előfordulási gyakoriság szorzata, így egy csoportra vonatkozóan akkor magas, ha az adott faj ott nagy relatív tömegességgel és gyakorisággal rendelkezik (Borcard és mtsai, 2011). Az elemzés során a mintavételi egységek a mintaterületek, a csoportok pedig a kezelése voltak. A fajok tömegességi viszonyait a mintaterületekre összegzett borításértékek logaritmus-transzformáltja adta meg, a szignifikancia megállapításához pedig 10000 permutációt végeztünk.

Az adatok elemzését az R programcsomagban (R 3.4.3. R Development Core Team, 2017) végeztük. A többváltozós elemzésekhez a „vegan” csomag „rda”, „metaMDS” és „adonis” függvényeit (Oksanen és mtsai, 2018), a kevert modellekhez az „nlme” csomag „lme” függvényét (Pinherio és mtsai, 2018), a determinációs koefficiens számításához a „MuMIn” csomag „r.squaredGLMM” függvényét (Bartoń, 2018), a többszörös összehasonlításokhoz az „lsmeans” csomag „lsmeans” függvényét (Lenth, 2018), az indikátorfajok elemzéséhez pedig a „labdsv” csomag „indval” függvényét használtuk (Roberts, 2016). Az eredményeket egységesen $p \leq 0,05$ esetén fogadtuk el szignifikánsnak.

IV. Eredmények

Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, és tömegességi viszonyai (2018)

A kompozíció vizsgálatához mintaterületenként összegeztük az egyes fajok kvadrátonként vett borításértékeit, majd a négyzetgyöktranszformált adatokon főkomponens-analízist (PCA) végeztünk. Az első két főkomponens a 2018-as adatok esetében összesen a variancia 55,2%-át magyarázza. A két első főkomponens mentén végzett ordináció eredményét a 2. ábra mutatja.

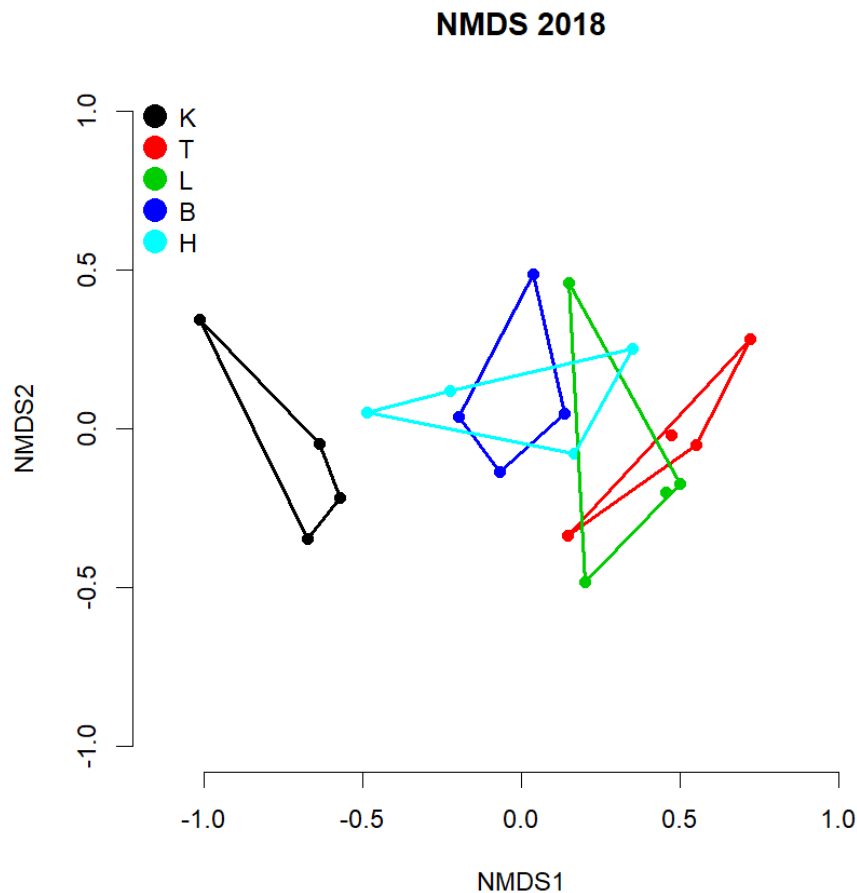


2. ábra. A mintaterületeken az egyes fajokra összegzett borításértékek négyzetgyöktranszformáltjával elvégzett főkomponens-analízis első két főkomponense mentén végzett ordináció eredménye. Jelölések: K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsoport. Az egy kezeléshez tartozó mintaterületeket konvex sokszögek foglalják egybe.

A főkomponens-analízis eredményei alapján a kezelések kompozíciója 2018-ban jól elkülönült egymástól, egyedül a bontás és a hagyásfacsoport mutatott átfedést. Erős kezeléshatást feltételezhetünk. Az első tengely mentén egy kontroll, hagyásfacsoport – bontás, lék, tarvágás gradiens figyelhető meg.

Nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) is megvizsgáltuk a kezelések kompozícióját két dimenzióban, ennek eredményeit a 3. ábra mutatja. A beavatkozások utáni negyedik évben minden kezelés jelentősen különbözik a kontrolltól az NMDS alapján is, és a különböző kezelések kompozíciója is elkülönül egymástól, bár kevésbé, mint a PCA esetében.

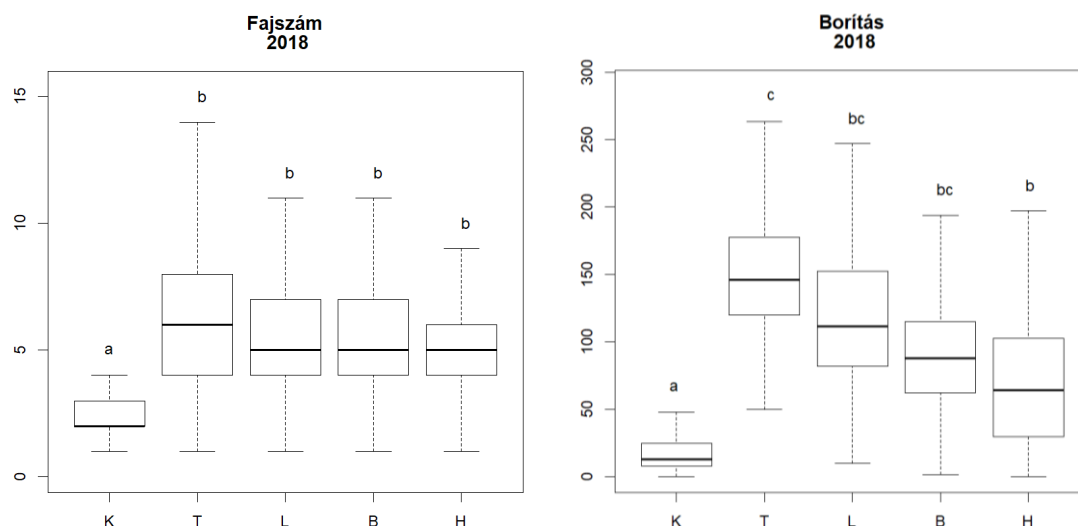
Mind a PCA mind az NMDS azt mutatják, hogy a tarvágások különböznek a leginkább a kontrolltól, és a tarvágások a bontásoktól és hagyásfacsoportoktól is jelentősen különböző kompozícióval rendelkeznek. A lékek és tarvágások kevésbé különülnek el egymástól.



3. *ábra.* A mintaterületeken az egyes fajokra összegzett borításértékek négyzetgyök-transzformáltjával elvégzett nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredménye. Jelölések: K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsoport. Az egy kezeléshez tartozó mintaterületeket konvex sokszögek foglalják egybe.

Többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) segítségével is megvizsgáltuk a kezelések hatását az aljnövényzet kompozíciójára. Ennek eredményei alapján a mintaterületek közötti növényzeti változatosság 52,5%-át ($F = 4,145, p < 0,001$) magyarázzák a kezelések.

A mintavételi kvadrátonként összegzett fajszám-adatok transzformációjára a lineáris kevert modell illeszkedéséhez nem volt szükség. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (*1. táblázat*). A fajszám a kezelések hatására minden kezelésben szignifikánsan megnövekedett a kontrollhoz képest, legnagyobb mértékben a tarvágásokban (*4. ábra*).



4. ábra. A kezelésekre 2018-ban jellemző fajsúly és borítás. Az eltérő betűk a kezelések között páronként szignifikáns különbségeket jelölik. Jelölések: K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsport.

A borítás a kezelése hatására a legnagyobb mértékben a tarvágásokban nőtt meg, ezt követik csökkenő sorrendben a lékek, bontások és hagyásfacsportok (4. ábra). A borítás-adatokat a modell illeszkedéséhez négyzetgyök-transzformálni kellett. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (1. táblázat).

Változó	R^2	Kezelés	Év	Kezelés:Év interakció
Fajsúly	$R^2 = 0,280$	$F = 10,252, p < 0,001$	$F = 42,659, p < 0,001$	$F = 8,680, p < 0,001$
Borítás	$R^2 = 0,511$	$F = 15,904, p < 0,001$	$F = 6,558, p = 0,011$	$F = 42,030, p < 0,001$

1. táblázat. A kezelése, az évek, és a kezelés-év interakció fajsúlyra és borításra gyakorolt hatását vizsgáló lineáris kevert modellek determinációs koefficiensei (R^2), F - és p -értékei.

Növényzeti funkcionális csoportok vizsgálata (2018)

Az egyévesek borítása a kezelése utáni negyedik évben a kontroll területekéhez képest a tarvágásokban és a lékekben volt nagyobb. A hagyásfacsportoknál szignifikánsan nagyobb egyéves borítás volt a tarvágásokban és lékekben, emellett a tarvágásokban a bontásoknál is szignifikánsan nagyobb volt az egyévesek borítása (5. ábra). A modellben a kezelése és az évek hatása szignifikáns volt, azonban az interakció nem (2. táblázat).

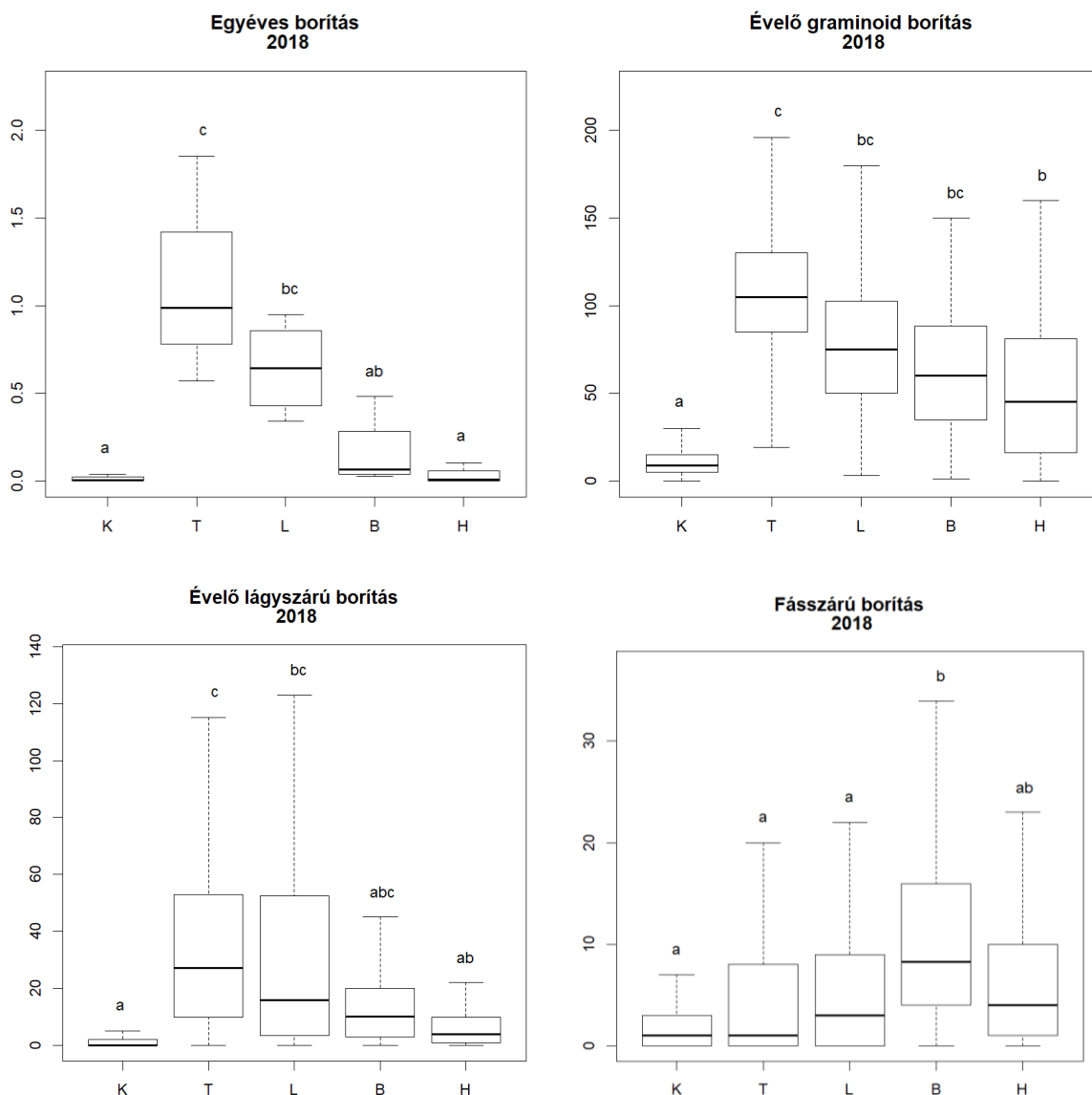
Az évelő graminoidok borítása a kezelések után négy évvel minden kezelés esetében szignifikánsan nagyobb volt a kontrollban megfigyelhetőnél. A legnagyobb borítástöbblet a tarvágásokra volt jellemző, ahol az évelő füvek és sások borítása a hagyásfacsoportokénál is szignifikánsan magasabb volt (5. ábra). A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (2. táblázat).

Az egyéb, azaz nem graminoid évelő lágyszárúak borítása a beavatkozások utáni negyedik évben a tarvágásokban és lékekben volt a kontrollnál szignifikánsan nagyobb. Szignifikáns különbség volt még továbbá a tarvágások és a hagyásfacsoportok egyéb évelő lágyszárú borítása között (5. ábra). A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (2. táblázat).

Az 50 cm-nél alacsonyabb fásszárúakra a legnagyobb, kontrolltól szignifikánsan eltérő mértékű borításnövekedés a bontásokban volt jellemző (5. ábra). A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt, az évek hatása pedig a kezelésekénél jóval erősebb (2. táblázat).

Funkc. csop.	R^2	Kezelés	Év	Kezelés:Év interakció
Egyévesek	$R^2 = 0,750$	$F = 23,332, p < 0,001$	$F = 22,267, p < 0,001$	$F = 0,369, p = 0,829$
Évelő gram.	$R^2 = 0,406$	$F = 10,117, p < 0,001$	$F = 8,669, p = 0,003$	$F = 38,503, p < 0,001$
Egyéb évelők	$R^2 = 0,434$	$F = 6,229, p = 0,006$	$F = 55,676, p < 0,001$	$F = 20,337, p < 0,001$
Fásszárúak	$R^2 = 0,241$	$F = 3,770, p = 0,033$	$F = 254,279, p < 0,001$	$F = 24,454, p < 0,001$

2. táblázat. A kezelések, az évek, és a kezelés-év interakció különböző funkcionális csoportok borítására gyakorolt hatását vizsgáló lineáris kevert modellek determinációs koefficiensei (R^2), F - és p -értékei.



5. ábra. A kezelésekre 2018-ban jellemző egyéves, évelő graminoid, egyéb, nem graminoid évelő lágyszárúak és fásszárúak borítása. Az eltérő betűk a kezelésekek között páronként szignifikáns különbségeket jelölik. Jelölések: K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsoport.

A kezelésekekhez preferenciát mutató fajok (2018)

Az indikátorfaj elemzés (ISA) alapján az egyes kezelésekekhez szignifikánsan kötődő fajokat a 3. táblázat mutatja. Az elemzés a kontroll területekekhez kötődő fajként a kezelésekek után négy évvel (2018-ban) egyedül a fagyalt (*Ligustrum vulgare*) mutatta ki. A mintaterületekek jellemző fajkészletből három faj kötődött a lékekhez, ezek a hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*), a gyepübükköny (*Vicia sepium*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) voltak.

A tarvágásokhoz összesen nyolc faj kötődését mutatta ki az elemzés, ezek a siskanádtippan (*Calamagrostis epigeios*), a mezei aszat (*Cirsium arvense*), az egynyári seprence (*Erigeron annuus*), az erdei kutyatej (*Euophorbia amygdaloides*), az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*), a földiszeder (*Rubus fruticosus agg.*), az indás infű (*Ajuga reptans*) és a bükkös sás (*Carex pilosa*). A bontásokhoz kötődő fajnak pedig egyedül a kocsánytalan tölgy bizonyult (*Quercus petraea*). A hagyásfacsoportok esetében egy fajról sem mondható el, hogy szignifikánsan kötődne a kezeléshez.

Kezelés	Fajnév	Indval.
Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	0,602
Lékvágás	<i>Athyrium filix-femina</i>	0,750
	<i>Vicia sepium</i>	0,683
	<i>Melica uniflora</i>	0,252
Tarvágás	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,798
	<i>Cirsium arvense</i>	0,739
	<i>Erigeron annuus</i>	0,678
	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	0,586
	<i>Geum urbanum</i>	0,583
	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	0,549
	<i>Ajuga reptans</i>	0,495
	<i>Carex pilosa</i>	0,272
Bontóvágás	<i>Quercus petraea</i>	0,330

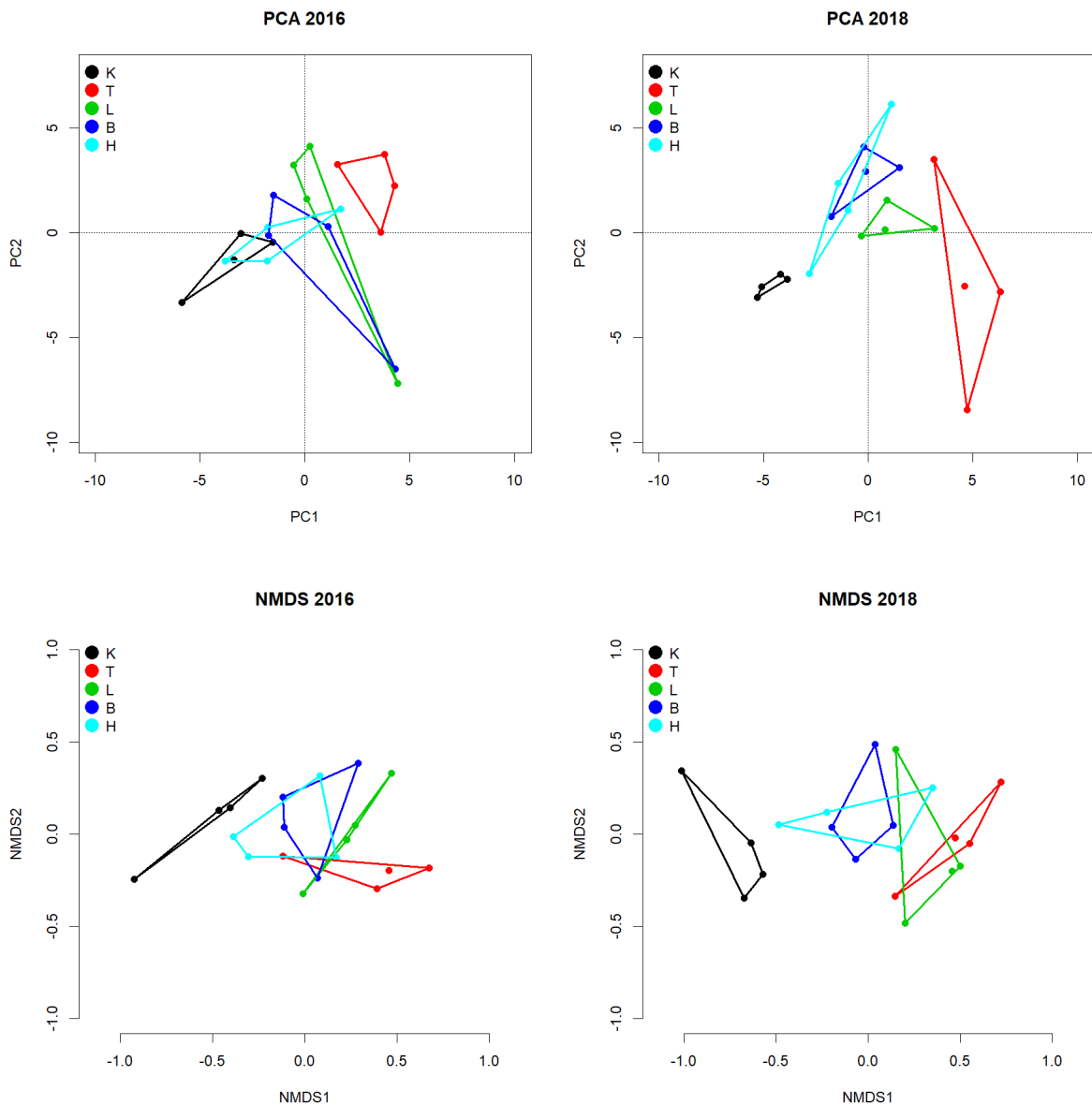
3. táblázat. 2018-ban az egyes kezelésekhöz preferenciát mutató fajok, és az adott kezeléshez tartozó indikátor-értékük (Indval).

A kezelések utáni második (2016) és negyedik (2018) év közötti különbségek

Az aljnövényzet kompozíciója, fajszáma, tömegessége

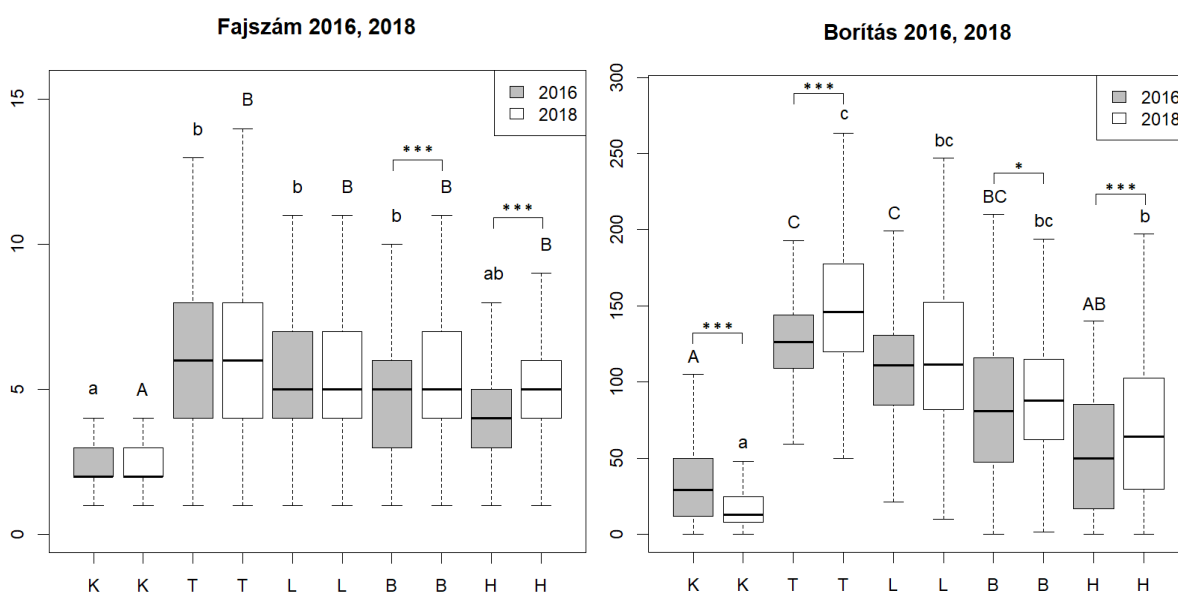
A kompozíció vizsgálatához elvégzett PCA első két főkomponense a 2016-os adatoknál a variancia 55,9%-át fedi le, ami közel megegyezik a 2018-as adatok esetében megállapított 55,2%-os értékkel. Az első két főkomponens mint tengely mentén történő ordináció során 2018-ban a kezelések jobban elkülönülnek egymástól és a kontrolltól, mint 2016-ban, azaz a kezelések kompozícióra gyakorolt hatása erősödött (6. ábra).

Szintén ezt mutatja a két NMDS eredményének összehasonlítása: 2016-hoz képest kifejezettebbé váltak a kontroll – hagyásfacsoport, kontroll – bontás és hagyásfacsoport – tarvágás eltérések 2018-ra (6. ábra). A 2016-os adatokra elvégzett PERMANOVA alapján a mintaterületek közötti variancia 37%-át ($F = 2,201, p < 0,001$) magyarázzák a kezelések, míg 2018-ban a variancia 52,5%-át ($F = 4,145, p < 0,001$), tehát az elemzés alátámasztja a megfigyelést, miszerint a kezelések kompozícióra gyakorolt hatása erősödött a beavatkozás utáni második és negyedik év között.



6. ábra. A kezelések kompozícióra gyakorolt hatását vizsgáló többváltozós elemzések (PCA és NDMS) eredményei a 2016-os (balra) és 2018-as (jobbra) adatokra. Jelölések: K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsoport. Az egy kezeléshez tartozó mintaterületeket konvex sokszögek foglalják egybe.

A kontroll területekre, a tarvágásokra és lécekre jellemző fajszám 2016 és 2018 között nem változott, a két év között azonban szignifikáns fajszámbeli növekedést mutattunk ki a bontásokban és a hagyásfacsoportokban (7. ábra). A hagyásfacsoportokban előforduló növényfajok száma 2016-ban a kontrolltól még nem volt jelentősen nagyobb, 2018-ra azonban igen. Az aljnövényzet teljes borításában a lécek kivételével minden kezelésben történt változás 2016 és 2018 között. A kontroll területeken szignifikánsan lecsökkent a borítás a második és negyedik év között, míg a tarvágásokban, bontásokban és hagyásfacsoportokban nőtt (7. ábra). A beavatkozások után két évvel a hagyásfacsoportok borítása a kontrolltól nem volt kimutathatóan különböző, 2018-ra azonban a kezelésben megjelenő borítástöbblet hatására a különbség szignifikánssá vált.

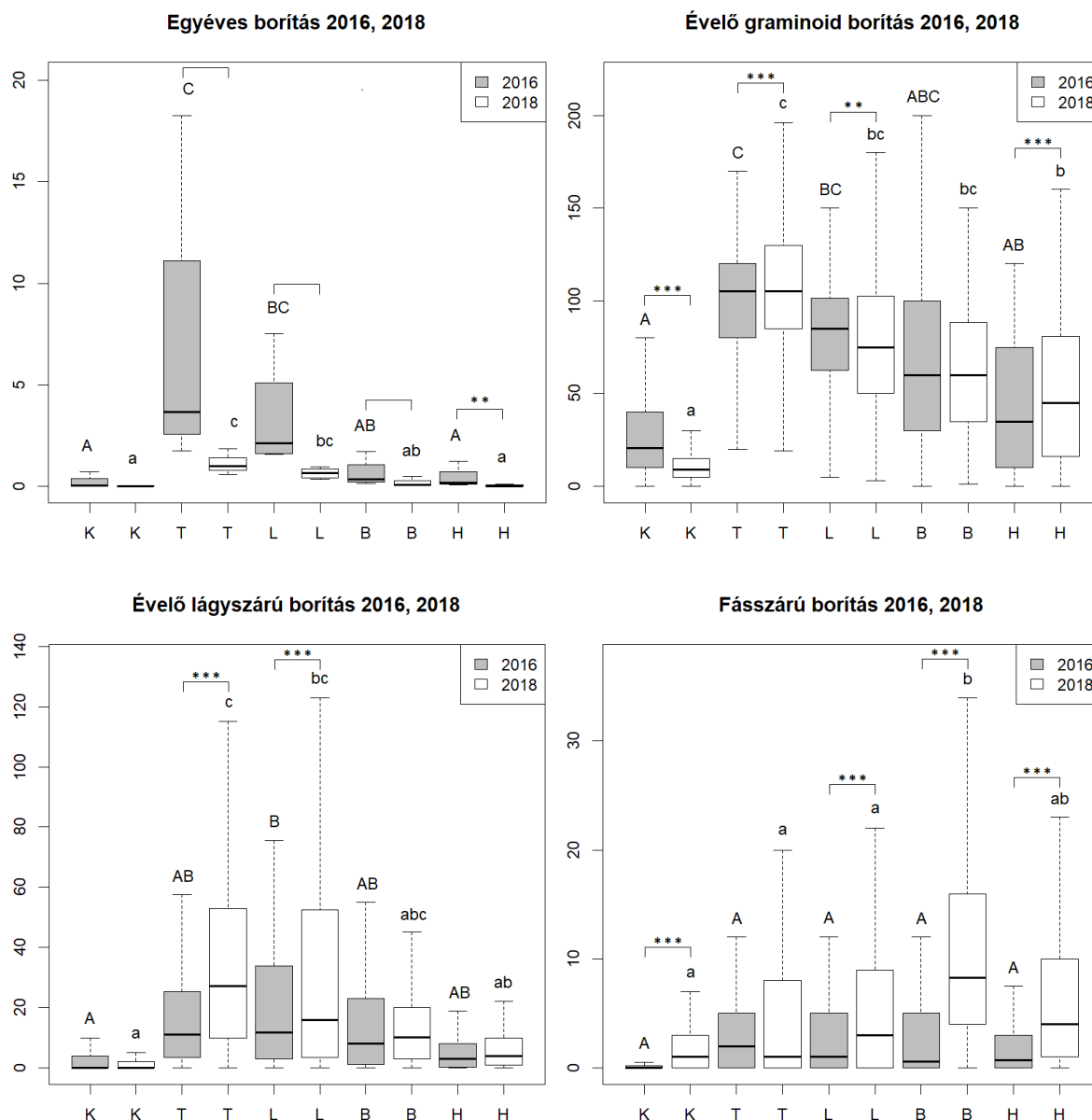


7. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző fajszám (balra), és borítás (jobbra) illetve ezek változásai 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli elkülönülést mutatják, ezt 2016-ban nagybetűvel, 2018-ban kisbetűvel jelöltük. A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

Növényzeti funkcionális csoportok vizsgálata

Az egyévesek borítása 2016-ban a tarvágásokban és lécekben szignifikánsan nagyobb volt, mint a kontrollban, és bár ez a 2018-as adatokra is kijelenthető, az egyévesek borítása a két vizsgált év között minden kezelésben jelentősen visszaesett (8. ábra). A borításcsökkenés a hagyásfacsoportok esetében szignifikáns, a tarvágások, lécek és bontások esetében marginálisan szignifikáns.

Az élőlő graminoidok borítása 2016 és 2018 között a kontroll területeken és a lékekben szignifikánsan csökkent, míg a bontásokban nem változott, a tarvágásokban és a hagyásfacsoportokban pedig növekedett (8. ábra). A beavatkozások utáni második évben sem a bontások sem a hagyásfacsoportok élőlő graminoid borítása nem volt kimutathatóan nagyobb a kontrollra jellemzőtől, 2018-ra azonban minden kezelésben szignifikánsan nagyobb volt az élőlő fűvek és sások borítása, mint a kontrollban.



8. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban az egyes növényzeti funkcionális csoportokra jellemző borítások, illetve ezek változásai 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli elkülönülést mutatják, ezt 2016-ban nagybetűvel, 2018-ban kisbetűvel jelöltük. A csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket, a csillaggal nem jelölt szögletes zárójel a marginális szignifikanciát ($0,1 \geq p \geq 0,05$) jelölik.

Az egyéb, nem graminoid évelő lágyszárúak borítása a tarvágásokban és lékekben is nőtt 2016 és 2018 között, míg a többi kezelésben nem történt szignifikáns változás (8. ábra). 2016-ban a kontroll területekénél csak a lékekben volt kimutathatóan nagyobb a borítás, a tarvágásokban a második és negyedik év között jelentős borítástöbblet jelent meg, ami azt eredményezte, hogy a tarvágásokban az évelő lágyszárúak borítása a kontrollnál és a hagyásfacsoportokra jellemzőnél is szignifikánsan nagyobb lett.

Az 50 cm-nél alacsonyabb fásszárúak esetében a beavatkozások utáni második és negyedik év között a tarvágásoktól eltekintve minden kezelésben szignifikánsan nőtt a borítás (8. ábra). A kontrollhoz viszonyítva a 2016-os adatok alapján egyik kezelésben sem volt kimutatható a borítástöbblet, 2018-ra azonban a bontások már szignifikánsan nagyobb fásszárú borítással voltak jellemezhetőek, mint a kontroll, utóbbi növekedése mellett is.

A kezelésekhez preferenciát mutató fajok

A 2016-os adatokkal elvégzett indikátorfaj elemzés alapján Tinya és munkatársai (2019) a kontrollhoz egy faj (*Ligustrum vulgare*), a lékekhez két faj (*Campanula rapunculoides*, *Melica uniflora*), a tarvágásokhoz tizenkét faj (*Calamagrostis epigeios*, *Erigeron annuus*, *Centaureum erythraea*, *Solidago gigantea*, *Conyza canadensis*, *Cirsium arvense*, *Vicia hirsuta*, *Dactylis polygama*, *Hypericum perforatum*, *Euphorbia amygdaloides*, *Ajuga reptans*, *Carex pilosa*) kötődését mutatták ki, a bontásokhoz és a hagyásfacsoportokhoz pedig egyet sem. A 2016 és 2018 között bekövetkezett változásokat a 4. táblázat mutatja be.

A kontroll esetében mindkét vizsgált évben a fagyal (*Ligustrum vulgare*) volt az egyetlen kötődést mutató faj. A lékekből 2016 és 2018 között szinte eltűnt a baracklevelű harangvirág (*Campanula rapunculoides*), ugyanakkor jelentősen megnőtt a hölgypáfrány borítása (*Athyrium filix-femina*), így előbbivel fogyatkozott, utóbbival bővült a lista. A tarvágásokban 2016 és 2018 között a kis ezerjófű (*Centaureum erythraea*) három korábbi előfordulási helyéből egyről eltűnt, a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) és az erdei ebír (*Dactylis polygama*) borítása a tarvágások mellett lékekben és bontásokban is növekedett, az egyévesek közül a kanadai betyárkóró (*Conyza canadensis*) és a borzas bükköny (*Vicia hirsuta*), az évelők közül a közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*) borítása pedig a tarvágásokban jelentősen visszaesett. Megnőtt azonban a tarvágásokban a földi szeder (*Rubus fruticosus* agg.) és az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*) borítása, így ezek bekerültek az ezen kezeléshez kötődő fajok közé. A beavatkozások utáni második és negyedik év közötti időszakban nőtt meg a tölgyemagocok borítása olyan mértékben a bontásokban, hogy 2018-ra kimutathatóan ide kötődő faj lett a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*).

2018-ban már nem egy adott kezelés indikátorfaja (csak 2016-ban)			
Kezelés	Fajnév	Indval. 2016	
Tarvágás	<i>Centaurium erythraea</i>	0,750	
	<i>Solidago gigantea</i>	0,750	
	<i>Conyza canadensis</i>	0,738	
	<i>Vicia hirsuta</i>	0,601	
	<i>Dactylis polygama</i>	0,544	
	<i>Hypericum perforatum</i>	0,534	
Lékvágás	<i>Campanula rapunculoides</i>	0,692	
2016-ban és 2018-ban is egy adott kezelés indikátorfaja			
Kezelés	Fajnév	Indval. 2016	Indval. 2018
Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	0,663	0,602
Tarvágás	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,994	0,798
	<i>Erigeron annuus</i>	0,837	0,678
	<i>Cirsium arvense</i>	0,750	0,739
	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	0,531	0,586
	<i>Ajuga reptans</i>	0,481	0,495
	<i>Carex pilosa</i>	0,254	0,272
Lékvágás	<i>Melica uniflora</i>	0,243	0,252
2016-ban még nem egy adott kezelés indikátorfaja (csak 2018-ban)			
Kezelés	Fajnév	Indval. 2018	
Tarvágás	<i>Geum urbanum</i>	0,583	
	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	0,549	
Lékvágás	<i>Athyrium filix-femina</i>	0,750	
	<i>Vicia sepium</i>	0,683	
Bontóvágás	<i>Quercus petraea</i>	0,330	

4. táblázat. 2016 és 2018 között az egyes kezelésekre kötődő indikátor-fajokban bekövetkezett változások (Indval: indikátorérték).

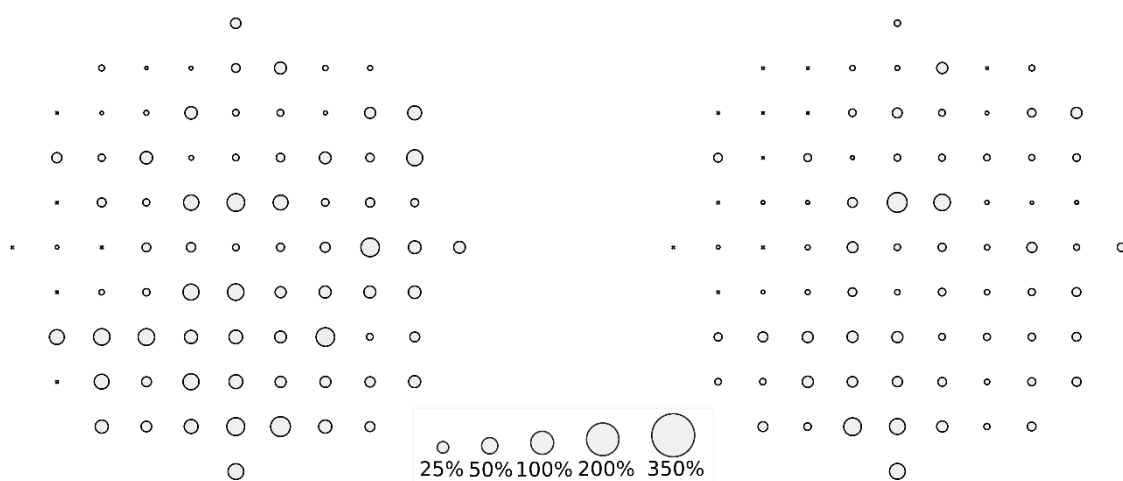
A borítások mintázata

A vizsgált változók (borítás, egyévesek borítása, évelő graminoidok borítása, egyéb évelő lágyszárúak borítása, fásszárúak borítása) mintaterületenként mutatott mintázata az összes mintaterületre, mindkét vizsgálati évre szerepel a dolgozat mellékletében (ld. IV. Melléklet). Mivel a tarvágások és bontások esetében a kezelésekre jellemző térbeli homogenitás miatt nem vártunk mintázatot, ezért a dolgozatban csak a lékekben és hagyásfacsoportokban tapasztalt mintázatokat emelem ki, és minden változó esetében egy-egy általam választott blokk mintaterületeit mutatom be. Az ábrák minden esetben északi tájolásúak. A mintavételi kvadrátonként összegzett és körökkel reprezentált borítás arányos a kvadrát pozíciójában megrajzolt kör területével. Az egy változóhoz tartozó ábrák sorozatán az összehasonlíthatóság

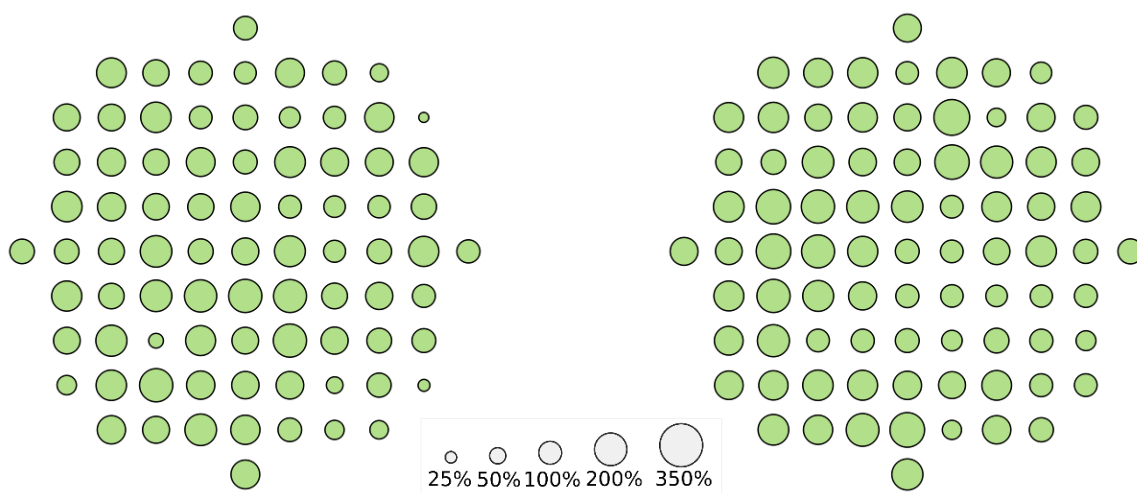
érdekében minden kezelés és mindkét év esetében a borítás-körterület arány egyazon skálán értelmezett.

Borítás

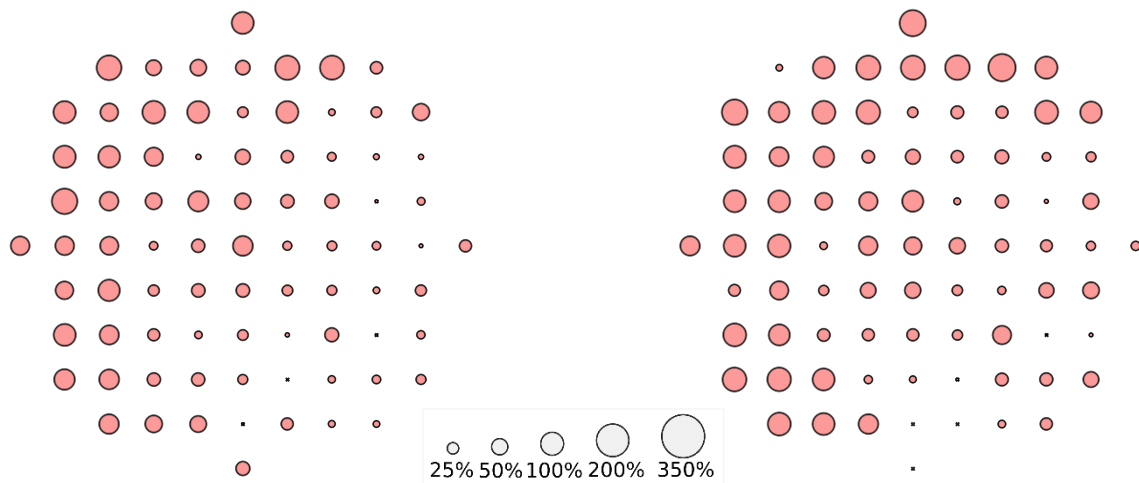
A borítás mintázatát a 4-es blokk mintaterületi szemléltetik a 9-11. ábrákon. A 4-es blokkhoz tartozó lékben (4L, 10. ábra) a teljes borítás sem 2016-ban, sem 2018-ban nem mutat jellegzetes mintázatot. A 4-es hagyásfacsoport borításában (4H, 11. ábra) látható, hogy a mintaterület zárt erdőhöz közelebbi, elsősorban peremi részein nagyobb mértékben nőtt az aljnövényzet borítása, mint a tarvágáshoz közelebb eső részeken.



9. ábra. Kontroll (4K) borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt).



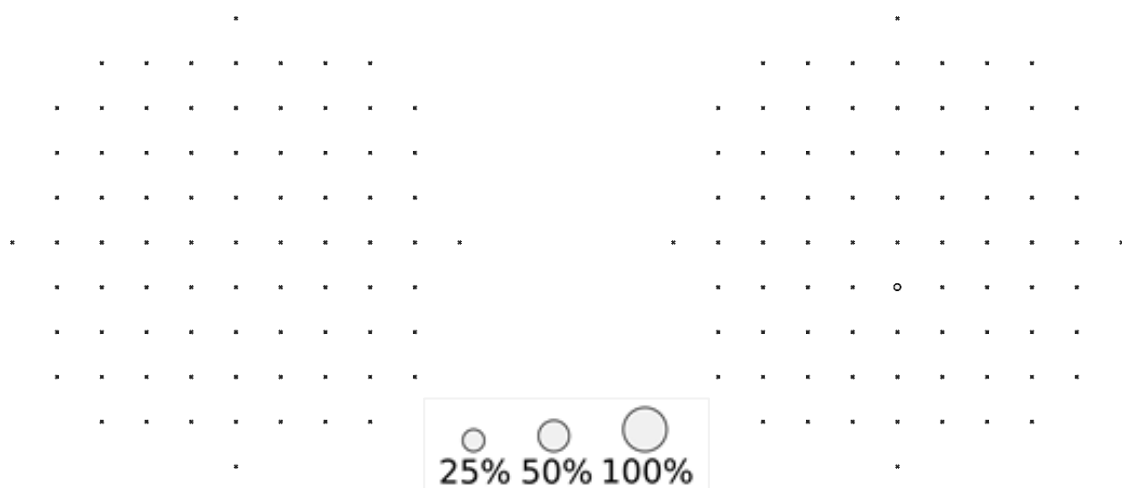
10. ábra. Lék (4L) borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt).



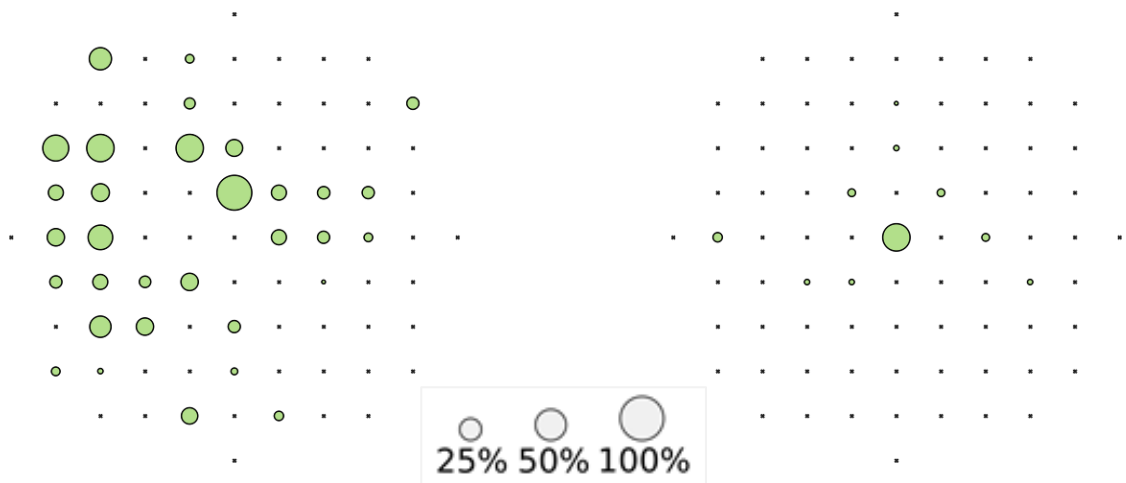
11. ábra. Hagyásfacsoport (4H) borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt).

Egyévesek borítása

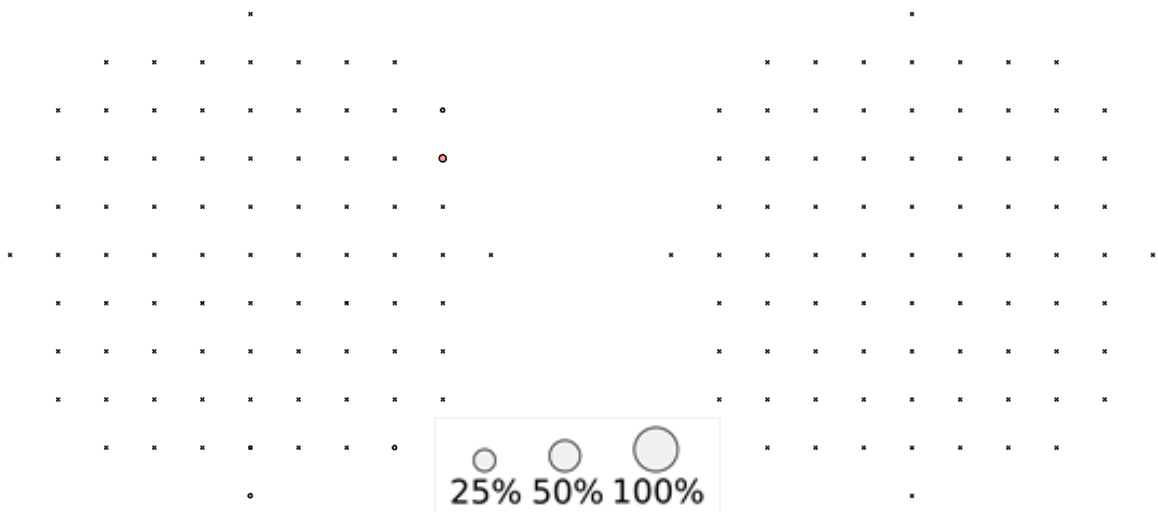
Az egyévesek borításának mintázatát az 1-es blokk mintaterületei szemléltetik a 12-14. ábrákon. Az 1-es blokk kontroll területén (1K, 12. ábra) 2016-ban nem volt jelen egyéves faj, 2018-ban minimális borításban egyetlen kvadrátban jelent meg a ragadós galaj (*Galium aparine*), azaz lényegében ebben az évben sem volt egyéves borítás. A lékben (1L, 13. ábra) 2016-ban jellemző viszonylag nagy egyéves borítás 2018-ra visszaesett, különösen a lék peremén. A hagyásfacsoportban (1H, 14. ábra) 2016-ban minimális borítással jelen volt a ragadós galaj (*Galium aparine*), 2018-ra azonban eltűnt, lényegében egyik évben sem voltak jelen egyévesek a kezelésben.



12. ábra. Kontroll (1K) egyéves borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



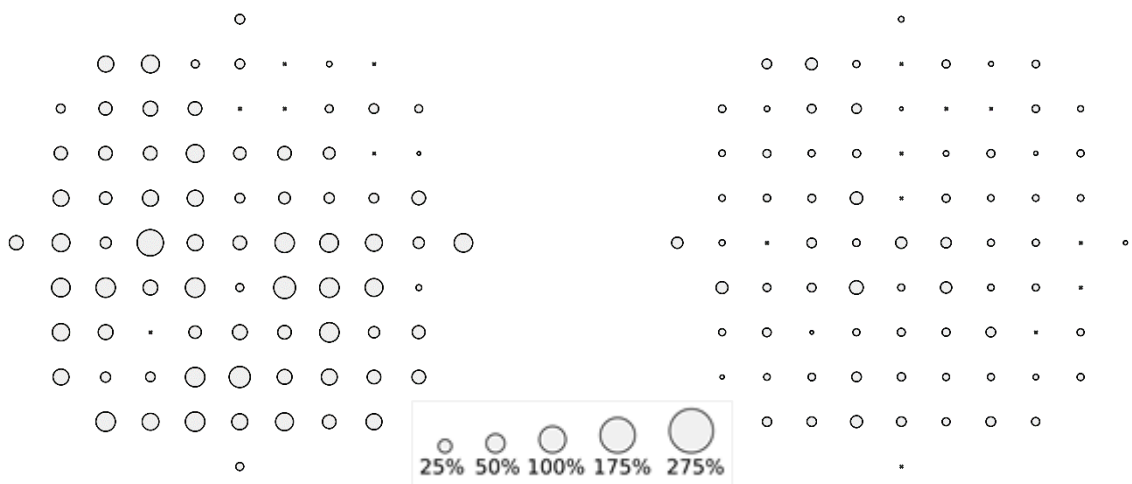
13. ábra. Lék (1L) egyéves borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



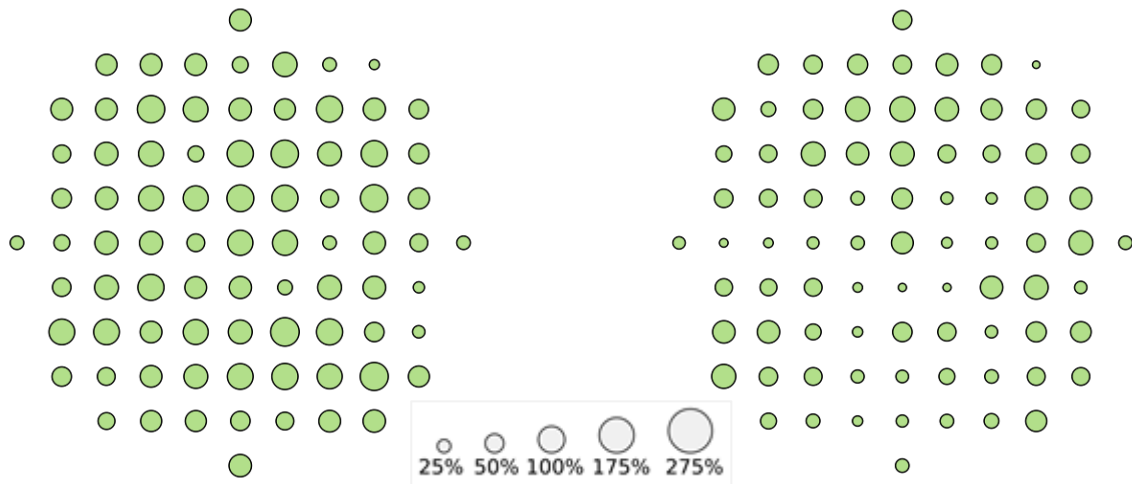
14. ábra. Hagyásfacsoport (1H) egyéves borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)

Évelő graminoidok,

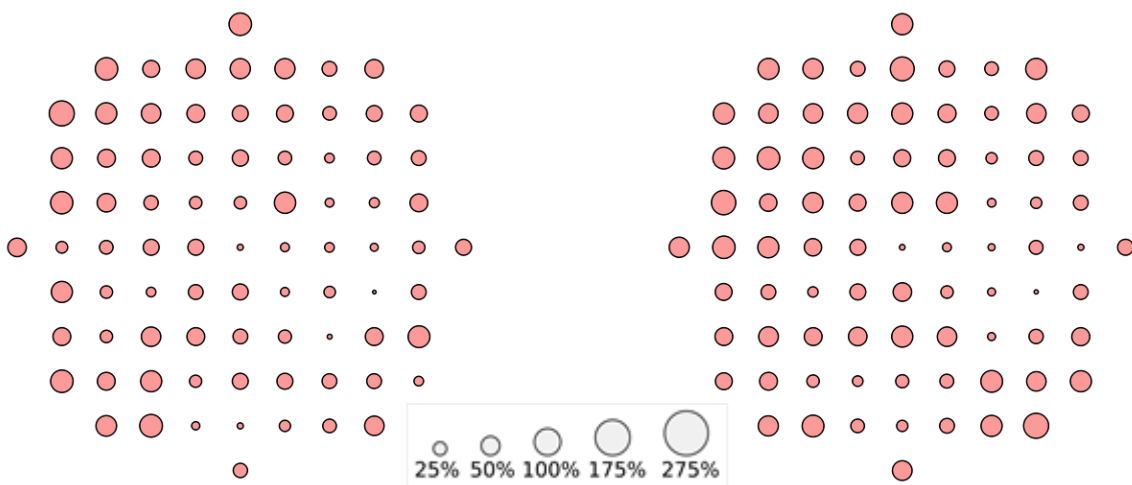
Az évelő graminoidok borításának mintázatát az 1-es blokk mintaterületei szemléltetik a 15-17. ábrákon. A lékben (1L, 16. ábra) a 2016-ban jellemző, a kontrollhoz képest nagyobb, és egyenletes évelő graminoid borítás 2018-ra visszaesett, a déli oldalon valamivel kifejezettebben. A hagyásfacsoportban (1H, 17. ábra) a két év borítása hasonló, jellegzetes mintázatot nem mutat.



15. ábra. Kontroll (1K) évelő graminoid borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



16. ábra. Lék (1L) évelő graminoid borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



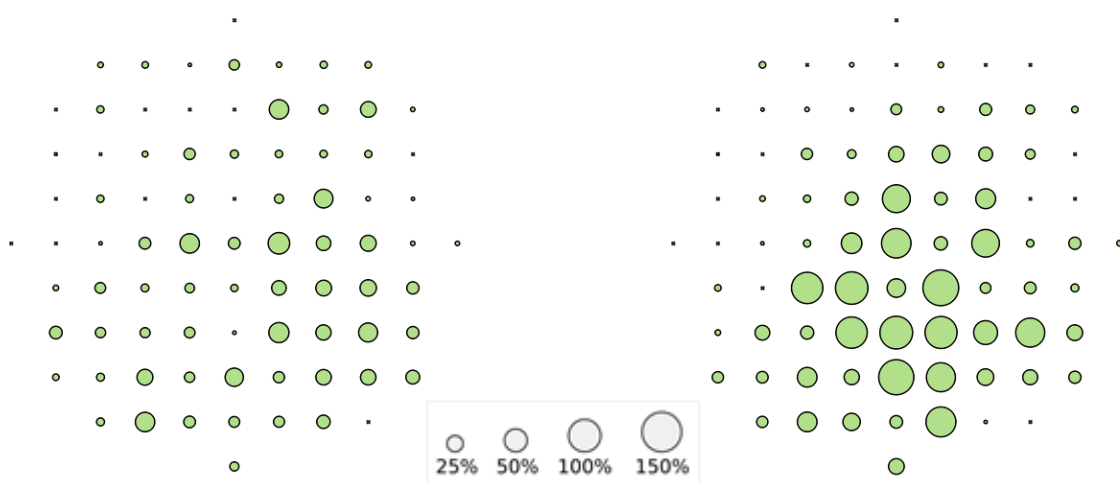
17. ábra. Hagyásfacsport (1H) évelő graminoid borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)

Egyéb évelő lágyszárúak borítása

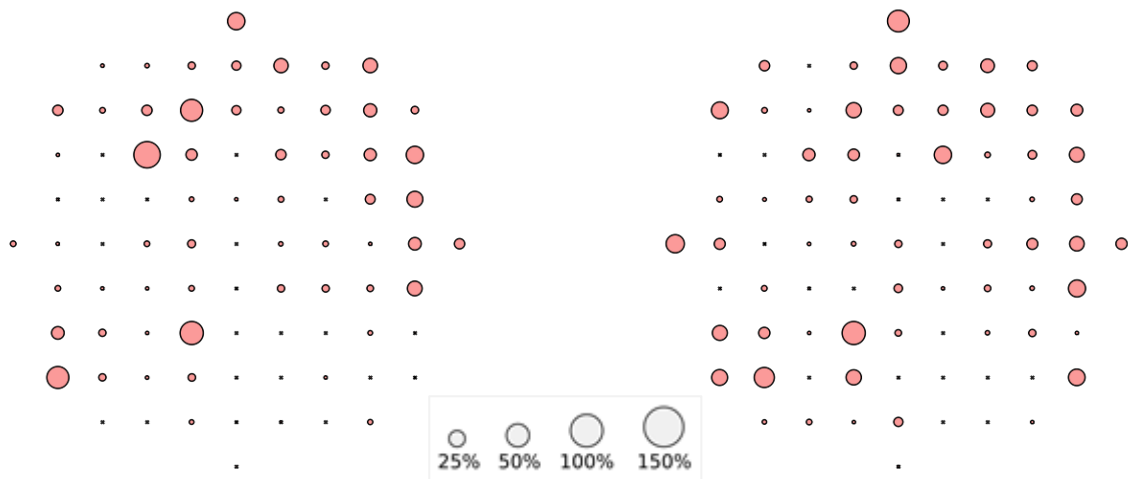
Az egyéb évelő, nem graminoid lágyszárúak borítását a 2-es blokk mintaterületei szemléltetik a 18-20. ábrákon. A lékben (2L, 19. ábra) 2016 és 2018 között a lék középső, déli részén nőtt az évelő lágyszárúak, főleg az indás ínfű (*Ajuga reptans*), a hölgypáfrány (*Athyrium filix-femina*), a csalán (*Urtica dioica*), az erdei kutyatej (*Euophorbia amygdaloides*) és a fehér ibolya (*Viola alba*) borítása, kialakítva a 2018-ra jellegzetes mintázatot. A hagyásfacsoportban (2H, 20. ábra) a borítás 2016 és 2018 között nőtt, főleg a terület peremén.



18. ábra. Kontroll (2K) egyéb évelő lágyszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



19. ábra. Lék (2L) egyéb évelő lágyszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



20. ábra. Hagyásfacsport (2H) egyéb évelő lágyszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)

Fásszárúak borítása

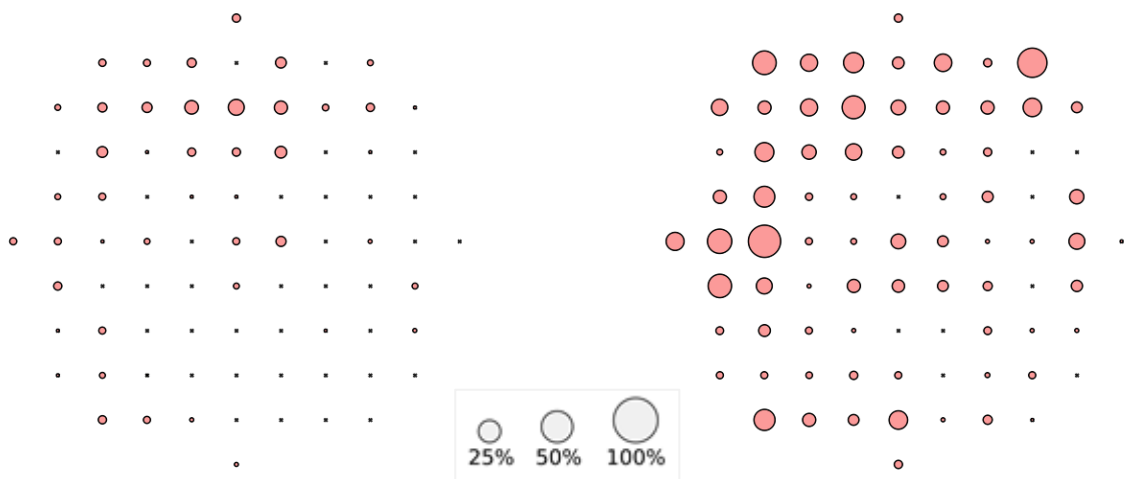
A fásszárúak borítását a 3-as blokk mintaterületei szemléltetik a 21-23. ábrákon. A lékben (3L, 22. ábra) 2016 és 2018 között nőtt a fásszárúak borítása, különösen a lék peremén, ott is leginkább az északi oldalon. A hagyásfacsportban (3H, 23. ábra) 2016-ban is elsősorban a mintaterület északi és nyugati oldalán volt nagyobb borítás, ami 2018-ra tovább nőtt, kifejezettebbé vált.



21. ábra. Kontroll (3K) fásszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



22. ábra. Lék (3L) fásszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)



23. ábra. Hagyásfacsoport (3H) fásszárú borítása 2016-ban (baloldalt) és 2018-ban (jobbaldalt)

V. Az eredmények megvitatása

Kompozíció, tömegesség, fajszám

A tarvágások során a teljes faállomány nagy területen, egyszerre történő eltávolításával az erdei termőhelytől jelentősen különböző körülmények alakulnak ki, a terület elveszíti erdő jellegét (Keenan és Kimmins, 1993). A zárt erdei viszonyokhoz képest a tarvágásokban alakult át a leginkább a növényzet összetétele, továbbá ez a kezelés a bontásoktól és hagyásfacsoportoktól is jól elkülönült kompozícióját tekintve. A megvilágítottság és a hőmérséklet megnövekedése, valamint a talajfelszín bolygatása a zárt erdei viszonyokhoz alkalmazkodott, árnyéktűrő növények mortalitását növelik, növekedésüket visszavetik, ugyanakkor a jobb diszperziós képességű, nyílt területekhez kötődő, fényigényes fajok megtelepedésének és növekedésének kedveznek (Boch és mtsai, 2013; Collins és mtsai, 1985; Small és mtsai, 2002). Az idő

előrehaladtával ezek a korai szukcessziós fázishoz kötődő fajok várhatóan visszaszorulnak (de Groot és mtsai, 2016). Wyatt és Silman (2010) azonban eredményeik alapján rámutatnak, hogy az egykorú, vágásos rendszerben kezelt erdőkben még egy évszázaddal a tarvágás után is eltérhet az aljnövényzet kompozíciója az emberi beavatkozásoktól mentes, idős erdőkétől. A lékek aljnövényzete átmeneti jelleget mutatott a tarvágások és a két további kezelés között. Különböző intenzitású erdészeti beavatkozások aljnövényzetre gyakorolt hatásának összehasonlításával de Groot és munkatársai (2016) és Zenner és munkatársai (2006) is kimutatták, hogy a beavatkozások utáni első években a kompozíció a vágásterületeken tér el a leginkább a kontroll területekétől, az alacsonyabb intenzitású, a faállomány részleges vagy kisebb térléptékű eltávolításával járó kezelések hatására pedig a közösség összetétele a beavatkozások intenzitásának csökkenésével kevésbé alakul át.

A kezeléseknél a lombkoronaszint záródottságának csökkenésével arányosan jelentkezik az aljnövényzet számára elérhető fénytöbblet, ami a borítást jelentős mértékben meghatározza, mivel erdei viszonyok között a fajok többsége számára a fény az egyik legfontosabb limitáló forrás (Márialigeti és mtsai, 2016; Whigham, 2004). A tarvágásokban a borítástöbblet vertikálisan színtezetten jelenik meg, de a 100%-ot meghaladó borítás és így a színtezettség a lékek aljnövényzetére is jellemző. A tarvágásokban és lékekben a talajnedvesség növekedése is nagymértékben hozzájárul a borítás ugrásszerű növekedéséhez (Gálhidy és mtsai, 2006, Kovács és mtsai, 2018).

Az aljnövényzet fajszáma a fahasználatok utáni negyedik évben a kontrollnál minden kezelésben nagyobb volt, és bár a kezeléseknél a kompozíciója eltért egymástól, fajszám tekintetében mégsem volt közöttük kimutatható különbség. A kompozíció vizsgálata tehát a fajszámnál jobban mutatja a növényzet változásait (Boch és mtsai, 2013; Duguid és mtsai, 2013).

Növényzeti funkcionális csoportok

Az egyévesek borítása a negyedik évben alacsony volt, a legnagyobb borításban a tarvágásokban, továbbá a lékekben voltak jelen egyéves lágyszárúak. Csiszár és munkatársai (2013) kimutatták, hogy a betyárkóró (*Coryza canadensis*) borítása összefüggésben áll a léknyitás óta eltelt idővel, mivel az egyéves, erdészeti szempontból gyomfajnak tekinthető növények elsősorban a fahasználatok utáni első években válhatnak tömegessé lékekben és tarvágásokban. A hagyaszcsoportokban nem meglepő, hogy elenyésző borításban voltak csak egyéves növények, mivel ezeken a mintaterületeken lényegében nem történt bolygatás.

Az évelő graminoidok a legnagyobb borítástöbbséggel a tarvágásokban jelentek meg, itt a borítás jelentős részét ez a csoport, ezen belül is a bükkös sás (*Carex pilosa*) és a siskanádtippan (*Calamagrostis epigeios*) adták. A lékek, bontások és hagyásfacsoportok évelő graminoid borítása egymástól nem volt szignifikánsan eltérő, bár a lékekben is megjelentek új fajok (pl. *Poa nemoralis*, *Dactylis polygama*), ebben a három kezelésben elsősorban a már a kontroll területeken is jelenlévő fűfélék (*Carex pilosa*, *Melica uniflora*) borítása növekedett meg a leginkább.

Az egyéb évelő lágyszárúak közül a négy lékből egyben jelent meg számottevő borítással az évelő lágyszárúként besorolt szeder (*Rubus fruticosus agg.*), a négy mintaterület jellemző középértéknél jelentősen nagyobb borításértékek ebből adódnak ennél a kezelésnél. Tobisch (2009) gyertyános-tölgyesben nyitott egy fahossznyi lékek nagymértékű elszedresedéséről számol be, már a léknyitást követő első évben, Csiszár és munkatársai (2013) pedig inváziós növények (*Solidago gigantea*, *Phytolacca americana*) térnyeréséről a léknyitást követő 2-3. évben. A mi esetünkben egyik sem volt meghatározó, de várható a *Solidago gigantea* borításának növekedése a tarvágásokban (a lékekben kevésbé).

A fásszárúak borítása csak a bontásokban volt szignifikánsan magasabb a kontrollnál. A kocsánytalan tölgy anyafák visszahagyása itt biztosítja a mageredetű újulat megjelenését, ugyanakkor a második lombkoronaszintet és a felső lombkoronaszint egy részét adó faegyedek eltávolítása forrástöbbletet biztosít a kicsírázó magoncok számára, amik így nagyobb arányban élnek túl, mint a kontrollban. Tobisch (2009) gyertyános-kocsánytalan tölgyesben kialakított lékek és bontóvágások fásszárú újulatát és aljnövényzetét összehasonlítva a bontóvágásokat az újulat szempontjából kedvezőbbnek találta, mivel itt a fásszárú magoncok nagy számban, de az aljnövényzetet alkotó lágyszárúak, különösen a szeder alacsonyabb borításban jelentek meg. A mi esetünkben a bontásokban a lékekre jellemző értékeknél egyik vizsgált funkcionális csoport esetében sem volt szignifikánsan alacsonyabb a borítás, egyedül a fásszárúak borításában van különbség a bontóvágások javára. Ugyanakkor a csemeték intenzívebb magassági növekedését figyeltük meg a lékekben, mint a bontásokban (Tinya Flóra szóbeli közlése).

Indikátorfajok

A lékvágásokhoz kötődő fajok közül a hölgy páfrányt (*Athyrium filix-femina*) kisméretű bükkös lékekben szintén indikátorfajnak találták a léknyitásokat követő ötödik évben Kelemen és munkatársai (2012). Emellett beszámolnak az általuk vizsgált másfél fahossznyi bükkös lékek közepén a szeder (*Rubus fruticosus agg.*) és a siskanádtippan (*Calamagrostis epigeios*) térnyeréséről. A mi esetünkben ez a két fényigényes és zavarástűrő, tipikus vágástéri növény a

negyedik évben a tarvágásokban jelenik meg indikátorfajként. A lékekhez kötődő gypübükköny (*Vicia sepium*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) erdei-erdőszegélyi élőhelyekre jellemző fajok. A tarvágások még nem tárgyalt indikátorfajai közül három kötődik erdei élőhelyhez, ezek az indás ínfű (*Ajuga reptans*), az erdei kutyatej (*Euphorbia amygdaloides*) és a bükkös sás (*Carex pilosa*), amelyek közül utóbbi kettő a megváltozott fényviszonyokhoz jól tudott alkalmazkodni, az indás ínfű pedig a szintezett aljnövényzet árnyalása alatt tudott fennmaradni. Mindhárom faj jó diszperziós képességekkel rendelkezik. Adventív, a tarvágásokhoz kötődő faj az egynyári seprence (*Erigeron annuus*), és szintén a bolygatást jelző, nitrofitá fajok az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*) és a mezei aszat (*Cirsium arvense*). A bontások indikátorfajaként megjelenő kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) nagy borítását főleg páréves magoncok adták.

A válaszok időbelisége

A lékek és a tarvágások fajszáma, borítása és kompozíciója is jelentősen eltér szinte az összes vizsgált változó szempontjából a kontroll területekétől, ha azonban a válaszok időbeliségét is figyelembe vesszük, a két kezelés között fontos különbségek vannak. Egyrészt a lékekben a fásszárúak borítása a beavatkozások utáni második és negyedik év között növekedett, míg a tarvágások esetében nem, másrészt bár a fajszám és a borítás a kontroll területekénél továbbra is szignifikánsan magasabb, a kezeléseket utáni második és negyedik év között a borítás növekedése már megtorpant, sőt, az évelő graminoidok esetében csökkenés volt tapasztalható. Kelemen és munkatársai (2012) kimutatták, hogy bükkösökben négy évvel a léknyitás után lecsökkent az új fajok megjelenésének száma, a borítás azonban még a nyolcadik évben is nőtt. Esetünkben a lékek borításának növekedése is megállt. A tarvágásokban ehhez képest bár a fajszám már nem, a borítás továbbra is növekedést mutatott. A tarvágások növényzete változott meg a leginkább a vizsgált két év között, amit az indikátorfajok különbségei is szemléltetnek. Itt volt a második évben a legnagyobb az egyéves fajok borítása, ez azonban a negyedik évre jelentősen visszaesett, ami egybevág Csiszár és munkatársai (2013) lékekre kapott eredményeivel. Ugyanakkor néhány fény-flexibilis erdei faj fennmaradása mellett továbbra is vágástéri és bolygatott területekhez kötődő növények maradtak meghatározóak a tarvágásokban. A lékek esetében mindkét vizsgált év esetében erdei, erdőszegélyi fajok jelentek meg indikátorfajként, ami az erdei viszonyok viszonylagos állandóságának fennmaradását jelzi.

A bontásokban a borítás két vizsgált év közötti növekedéséhez a fásszárúak nagymértékben hozzájárultak, melyek közül a negyedik évre itt indikátorfajjá vált a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). Tobisch (2009) mesterséges lékek és egyenletes

bontóvágások kezeléseket utáni 5. évben történő összehasonlításával megállapította, hogy a bontóvágásokban – a lékekkel szemben – jelentős tölgy újulat fejlődött ki. A kezeléseket közül a mi esetünkben is a bontóvágásokban tudott a leginkább érvényre jutni a természetes, mageredetű újulat az elmúlt két évben. Ugyanakkor Csiszár és munkatársai (2013) kimutatták, hogy a kocsánytalan tölgy újulat borítása a lékek korával pozitívan korrelál, azaz az idő előrehaladtával várható a fásszárúak térnyerése a lékekben is. A tölgy felújulásáról csak az 50 cm alatti egyedeket figyelembe véve nem vonható le messzemenő következtetés, a kísérlet keretében végzett további vizsgálatok azonban kimutatták, hogy a kezeléseket közül a csemeték a lékekben és a tarvágásokban mutatják a legnagyobb mértékű növekedést (Tinya Flóra szóbeli közlése).

A hagyásfacsoportokban a második és negyedik év között jelentős változások következtek be. Nőtt az élőlő graminoidok és a fásszárúak borítása, és lecsökkent az egyéveseké, az aljnövényzet kompozíciója a kontrollokra jellemzőtől a kezeléseket utáni második és negyedik vegetációs periódus között elvált. A tarvágások hatása itt tehát késleltetve, de egyre növekvő mértékben érvényesül. Aggregált és térben egyenletesen elosztott hagyásfacsoportok összevetésével Franklin és munkatársai (2018) kimutatták, hogy utóbbiban, ami a mi esetünkben a bontóvágáshoz hasonló állapotot jelent, a borítás és a fajszám a korai szukcessziós fajok térnyerése miatt jobban megnőtt. A hagyásfacsoportok valóban a kontrollokhoz legközelebbi állapotokat fenntartani képes kezeléseket voltak, azonban a hatás hosszútávú fennmaradása kérdéses. Halpern és munkatársai (2012) szerint még egy hektáros hagyásfacsoportok sem képesek hosszútávon biztosítani a késői szukcessziós fajok fennmaradását.

Bár nem vártuk, a kontrollban is megfigyelhető volt a borítás csökkenése 2016 és 2018 között. A Pilisben 2014 decemberében lezajlott jégtörés kismértékben a kísérleti területen is éreztette hatását, a fák egy része részleges koronatörést szenvedett. Ez a fény mennyiségének növekedését, valamint feltételezhetően az aljnövényzet borításának növekedését okozta. A 2016 és 2018 közötti időszakban a lombkorona regenerációja, és a fény mennyiségének csökkenése volt megfigyelhető a zárt kontroll állományban, ez okozhatta az aljnövényzet borításának csökkenését.

Mintázat

Várható volt, hogy a lágyszárúak és fásszárúak növekedése szempontjából jelentős források közül a fény és a talajnedvesség mintaterületeken belüli eloszlása a hagyásfacsoportok és a lékek esetében is jellegzetes, az aljnövényzet borításában visszatükröződő eloszlást mutat (Gálhidy és mtsai, 2006). Az északi félteke mérsékeltövi erdőiben nyíló lékekben a talajszintet

elérő fény eloszlása egyrészt a zárt lombsátor – lékszegély – lékközép, másrészt pedig a dél-észak gradiens mentén növekszik (Poulson és Platt, 2006). Gálhidy és munkatársai (2006) kör alakú lékekben kimutatták, hogy direkt besugárzás a szórt fényhez képest viszonylag kis arányban, és leginkább a lékek észak-nyugati negyedének belsejét éri, továbbá a szórt fény mennyisége is itt a legmagasabb a léken belül. A lék középpontjától a besugárzás maximum értékének kismértékű északra tolódását Kollár (2017) is kimérte gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben nyitott lékekben. A talajnedvesség-többlet a lékek közepe felől a szegély felé haladva csökken, mintázata azonban a léken belül várhatóan heterogén (Gálhidy és mtsai, 2006; Kollár, 2017).

A hagyásfacsoportokban a tarvágásokban lévő elhelyezkedésükből adódóan a legnagyobb mértékű direkt besugárzás a mintaterület keleti, délkeleti oldalát éri, ahol a hagyásfacsoport árnyalása a legkevésbé érvényesül. A szórt fény mennyisége várhatóan egyrészt a hagyásfacsoport szegélye felől a középpont felé, illetve a tarvágás felé eső keleti oldal felől a zárt állományhoz közelebbi nyugati oldal felé csökken, és a nap járásából adódóan itt is érvényesülhet a hagyásfacsoport árnyalásának enyhe északi-északnyugati eltolódása. A talajnedvességben a lombkorona esővizet visszatartó hatása, valamint a tarvágás hatására jelentősen megnövekedő nappali hőmérséklet miatt fokozódó transpirációból adódóan szintén a szegély felől a középpont felé várható egy csökkenés. Emellett a tarvágás felől a szél és a direkt besugárzás szárító hatása is hozzájárulhat ahhoz, hogy a keleti oldalon alacsonyabb talajnedvesség legyen jellemző, mint a zárt állományhoz közelebbi nyugati oldalon.

Az abiotikus tényezőkön túl további, az aljnövényzet mintázatát befolyásoló tényező lehet a fásszárúak esetében a magok diszperziójának limitáltsága (Gálhidy és mtsai, 2006). Ez a lékekben a lék szegélyéhez közeli területeken a léknyitás után megtelepedő magoncok esetében a lék szegélyéhez közel, a hagyásfacsoportokban pedig a mintaterület középpontja felé haladva eredményezhet relatíve nagyobb fásszárú borítást. Csiszár és munkatársai (2013) kimutatták, hogy gyertyános-kocsánytalan tölgyesekben nyitott lékekben a gyertyán borítása a lékek középponti, valamint észak-nyugati részén növekedett meg a második illetve harmadik évre, a kocsánytalan tölgyé pedig a lék északi részén. Fásszárúaknál várható, hogy a fénykedvelő fajok elsősorban a lékek közepén és északi részén tudnak jobban megtelepedni és növekedni (Poulson és Platt, 2006).

A teljes aljnövényzetre összegzett borítás a léteken belül nem mutatott jellegzetes mintázatot egyik évben sem, a funkcionális csoportok szétválasztásával azonban már igen. A dolgozatban bemutatott lékben (1L) az egyévesek 2016-ban leginkább közepén, és a megvilágítottabb észak-nyugati oldalon jelentek meg nagy borításban, 2018-ban viszont csak a

lék közepén volt számottevő egyéves borítás, ami a jelen vizsgálatától függetlenül, a lék közepén történő rendszeres mikroklímamérés okozta bolygatással és csupasz talajfelszínnel magyarázható. Az évelő graminoidok a léken belül nem mutatnak meghatározható mintázatot, a teljes borítást tekintve elfedve ezzel a többi csoport jellegzetességeit. Az egyéb évelő lágyszárúak elsősorban a lék középső részén értek el nagy borítást, melynek oka valószínűleg a szórt fény elérhetősége, a kismértékű délre való tolódást pedig a talajnedvesség magyarázhatja. Csiszár és munkatársai (2013) is azt találták, hogy a lékek közepétől kissé délre eső területeken nagy borításban jelennek meg a domináns lágyszárú fajok. A fásszárúak léken belüli, elsősorban a lék szegélyére, különösen az északi oldalon jellemző borításnövekedése szintén egybevág az eddigi, kocsánytalan tölgy újulat lékeken belüli megtelepedésére és növekedésére vonatkozó eredményekkel (Csiszár és mtsai, 2013; Tobisch, 2009).

A hagyásfacsoportokban az összegzett borításban is látható mintázat, ami 2016 és 2018 között kifejezettebbé vált. Az évelő graminoidok ebben a kezelésben is viszonylag homogén eloszlást mutattak, a borításban megjelenő különbségekhez elsősorban a három további funkciós csoport járult hozzá. Az egyéb évelő lágyszárúak főként a szegélyeken tudtak teret nyerni, amit a szórt fény elérhetősége mellett a visszahagyott fák talajnedvességet csökkentő hatásának kisebb mértékű érvényesülése magyarázhat. A fásszárúak a hagyásfacsoport északnyugati felében jutottak a leginkább érvényre, feltételezhetően azért, mert itt tudta a tarvágás hatására drasztikusan megváltozott mikroklímát a hagyásfacsoport és a közeli zárt állomány együttesen a legnagyobb mértékben kompenzálni.

VI. Következtetések

Tímár (2016) gondolatait követve, és az aljnövényzetre kiterjesztve: a tarvágások egy ökológiai végpontot képviselnek a lehetséges beavatkozások skáláján, ahol ez a kezelés tekinthető a legkevésbé természetközelinek, ehhez képest pedig minden más beavatkozás kedvezőbbnek az erdei viszonyok fennmaradása és az aljnövényzet szempontjából is. A bontásokban és hagyásfacsoportokban a fajszerkezet és a borítás növekedésének, valamint a kompozíció kontrolltól való eltávolodásának relatíve kis mértéke alapján azt látjuk, hogy a vágásos üzemmód ezen kezelése az aljnövényzet szempontjából képesek a véghasználat drasztikus termőhelyátalakító hatását bizonyos mértékig kompenzálni. Ez a mérséklő hatás azonban a bontóvágásokban időben, a hagyásfacsoportok esetében térben korlátozott. A lékekben bár a fajszerkezet és a borítás is megnőtt, a borítás növekedése a funkcionális csoportok közül a negyedik évre csak a fászáruaknál maradt fenn. Emellett a termőhely viszonylagos állandósága és heterogenitása elsősorban erdei, erdőszegélyi lágyszárú fajoknak kedvezett. Összességében tehát a vizsgált felhasználatok közül az örökzöld üzemmódra jellemző lékvágásokban és a csak részleges faanyagtermeléssel járó bontóvágásokba tapasztaltuk az erdei aljnövényzet szempontjából legkedvezőbb változásokat. Az eredmények elsősorban gyertyános-kocsánytalan tölgyesekre, és az adott, kezdeti szukcessziós fázisra általánosíthatók. A kezelésekre adott rövidtávú válaszok nyomon követése ugyanakkor legalább annyira fontos, mint a hosszútávú megfigyelések, egyrészt mert a közösség kezdeti összetétele és dinamikája meghatározza a későbbi szukcessziós állapotokat, továbbá a regeneráció kezdeti állapotában évről évre is jelentős változásokat tapasztalhatunk az aljnövényzetben (Gilliam, 2007; Kelemen, 2014). A kezelések hatására kialakuló változások biztosabb és hosszabbtávú megértéséhez mindenképp érdemes további vizsgálatokat végezni, a változások megfigyelését folytatni.

Összefoglalás

Felismerve az erdők megújulási képességét és diverzitását fenntartani képes erdőgazdálkodás szükségességét, az elmúlt évtizedekben fontossá vált a vágásos és az örökerdő üzem módhoz tartozó fahasználatok erdei életközösségre gyakorolt hatásainak összehasonlítása.

A Pilis Üzem mód Kísérletben négyféle kezelés (tarvágás, hagyásfacsoport, bontóvágás és lékvágás) hatásának kutatása folyik egy gyertyános-kocsánytalan tölgyes erdőállományban 2014 óta. Jelen vizsgálatban a fahasználatok után két évvel, 2016-ban végzett vizsgálat módszereire és eredményeire alapozva 2018-ban húsz mintaterületen mértük fel az aljnövényzetet alkotó fásszárú és lágyszárú fajok borítását. Ezután a kezeléseket összevetettük mindkét vizsgált év esetében a fajszám, a borítás, valamint négy különböző növényi életformatípus borítása alapján.

A kezelések hatására a fahasználatokat követő negyedik évre az aljnövényzet borítása és fajszáma a tarvágásokban és lékekben nagy, a bontásokban közepes, a hagyásfacsoportokban kis mértékben növekedett meg. A fásszárúak borítása a bontóvágásokban nőtt meg a legnagyobb mértékben, de a hagyásfacsoportokban és lékekben is növekedett a két vizsgált év között. Az egyéves lágyszárúak borítása a tarvágásokban és a lékekben volt a legnagyobb, 2016 és 2018 között azonban jelentősen visszaesett minden kezelésben. A kezelésekre jellemző fajkészlet is változott, különösen a tarvágások esetében, ahol egyes erdei fajok mellett tömegessé váltak nem erdei lágyszárúak is.

A bontásokban és hagyásfacsoportokban a fajszám és a borítás kismértékű megnövekedése azt mutatja, hogy a vágásos üzem mód ezen kezelésesei képesek a véghasználat drasztikus termőhelyátalakító hatását kompenzálni, mérséklő hatásuk azonban térben és időben korlátozott. A lékekben bár a fajszám és a borítás is megnőtt, a borítás növekedése a negyedik évre csak a fásszárúak esetében maradt fenn. Emellett a termőhely viszonylagos állandósága és heterogenitása inkább az erdei és erdőszegélyi fajoknak kedvezett.

Összességében tehát a vizsgált fahasználatok közül az örökerdő üzem módra jellemző lékvágás és a csak részleges faanyagtermeléssel járó bontóvágás esetében tapasztaltuk az erdei aljnövényzet szempontjából legkedvezőbb változásokat. Ezek alapján megállapítható, hogy a folyamatos erdőborítást fenntartó erdőgazdálkodás fahasználatai képesek lehetnek az erdők gazdasági és biodiverzitás védelmi rendeltetését egyszerre biztosítani.

Summary

Recognizing the need for multipurpose forest management that is able to sustain the regeneration and biodiversity of forests it has become increasingly important to conduct studies that compare the ecological impacts of different silvicultural practices. The Pilis Forestry Systems Experiment comprises four different experimental silvicultural treatments representing the main felling methods of the clear-cutting system (clear-cutting and a retention tree group within the clear-cut), the shelterwood system (partial cutting) and the continuous cover forestry system (gap-cutting). The experimental site has been established in a sessile oak-hornbeam forest in the Pilis Mountains in 2014. Based on the methodology and results of a previous study in 2016, we investigated the effect of the four different treatments on the understory vegetation in 2018, four years after the harvests. In both years we have estimated the cover of the herbaceous and woody species in the understory vegetation of twenty study sites, and compared the effect of the different treatments on the species richness and total cover of the understory, and on the cover of four different plant functional groups in particular. Four years after the harvests the cover and species richness of the understory vegetation has increased substantially in the clear-cuts and the gap-cuts, while only moderately in the partial cuts and slightly in the retention tree groups. The cover of the woody regeneration increased the most in the partial cuts, while the herbaceous annuals had the greatest cover in the clear-cuts and gaps, albeit their cover decreased significantly between 2016 and 2018. The species composition has also changed considerably, especially in the clear-cuts, where apart from the persistence of some woodland species, the changed environmental conditions favoured mainly non-forest herbs. In the partial cuts and the retention tree groups the moderate increment observed in the species richness and total cover indicates that these silvicultural practices of the rotation forestry system can for some extent mitigate the drastic effects of the final cutting, although this mitigation seems to be either spatially or temporally limited. Even though the species richness and total cover has also increased substantially in the gap-cuts, the increment of the cover persisted for the fourth year only in the case of the woody plants, and the relatively unchanged yet heterogeneous environment favoured mainly woodland species and species typical of woodland edges. Of the four silvicultural practices investigated, the gap-cuts typical of the continuous cover forestry systems and the partial cuts resulting in a considerable amount of retention trees could sustain the most favourable conditions for the forest understory vegetation. This implies that harvesting methods enabling continuous forest cover could possibly integrate both the economic and the conservational aims of forest management.

Irodalom

- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. 1–15.
- Angelstam, P. K. (1996). The ghost of forest past — natural disturbance regimes as a basis for reconstruction of biologically diverse forests in Europe. In: *DeGraaf R. M. & Miller, R. I. (szerk.): Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes*. Chapman & Hall. 287–337.
- Angelstam, P. K. (2003). Reconciling the linkages of land management with natural disturbance regimes to maintain forest biodiversity in Europe. In: *Bissonette J. A. és Storch I. (szerk.): Landscape Ecology and Resource Management: Linking Theory with Practice*. Island Press. Washington, DC. 193–226.
- Anonymus (2017). 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.
- Aszalós, R., Horváth, F., Mázsa, K., Ódor, P., Lengyel, A., Kovács, G. & Bölöni, J. (2017). First signs of old-growth structure and composition of an oak forest after four decades of abandonment. *Biologia*. 72, 11: 1264–1274.
- Aussenac, G. (2000). Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*. 57: 287–301.
- Bartha, D. (1997). Az erdőművelés hatása az erdő növényvilágára. In: *Mátyás Cs. (szerk.): Erdészeti ökológia*. 192–193.
- Bartha, D. (2000). Erdőterület csökkenések, fafaj változások a Kárpát-medencében. In: *R. Várkonyi Á. (szerk.): Táj és történelem. Tanulmányok a történeti ökológia világából*. Osiris Kiadó. Budapest. 11–24.
- Bartha, D. (2003). Történeti erdőhasználatok Magyarországon. *Magyar Tudomány*. 12: 1566–1577.
- Bartha, D., Korda, M., Kovács, G. & Tímár, G. (2014). A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. *Erdészettudományi Közlemények*. 4, 1: 7-21.
- Bartha, D., Ódor, P., Horváth, T., Tímár, G., Kenderes, K., Standovár, T., Bölöni, J., Szmorad, F., Bodoncz, L. & Aszalós, R. (2006). Relationship of tree stand heterogeneity and forest naturalness. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 2: 7–22.
- Bartha, D. & Puskás, L. (2014). *Silva Naturalis Vol. 6. A folyamatos erdőborítás megvalósításának ökológiai, konzervációbiológiai, közjóléti és természetvédelmi szempontú vizsgálata*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron.
- Bartoń, K. (2018). Multi-Model Inference. R Package „MuMIn”. *CRAN-R*.
- Bauhus, J., Puettmann, K. & Messier, C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*. 258, 4: 525–537.

- Boch, S., Prati, D., Müller, J., Socher, S., Baumbach, H., Buscot, F., Gockel, S., Hemp, A., Hessenmöller, D., Kalko, E. K. V., Linsenmair, K. E., Pfeiffer, S., Pommer, U., Schöning, I., Schulze, E. D., Seilwinder, C., Weisser, W. W., Wells, K. & Fischer, M. (2013). High plant species richness indicates management-related disturbances rather than the conservation status of forests. *Basic and Applied Ecology*. 14, 6: 496–505.
- Bölöni, J., Tímár, G., Csiky, J., Ódor, P., Bodoncz, L., Borhidi, A., Nagy, J., Szmorad, F., Kun, A., Juhász, M., Fekete, G. & Bartha, D. (2011). K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek. *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011.*
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011). *Numerical Ecology with R. (Gentleman, R. Hornik, K. és Parmigiani, G. G. szerk.) Use R! Springer.*
- Boros, G., Kovács, B. & Ódor, P. (2019). Green tree retention enhances negative short-term effects of clear-cutting on enchytraeid assemblages in a temperate forest. *Applied Soil Ecology*. 136: 106–115.
- Bretz, F., Hothron, T. & Westfall, P. (2010). *Multiple Comparisons Using R*. CRC Press. Boca Raton.
- Burrascano, S., Keeton, W. S., Sabatini, F. M. & Blasi, C. (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*. 291: 458–479.
- Canham, C. D. & Marks, P. L. (1985). The Response of Woody Plants to Disturbance: Patterns of Establishment and Growth. In: *Pickett S. T. A. & White P. S. (szerk.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc. London. 197–216.
- Collins, B. S., Dunne, K. P. & Pickett, S. T. A. (1985). Responses of Forest Herbs to Canopy Gaps. In: *Pickett S. T. A. & White P. S. (szerk.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc. London. 218–234.
- Csépányi, P. (2008). A tölgy és a folyamatos erdőborítás. *Erdészeti Lapok*. 143, 10: 294–297.
- Csépányi, P. A. (2017). Örökerdő-gazdálkodás ökonómiai sajátosságai bükkösökben és cseresekben a Pilisi Parkerdő Zrt-nél. *Doktori értekezés*. Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola. Sopron.
- Csépányi, P., Szenthe, G., Némegy, Z., Müller, S., Kovács, A., Lamperth, Z., Rácz, K., Borka, V., Szegedi, L., Csór, A. & Rittling, I. (2014). A Pilisi Parkerdő Zrt. gyakorlati tapasztalatai a folyamatos erdőborítás (természetközeli erdőgazdálkodás) megvalósításának területén. In: *Bartha, D. & Puskás, L. (szerk.): Silva Naturalis Vol. 4. A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Sopron. 181–205.
- Csicsek, G. & Cseke, D. (2017). Az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában. *Natura Somogyensis*. 30: 5–18.
- Csiszár, Á., Zaxné Simon, E., Zagyvai, G., Korda, M., Winkler, D. & Bartha, D. (2013). Gyertyános-tölgyesben kialakított lécek gyomnövényzetének és újulatának vizsgálata a sárvári Farkas-erdőben. *Magyar Gyomkutatás és Technológia*. 14, 2: 25–42.
- de Groot, M., Eler, K., Flajšman, K., Grebenc, T., Marinšek, A. & Kutnar, L. (2016). Differential short-term response of functional groups to a change in forest management in a temperate forest. *Forest Ecology and Management*. 376: 256–264.

- Decocq, G., Aubert, M., Dupont, F., Alard, D., Saguez, R., Wattez-Franger, A., De Foucault, B., Delelis-Dusollier, A. & Bardat, J. (2004). Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: Understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology*. 41, 6: 1065–1079.
- 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, 4: 739–766.
- Dövényi, Z. (2010). *Magyarország kistájainak katasztere*. Második, átdolgozott, javított és bővített kiadás. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. Budapest
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67, 3: 345–366.
- Duguid, M. C. & Ashton, M. S. (2013). A meta-analysis of the effect of forest management for timber on understory plant species diversity in temperate forests. *Forest Ecology and Management*. 303: 81–90.
- 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. *Scientific Reports*. 8, 16990.
- Elliott, K. J. & Knoepp, J. D. (2005). The effects of three regeneration harvest methods on plant diversity and soil characteristics in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management*. 211: 296–317.
- Faraway, J. J. (2006). Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models. *Chapman & Hall/CRC Texts in Statistical Science Series*. 1–28.
- Fedrowitz, K., Koricheva, J., Baker, S. C., Lindenmayer, D. B., Palik, B., Rosenthal, R., Beese, W., Franklin, J. F., Kouki, J. & Macdonald, E. (2014). Can retention forestry help conserve biodiversity? A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*. 51: 1669–1679.
- Franklin, C. M. A., Macdonald, S. E. & Nielsen, S. E. (2018). Combining aggregated and dispersed tree retention harvesting for conservation of vascular plant communities. *Ecological Applications*. 28, 7: 1830–1840.
- 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.
- Gálhidy, L. (2016). A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében. In: Korda Márton (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság. Budapest. 421–458.
- Gilliam, F. S. (2007). The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*. 57, 10: 845–858.
- Godefroid, S., Rucquoi, S. & Koedam, N. (2005). To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management*. 210: 39–53.
- Grayson, S. F., Buckley, D. S., Henning, J. G., Schweitzer, C. J., Gottschalk, K. W. & Loftis, D. L. (2012). Understorey light regimes following silvicultural treatments in central hardwood forests in Kentucky, USA. *Forest Ecology and Management*. 279: 66–76.

- Halpern, C. B., Halaj, J., Evans, S. A. & Dovčiak, M. (2012). Level and pattern of overstory retention interact to shape long-term responses of understories to timber harvest. *Ecological Applications*. 22, 8: 2049–2064.
- Johann, E. (2006). Historical development of nature-based forestry in Central Europe. In: *Diaci J. (szerk.): Nature-based forestry in Central Europe - Alternatives to Industrial Forestry and Strict Preservation*. Department of Forestry and Renewable Forest Resources - Biotechnical Faculty, University of Ljubljana. Ljubljana.
- Kaplan, J. O., Krumhardt, K. M. & Zimmermann, N. (2009). The prehistoric and preindustrial deforestation of Europe. *Quaternary Science Reviews*. 28, 27–28: 3016–3034.
- Keenan, R. J. & Kimmins, J. P. (1993). The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*. 1, 2: 121–144.
- Kelemen, K., Mihók, B., Gálhidy, L. & Standovár, T. (2012). Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a central European beech stand. *Silva Fennica*. 46, 1: 53–65.
- Kelemen, K. (2014). Erdei lágyszárú növények veszélyeztetettsége és védelmének lehetőségei a magyar középhegységben. *Doktori értekezés*. Eötvös Loránd Tudományegyetem Biológia Doktori Iskola. Budapest
- Kenderes, K., Král, K., Vrska, T. & Standovár, T. (2009). Natural gap dynamics in a Central European mixed beech – spruce – fir old-growth forest. *Écoscience*. 16, 1: 39–47.
- Kenderes, K., Mihók, B. & Standovár, T. (2008). Thirty years of gap dynamics in a central European beech forest reserve. *Forestry*. 81, 1: 111–123.
- Kenderes, K., Tímár, G., Aszalós, R., Bartha, D., Bodoncz, L., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T. & Szmorad, F. (2005). A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. - Az erdőgazdálkodás hatása erdeink természetességére. *Erdészeti Lapok*. 140, 9: 259–261.
- Kern, C. C., Montgomery, R. A., Reich, P. B. & Strong, T. F. (2014). Harvest-Created Canopy Gaps Increase Species and Functional Trait Diversity of the Forest Ground-Layer Community. *Forest Science*. 60, 2: 335–344.
- Király, G. (szerk.) (2009). *Új Magyar Fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. Jósvalfő
- Kollár, T. (2017). Light Conditions, Soil Moisture, and Vegetation Cover in Artificial Forest Gaps in Western Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 13, 1: 25–40.
- Koloszár, J. & Csepregi, I. (2008). Lék vagy ernyő a tölgyesekben? (RET kutatás). *Erdészeti Lapok*. 143, 12: 364–366.
- Kondor, I. (2013). Az erdőgazdálkodás fejlődése Magyarországon. In: *Bartha D. & Puskás L. (szerk.): Silva naturalis Vol. 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Sopron. 15–22.
- Kovács, B. (2018). Az erdei mikroklíma vizsgálata gazdasági erdőkben. *Doktori értekezés*. Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar Biológia Doktori Iskola. Vácrátót, Budapest.
- 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.

- Lencinas, M. V., Pastur, G. M., Gallo, E. & Cellini, J. M. (2011). Alternative silvicultural practices with variable retention to improve understory plant diversity conservation in southern Patagonian forests. *Forest Ecology and Management*. 262, 7: 1236–1250.
- Lenth, R. (2018). Least-Squares Means. R Package „lsmeans”. CRAN-R.
- 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.
- Mihók, B., Gálhidy, L., Kenderes, K. & Standovár, T. (2007). Gap Regeneration Patterns in a Semi-natural Beech Forest Stand in Hungary. *Acta Silv. Lign. Hung.* 3: 31–45.
- Mölder, A., Meyer, P. & Nagel, R. V. (2019). Integrative management to sustain biodiversity and ecological continuity in Central European temperate oak (*Quercus robur*, *Q. petraea*) forests: An overview. *Forest Ecology and Management*. 437: 324–339.
- Mori, A. S. & Kitagawa, R. (2014). Retention forestry as a major paradigm for safeguarding forest biodiversity in productive landscapes: A global meta-analysis. *Biological Conservation*. 175: 65–73.
- Müllerová, J., Szabó, P. & Hédl, R. (2014). The rise and fall of traditional forest management in southern Moravia : A history of the past 700 years. *Forest Ecology and Management*. 331: 104–115.
- Nagel, T. A., Mikac, S., Dolinar, M., Klopčič, M., Keren, S., Svoboda, M., Diaci, J., Boncina, A. & Paulič, V. (2017). The natural disturbance regime in forests of the Dinaric Mountains: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management*. 388: 29–42.
- NES (2016) Nemzeti Erdőstratégia 2016-2030. *Kézirat*. Földművelésügyi Minisztérium Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztálya. Elérés: 2019. 05. 06.
Forrás: http://www.kormany.hu/download/a/0a/d0000/FM_NES.pdf#!DocumentBrowse
- Ódor, P. (2016). Erdőgazdálkodás hatása az erdei moha-és zuzmóközösség biodiverzitására. In: Korda M. (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság. Budapest. 55-70.
- 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). Community Ecology Package. R Package „vegan”. CRAN-R.
- Paillet, Y., Berges, L., Hjláltén, 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., Sebastia, M. T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmerész, 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, 1: 101–112.
- Partos, K. (2014). Szálaló üzemmódú erdőkezelés tapasztalatai a Szászvár 39/F erdőrészletben. In: Bartha, D. & Puskás, L. (szerk.): *Silva Naturalis Vol. 4. A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Sopron. 207–223.
- Parviainen, J. (2005). Virgin and natural forests in the temperate zone of Europe. *Forest Snow and Landscape Research*. 79, 1/2: 9–18.

- Petritan, A. M., Biris, I. A., Merce, O., Turcu, D. O. & Petritan, I. C. (2012). Structure and diversity of a natural temperate sessile oak (*Quercus petraea* L.) - European Beech (*Fagus sylvatica* L.) forest. *Forest Ecology and Management*. 280: 140–149.
- Pinherio, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., EISPACk, Heisterkamp, S. & Willigen, B. (2018). Linear and Nonlinear Mixed Effect Models. R Package „nlme”. *CRAN-R*.
- 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, 1: 27–44.
- Poulson, T. L. & Platt, W. J. (2006). Gap Light Regimes Influence Canopy Tree Diversity. *Ecology*. 70, 3: 553–555.
- Roberts, D. W. (2016). Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R Package „labdsv”. *CRAN-R*.
- Runkle, J. R. (1985). Disturbance Regimes in Temperate Forests. In: *Pickett S. T. A. & White P. S. (szerk.): The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc., London. 17–34.
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Marques Duarte, I., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Mikoláš, M., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Panayotov, M., Ódor, P., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O. P., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T. & Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe’s last primary forests?. *Diversity and Distributions*. 24, 10: 1426–1439.
- Saniga, M., Balanda, M. & Kuchel, S. (2014). Four decades of forest succession in the oak-dominated forest reserves in Slovakia. *IForest - Biogeosciences and Forestry*. 7, 5: 324–332.
- Small, C. J. & McCarthy, B. C. (2002). Effects of simulated post-harvest light availability and soil compaction on deciduous forest herbs. *Canadian Journal of Forest Research*. 32, 10: 1753–1762.
- Sousa, W. P. (1984). The role of disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 15: 353–391.
- Standovár, T. (2010). Gondolatok az ökológiai egyensúlyról, a szukcesszióról és az erdődinamikáról. In: *Reiningger H., Keresztes Gy. & Dénes M. (szerk.): A szálalás elvei avagy a korosztályos erdők átalakítása*. HM Budapesti Erdőgazdaság Zrt. Budapest. 44–51.
- Standovár, T. (2013). A természetes erdő és a benne zajló folyamatok. In: *Bartha D. & Puskás L. (szerk.): Silva naturalis Vol. 1. A folyamatos erdőborítás fenntartása melletti erdőgazdálkodás alapjai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Sopron. 23–40.
- Standovár, T., Ódor, P., Aszalós, R. & Gálhidy, L. (2006). Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecology*. 7, 2: 199–209.
- Szabó, P., Müllerová, J., Suchánková, S. & Kota, M. (2015). Intensive woodland management in the Middle Ages: spatial modelling based on archival data. *Journal of Historical Geography*. 48: 1–10.

- Szekeres, P. (2014). A szálaló üzemmódú erdőkezelés az Ipoly Erdő Zrt.-nél. In: Bartha, D. & Puskás, L. (szerk.): *Silva Naturalis Vol. 4. A folyamatos erdőborítás gyakorlati megvalósításának tapasztalatai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar. Sopron 225–245.
- Szomorad, F. (2014). 91G0 Pannon gyertyános-tölgyesek *Quercus petraea*-val és *Carpinus betulus*-szal. In: Haraszthy László (szerk.): *Natura 2000 Fajok és élőhelyek Magyarországon*. Pro Vértes Közalapítvány. Csákvár. 894–898.
- Tímár, G. (2016). A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Korda Márton (szerk.): *Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság. Budapest. 11–30.
- Tinya, F., Kovács, B., Prättälä, A., Farkas, P., Aszalós, R. & Ódor, P. (2019). Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. *European Journal of Forest Research*. 138, 1: 65–77.
- Tobisch, T. (2009). Egyenletes bontáson és lékvágáson alapuló erdőfelújítás összehasonlítása gyertyános-kocsánytalan tölgyesben. *Doktori értekezés*. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar. Sopron.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing ecology and forest history*. CABI Publishing. Wallingford.
- Whigham, D. F. (2004). Ecology of Woodland Herbs in Temperate Deciduous Forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35, 1: 583–621.
- White, P. S. & Pickett, S. T. A. (1985). Natural Disturbance and Patch Dynamics: An Introduction. In: Pickett S. T. A. & White P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press Inc. London. 3–13.
- Wyatt, J. L. & Silman, M. R. (2010). Centuries-old logging legacy on spatial and temporal patterns in understory herb communities. *Forest Ecology and Management*. 260: 116–124.
- Zenner, E. K., Kabrick, J. M., Jensen, R. G., Peck, J. E. & Grabner, J. K. (2006). Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks. *Forest Ecology and Management*. 222: 326–334.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009). *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. (Gail, M., Krickeberg, K., Samet, J. M., Tsiatis, A. & Wong, W. szerk.) *Statistics for Biology and Health*. Springer. New York.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm Ódor Péternek az útmutatást és támogatást, Tinya Flórának a felvételezésben, Németh Csabának és Kovács Bencének az előkészületekben nyújtott segítségét.

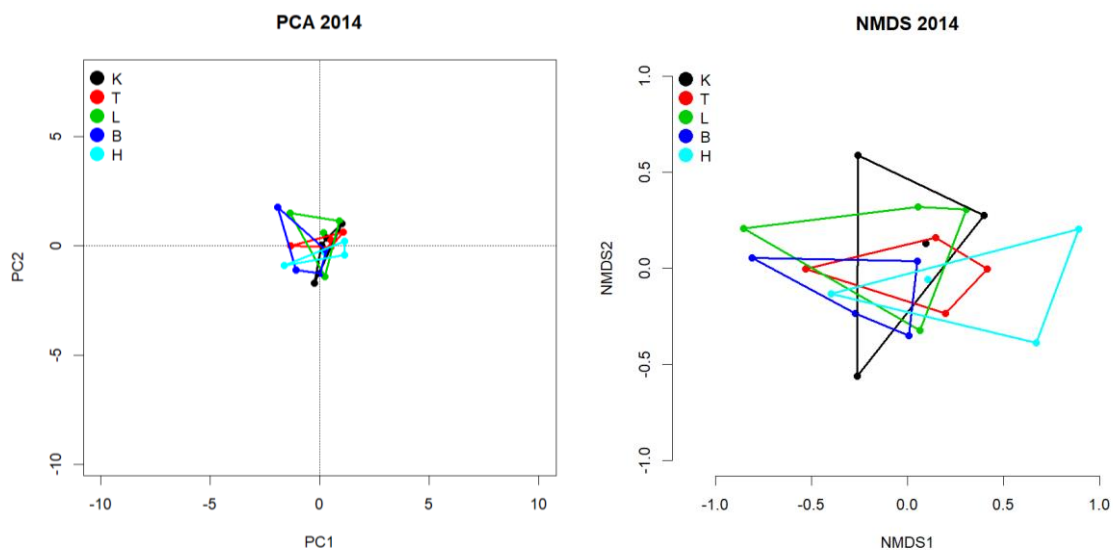
Köszönöm Konrád Krisztinának, Hafenscher Priscillának, Vadas Ákosnak és Szabó Gyulának a terepi társaságot és jegyzetelést, Garamvölgyi Dánielnek és Gelniczky Blankának a kiszászlók kitűzésében való segítséget.

Köszönöm édesanyámnak, hogy több alkalommal is velem tartott, és hogy érdeklődésével és lelkesedésével végigkísérte munkámat.

Mellékletek

I. Melléklet: A 2014-es alapállapot homogenitásának vizsgálata

A kísérleti területen az aljnövényzet válaszában kisebb térbeli kiterjedésű monitorozását Aszalós Réka és munkatársai folytatják 2014, azaz a beavatkozások előtti vegetációs periódus óta. A mintavételt a mintaterületek közepén kijelölt 2x2 m-es kvadrátokban végzik, ahol évi kétszer, tavasszal és nyáron rögzítik az aljnövényzetet alkotó lágyszárúak és az 50 cm-nél alacsonyabb fűszárúak fajoként vett borítását. A kvadrátonként vett borítást százalékosan állapítják meg, egy adott faj vizsgált évi borítását a két mintavételi időpont adatai közül a magasabb értékkel jellemzik. Aszalós és munkatársai még közzé nem tett, beavatkozások előtti alapállapotban rögzített 2014-es adatain a dolgozatban ismertett módszertannal elvégzett többváltozós módszerek eredményeit az 1. ábra mutatja be.



1. ábra. A többváltozós elemzések (PCA, NMDS) eredményei a 2014-es alapállapot adataival.

A többváltozós permutációs varianciaanalízis (PERMANOVA) alapján a kezelések hatása a kompozícióra nem szignifikáns ($R^2 = 0,171$, $F = 0,771$, $p = 0,630$). A főkomponens analízis (PCA) első tengelye a variancia 43,34%-át, a második pedig 15,37%-át magyarázza. Mind a PCA mind a nem-metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredményei azt mutatják, hogy az aljnövényzet kompozíciója a beavatkozások előtt a kezelések között homogén volt. A kvadrátokra összegzett borítás átlagértéke $47,30 \pm 27,33\%$ volt, a fajszám $8,55 \pm 2,21$. A négyzetgyök-transzformált borítás adatokban, és a transzformálatlan fajszám adatokban a kezelések közötti különbségeket lineáris kevert modellekkel (GLMM) vizsgáltuk meg, ahol random faktorként a blokkok szerepeltek. Egy esetben sem találtunk kezeléshatást, illetve a kezelések között páronként sem lehetett szignifikáns különbséget megállapítani. A modellek eredményeit az 1. táblázat mutatja.

Változó	R^2	Kezelés
Fajszám	$R^2 = 0,075$	$F = 0,385$, $p = 0,816$
Borítás	$R^2 = 0,084$	$F = 0,437$, $p = 0,780$

1. táblázat. A lineáris kevert modellek eredményei a 2014-es alapállapot adataival.

II. Melléklet: A beavatkozások utáni negyedik év (2018) fényképei



Egy-egy kezeléshez tartozó mintaterület fényképe 2018 nyarán:
a) Kontroll, b) Hagyásfacsport, c) Bontás, d) Lék, e) Tarvágás.

III. Melléklet: A területen előforduló fajok jegyzéke és besorolásuk

Funkciós csoportok: egyéves lágyszárúak (A), évelő graminoidok (PG), egyéb évelő lágyszárúak (PH), fásszárúak (W).

A borításértékek a teljes területre (a 20 mintaterület összegzett területére) vonatkozó százalékos borításértékek.

A frekvencia-értékek szintén a teljes vizsgált területre vonatkoznak (azt adják meg, hogy a 20 mintaterületen található összesen 1620 kvadrátból hányban fordult elő az adott faj).

Fajnév	Funkciós csoport	Borítás 2016 (%)	Borítás 2018 (%)	Frekvencia 2016	Frekvencia 2018
<i>Acer campestre</i>	W	0,0554	0,1335	25	36
<i>Acer platanoides</i>	W	-	0,0062	0	2
<i>Agrostis stolonifera</i>	PG	-	0,0130	0	6
<i>Ajuga reptans</i>	PH	1,2027	1,6789	182	257
<i>Alopecurus pratensis</i>	PG	0,0031	0,0123	1	1
<i>Anthriscus sylvestris</i>	PH	0,0322	0,0006	4	1
<i>Asarum europaeum</i>	PH	-	0,0006	0	1
<i>Artemisia vulgaris</i>	PH	0,0001	-	1	0
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	PH	-	0,0117	0	4
<i>Athyrium filix-femina</i>	PH	-	0,3740	0	36
<i>Brachypodium pinnatum</i>	PG	0,3525	0,5481	16	24
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	PG	-	0,0370	0	2
<i>Bromus benekenii</i>	PG	0,1127	0,1352	15	15
<i>Buglossoides purpureocaerulea</i>	PH	0,0012	0,0031	1	1
<i>Calamagrostis epigeios</i>	PG	0,1910	4,1290	30	203
<i>Campanula persicifolia</i>	PH	0,0031	0,0077	1	4
<i>Campanula rapunculoides</i>	PH	0,0167	0,0006	6	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	A	0,0002	-	1	0
<i>Carpinus betulus</i>	W	2,2665	3,0671	583	556
<i>Cardamine bulbifera</i>	PH	0,2053	0,0583	107	33
<i>Cardamine impatiens</i>	A	0,0031	-	1	0
<i>Carex pairaei</i>	PG	0,0235	0,1695	6	25
<i>Carex pallescens</i>	PG	0,0025	0,0185	2	3
<i>Carex pilosa</i>	PG	34,0644	33,2959	1251	1249
<i>Centaurium erythraea</i>	A	0,0040	0,0123	4	4
<i>Cephalanthera longifolia</i>	PH	0,0043	0,0086	3	4
<i>Cerasus avium</i>	W	0,0090	0,0004	3	3
<i>Chamaecytisus supinus</i>	W	0,0003	-	1	0
<i>Chenopodium album</i>	A	0,0002	-	2	0
<i>Circaea lutetiana</i>	PH	-	0,0012	0	1
<i>Cirsium arvense</i>	PH	0,0795	0,5503	25	80
<i>Cirsium eriophorum</i>	A	0,0309	0,0154	5	2
<i>Cirsium palustre</i>	A	0,0040	0,0407	2	5

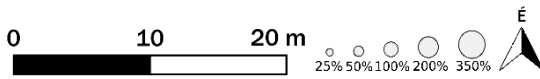
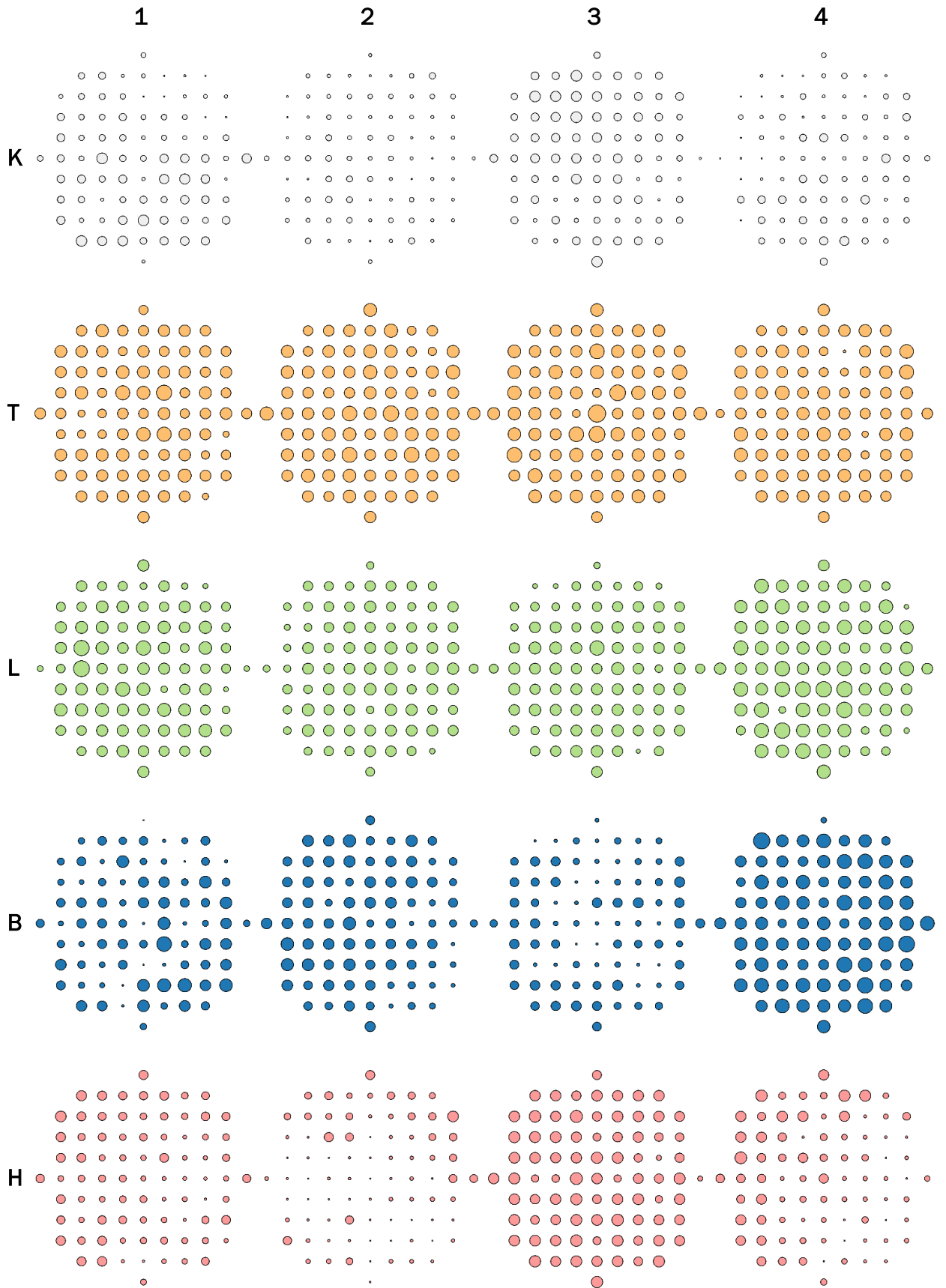
Fajnév	Funkciós csoport	Borítás 2016 (%)	Borítás 2018 (%)	Frekvencia 2016	Frekvencia 2018
<i>Cirsium vulgare</i>	PH	0,0019	-	1	0
<i>Clematis vitalba</i>	W	0,0105	0,0623	3	12
<i>Clinopodium vulgare</i>	PH	0,0611	0,0297	13	17
<i>Conyza canadensis</i>	A	0,4937	0,0049	91	3
<i>Convallaria majalis</i>	PH	0,0550	0,1278	21	26
<i>Cornus sanguinea</i>	W	0,0182	0,0392	5	11
<i>Crataegus monogyna</i>	W	0,0464	0,0660	17	9
<i>Cruciata glabra</i>	PH	0,0048	0,0037	6	2
<i>Dactylis polygama</i>	PG	0,9764	1,2244	113	153
<i>Digitalis grandiflora</i>	PH	0,0037	0,0451	2	10
<i>Dryopteris filix-mas</i>	PH	0,0140	0,0093	6	3
<i>Epipactis helleborine</i>	PH	0,0012	-	1	0
<i>Epilobium montanum</i>	PH	0,2248	0,0454	78	22
<i>Erigeron annuus</i>	A	0,1801	0,0282	49	19
<i>Euonymus europaeus</i>	W	0,0005	-	5	0
<i>Euonymus verrucosus</i>	W	0,0025	0,0080	2	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>	PH	-	0,0025	0	1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	PH	0,4318	1,0530	84	153
<i>Fagus sylvatica</i>	W	0,0075	0,0031	5	2
<i>Fallopia dumetorum</i>	A	0,0159	0,0099	14	6
<i>Festuca gigantea</i>	PG	0,0247	0,0056	1	2
<i>Festuca heterophylla</i>	PG	0,0247	0,0123	3	4
<i>Filago arvensis</i>	A	0,0006	-	1	0
<i>Filago vulgaris</i>	A	0,0062	-	1	0
<i>Fraxinus ornus</i>	W	0,1478	0,3794	144	168
<i>Fragaria vesca</i>	PH	0,1275	0,4185	54	67
<i>Galium aparine</i>	A	0,8317	0,1957	145	57
<i>Galium odoratum</i>	PH	2,5615	2,4200	474	459
<i>Galium schultesii</i>	PH	3,3863	2,7593	289	301
<i>Genista tinctoria</i>	PH	0,0006	-	1	0
<i>Geum urbanum</i>	PH	0,0675	0,0746	32	37
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	PH	-	0,0074	0	4
<i>Hedera helix</i>	W	0,3254	0,4307	118	128
<i>Heracleum sphondylium</i>	PH	0,0062	0,0154	1	1
<i>Hieracium lachenalii</i>	PH	0,0031	0,0031	3	2
<i>Hieracium murorum</i>	PH	0,0150	0,0295	13	15
<i>Hieracium sabaudum</i>	PH	0,0322	0,0198	11	8
<i>Hypericum hirsutum</i>	PH	0,0929	0,0859	34	26
<i>Hypericum maculatum</i>	PH	0,0012	0,0315	1	6
<i>Hypericum perforatum</i>	PH	0,3456	0,0742	100	45
<i>Impatiens parviflora</i>	A	0,0000	0,0025	0	1
<i>Juncus conglomeratus</i>	PG	-	0,0142	0	1
<i>Juncus effusus</i>	PG	-	0,0049	0	1
<i>Lactuca saligna</i>	A	0,0049	-	2	0

Fajnév	Funkciós csoport	Borítás 2016 (%)	Borítás 2018 (%)	Frekvencia 2016	Frekvencia 2018
<i>Lactuca serriola</i>	A	0,0145	-	5	0
<i>Lapsana communis</i>	PH	0,0019	-	2	0
<i>Lathyrus niger</i>	PH	0,0556	0,0074	7	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	PH	-	0,0327	0	6
<i>Lathyrus vernus</i>	PH	0,0748	0,1315	29	42
<i>Ligustrum vulgare</i>	W	0,0285	0,0256	10	12
<i>Linaria vulgaris</i>	PH	0,0019	0,0136	1	3
<i>Luzula campestris</i>	PG	0,0012	0,0025	1	1
<i>Luzula luzuloides</i>	PG	0,1809	0,2194	19	28
<i>Lysimachia nummularia</i>	PH	0,0148	0,0173	3	8
<i>Lysimachia punctata</i>	PH	0,0167	0,1340	5	22
<i>Melandrium album</i>	A	0,0185	-	1	0
<i>Melittis melissophyllum</i>	PH	0,2148	0,2621	65	82
<i>Melampyrum pratense</i>	A	0,1478	0,0500	29	20
<i>Melica uniflora</i>	PG	25,2995	21,0017	1425	1376
<i>Moehringia trinervia</i>	A	0,0160	0,0151	22	20
<i>Mycelis muralis</i>	PH	0,0895	0,1120	74	64
<i>Plantago major</i>	PH	0,0074	0,0022	4	3
<i>Poa nemoralis</i>	PG	2,3454	1,2733	154	177
<i>Polygonatum multiflorum</i>	PH	0,2271	0,3232	70	75
<i>Populus canescens</i>	W	0,0001	0,0025	1	1
<i>Prunus spinosa</i>	W	0,0025	0,0037	1	2
<i>Prunella vulgaris</i>	PH	0,0415	0,0168	12	7
<i>Pulmonaria officinalis</i>	PH	0,0591	0,0654	10	13
<i>Quercus cerris</i>	W	0,0876	0,0235	24	13
<i>Quercus petraea</i>	W	0,3110	2,6144	230	748
<i>Ranunculus auricomus agg.</i>	PH	0,0046	0,0067	5	10
<i>Ranunculus repens</i>	PH	0,0000	0,0012	0	1
<i>Rosa canina agg.</i>	W	0,0428	0,0646	22	17
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	PH	1,1114	4,0907	64	150
<i>Rubus idaeus</i>	PH	-	0,1123	0	6
<i>Rumex acetosa</i>	PH	0,0001	-	1	0
<i>Rumex sanguineus</i>	PH	0,0244	0,0158	6	12
<i>Salix capraea</i>	W	0,0077	0,0150	6	7
<i>Sambucus ebulus</i>	PH	0,0154	0,1278	1	6
<i>Scrophularia nodosa</i>	PH	0,3173	0,0823	54	24
<i>Senecio jacobaea</i>	PH	0,0003	-	1	0
<i>Senecio sylvaticus</i>	A	0,0019	-	2	0
<i>Solidago canadensis</i>	PH	-	0,0074	0	2
<i>Solidago gigantea</i>	PH	0,0327	0,4300	10	38
<i>Sonchus arvensis</i>	PH	0,0049	0,0025	1	1
<i>Sorbus aucuparia</i>	W	0,0012	0,0049	1	1
<i>Sorbus torminalis</i>	W	0,0145	0,0435	10	13
<i>Stachys sylvatica</i>	PH	0,0451	0,2012	4	17

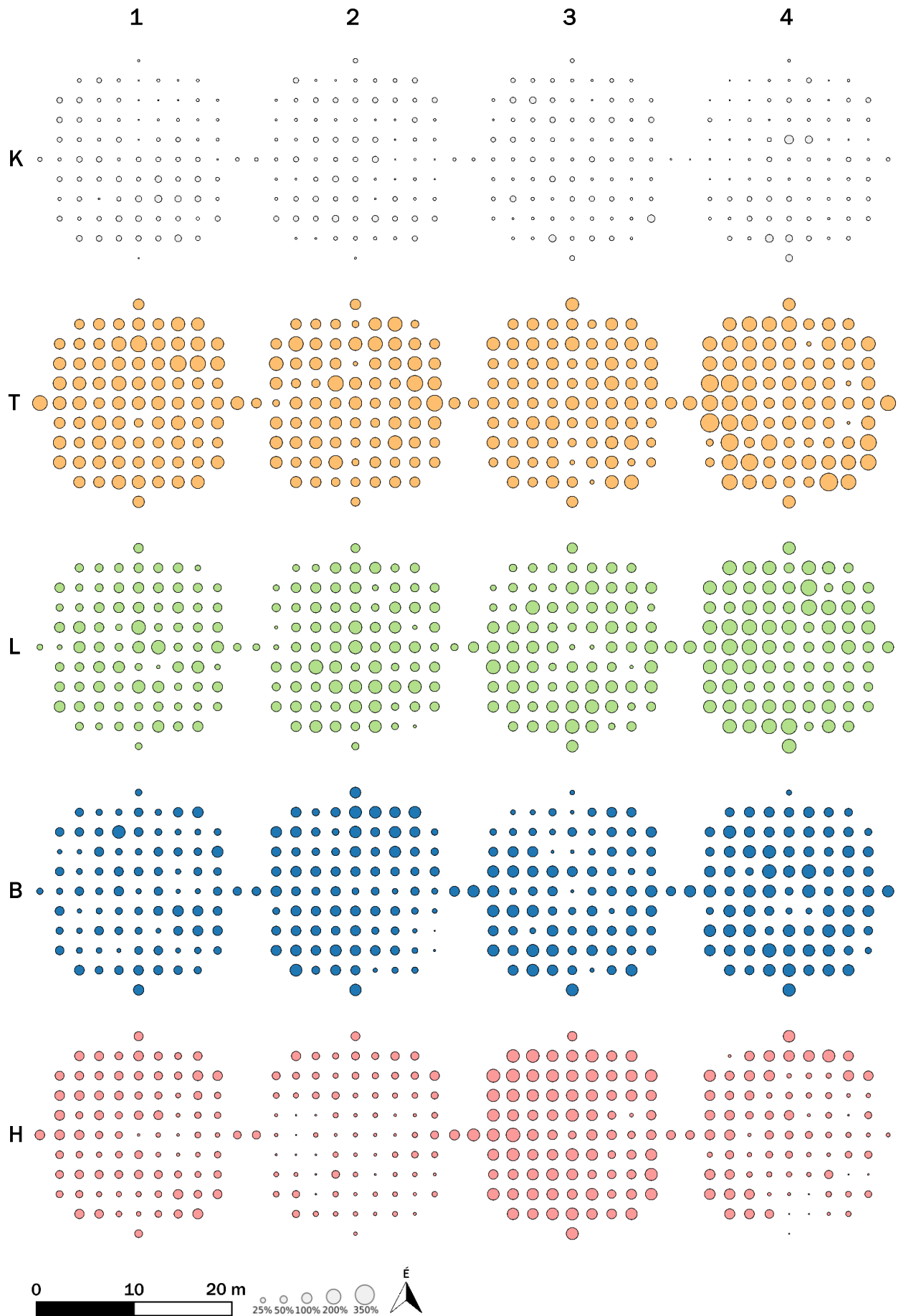
Fajnév	Funkciós csoport	Borítás 2016 (%)	Borítás 2018 (%)	Frekvencia 2016	Frekvencia 2018
<i>Stellaria holostea</i>	PH	0,6728	1,1188	151	241
<i>Stellaria media</i>	A	0,0299	0,0075	57	8
<i>Symphytum officinale</i>	PH	0,0019	0,0117	1	2
<i>Symphytum tuberosum</i>	PH	0,0043	0,0056	3	2
<i>Tanacetum corymbosum</i>	PH	0,0260	0,0120	8	7
<i>Taraxacum officinale</i>	PH	0,0275	0,0205	17	9
<i>Tilia cordata</i>	W	-	0,0012	0	1
<i>Trifolium arvense</i>	A	0,0031	-	4	0
<i>Trifolium campestre</i>	A	0,0019	-	2	0
<i>Trifolium pratense</i>	PH	0,0007	-	3	0
<i>Urtica dioica</i>	PH	0,0401	0,1895	5	13
<i>Valeriana officinalis</i>	PH	-	0,0074	0	1
<i>Verbascum chaixii</i>	PH	-	0,0154	0	1
<i>Veronica chamaedrys</i>	PH	0,3015	0,1539	90	83
<i>Veronica officinalis</i>	PH	0,5096	0,4501	100	89
<i>Vicia hirsuta</i>	A	0,4727	0,0064	167	7
<i>Vicia tetrasperma</i>	A	0,0050	0,0003	9	1
<i>Vicia sepium</i>	PH	0,0037	0,1037	3	17
<i>Viola alba</i>	PH	0,0653	0,1602	96	77
<i>Viola reichenbachiana</i>	PH	0,2386	0,4865	134	227
<i>Vitis sylvestris</i>	W	-	0,0093	0	1
<i>Waldsteinia geoides</i>	PH	0,0002	0,0093	2	1

IV. Melléklet: A borítások mintázata

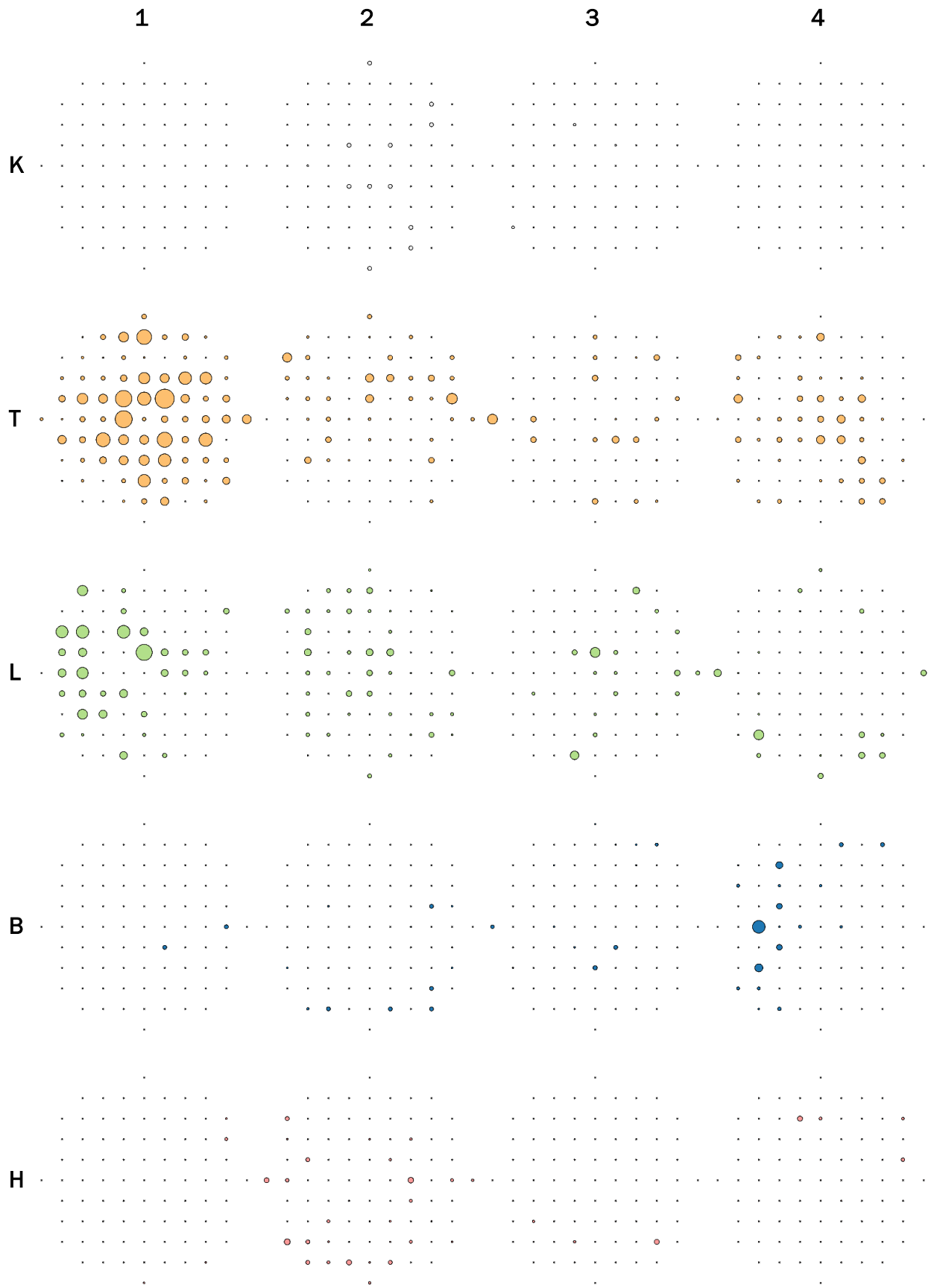
Borítás - 2016



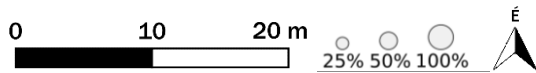
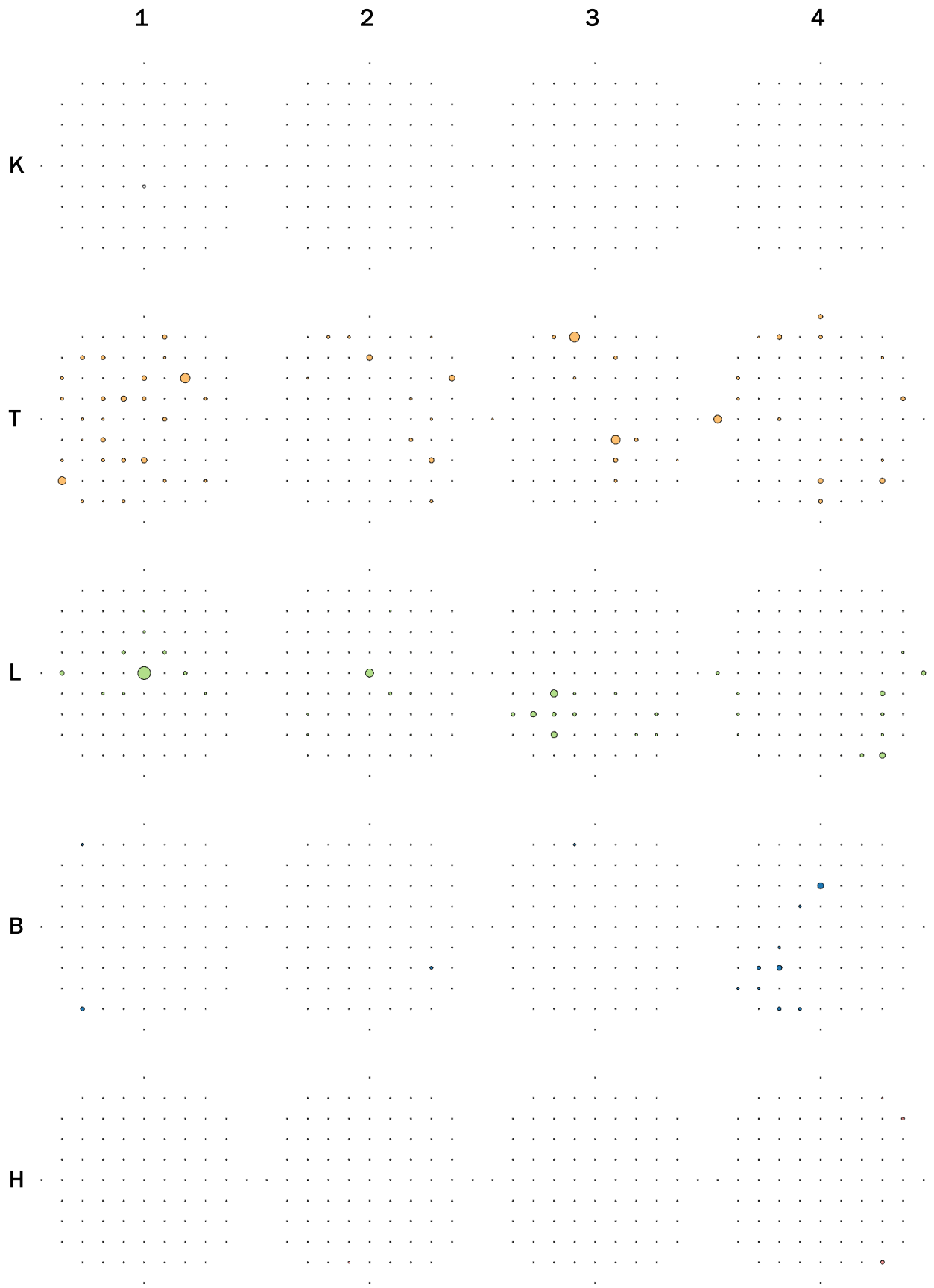
Borítás - 2018



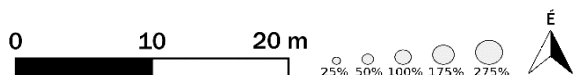
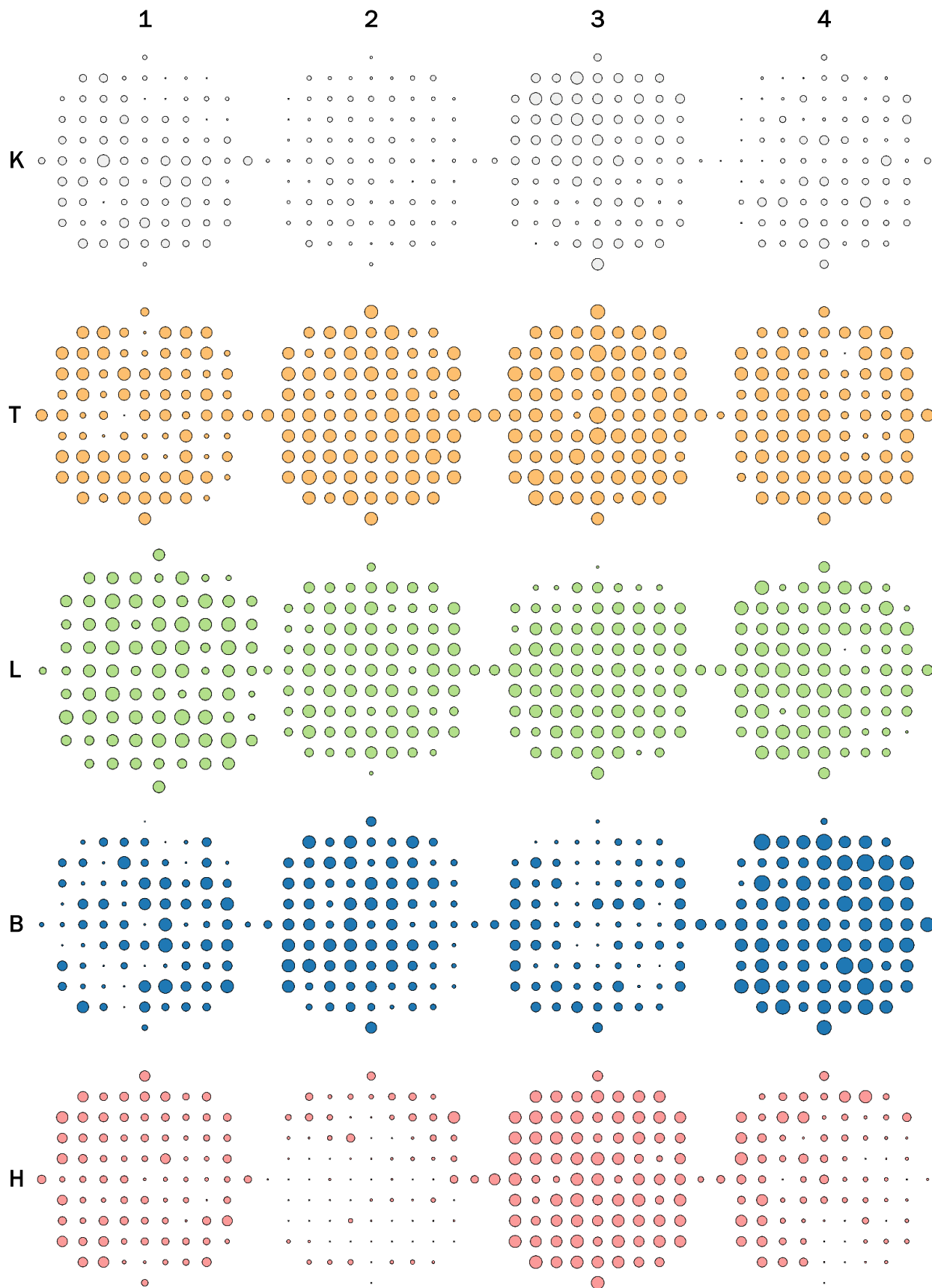
Egyéves borítás - 2016



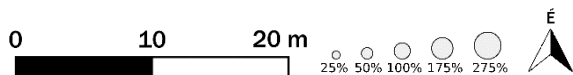
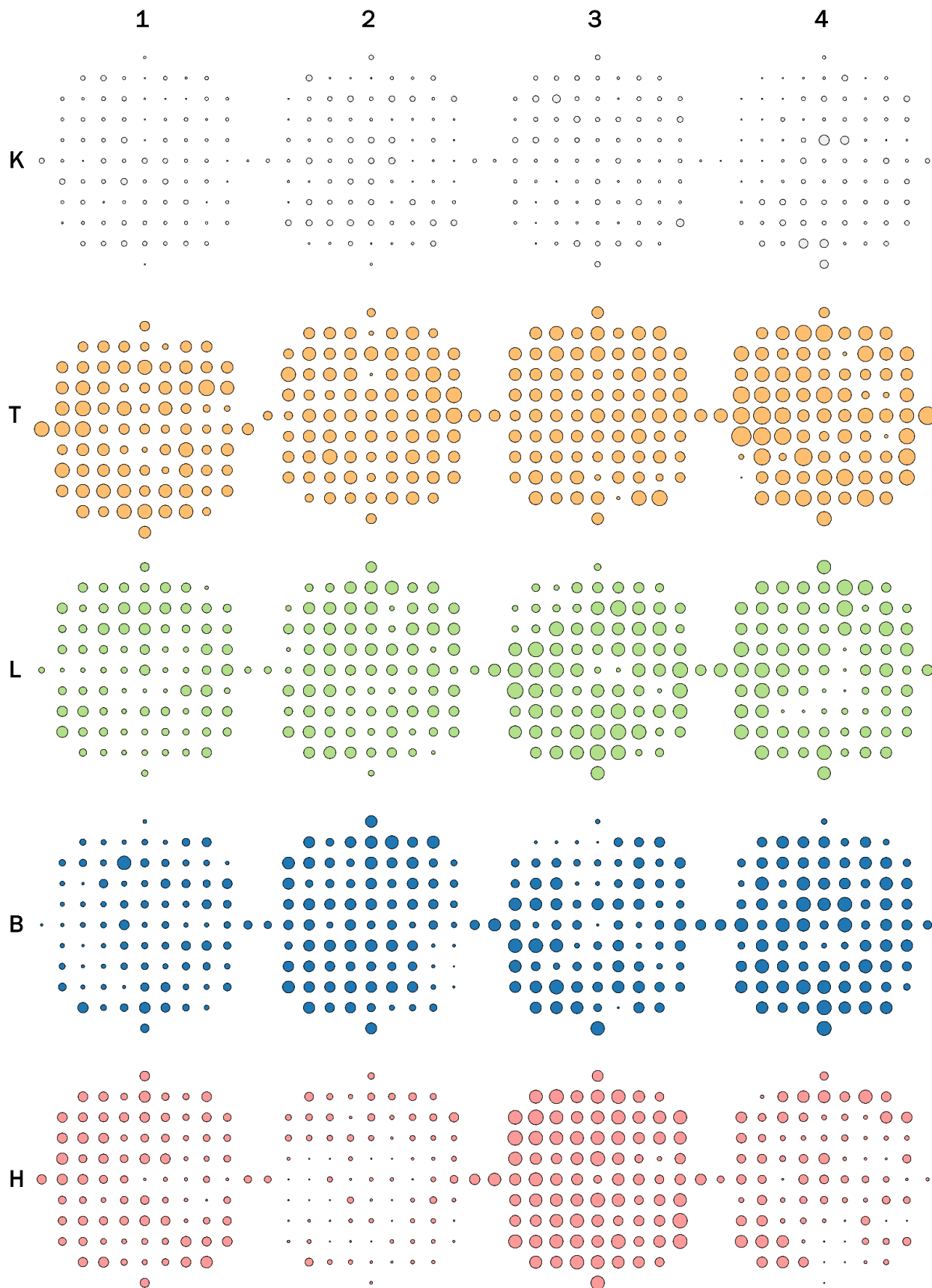
Egyéves borítás - 2018



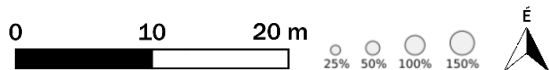
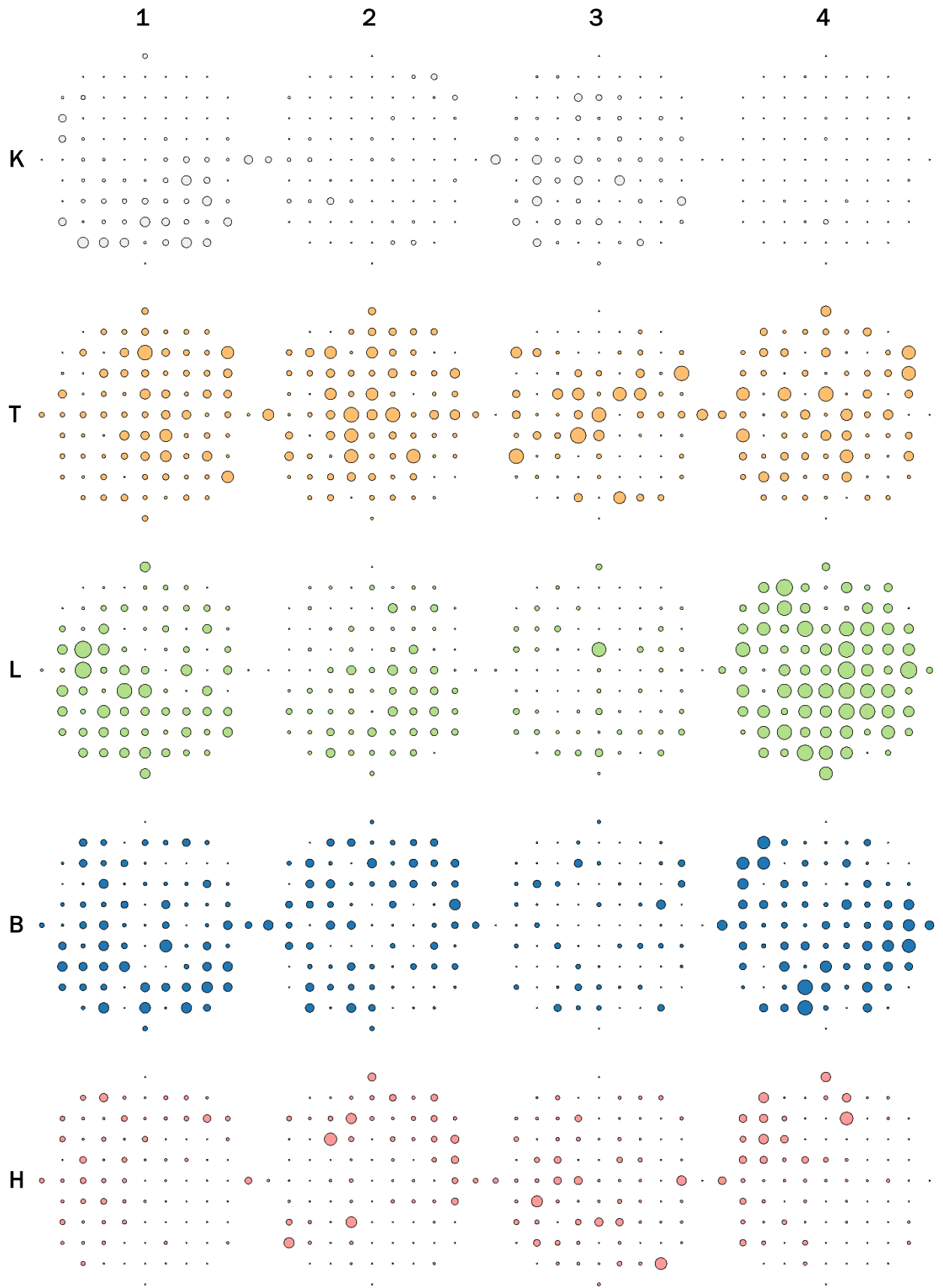
Évelő graminoid borítás - 2016



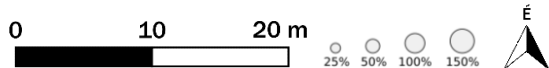
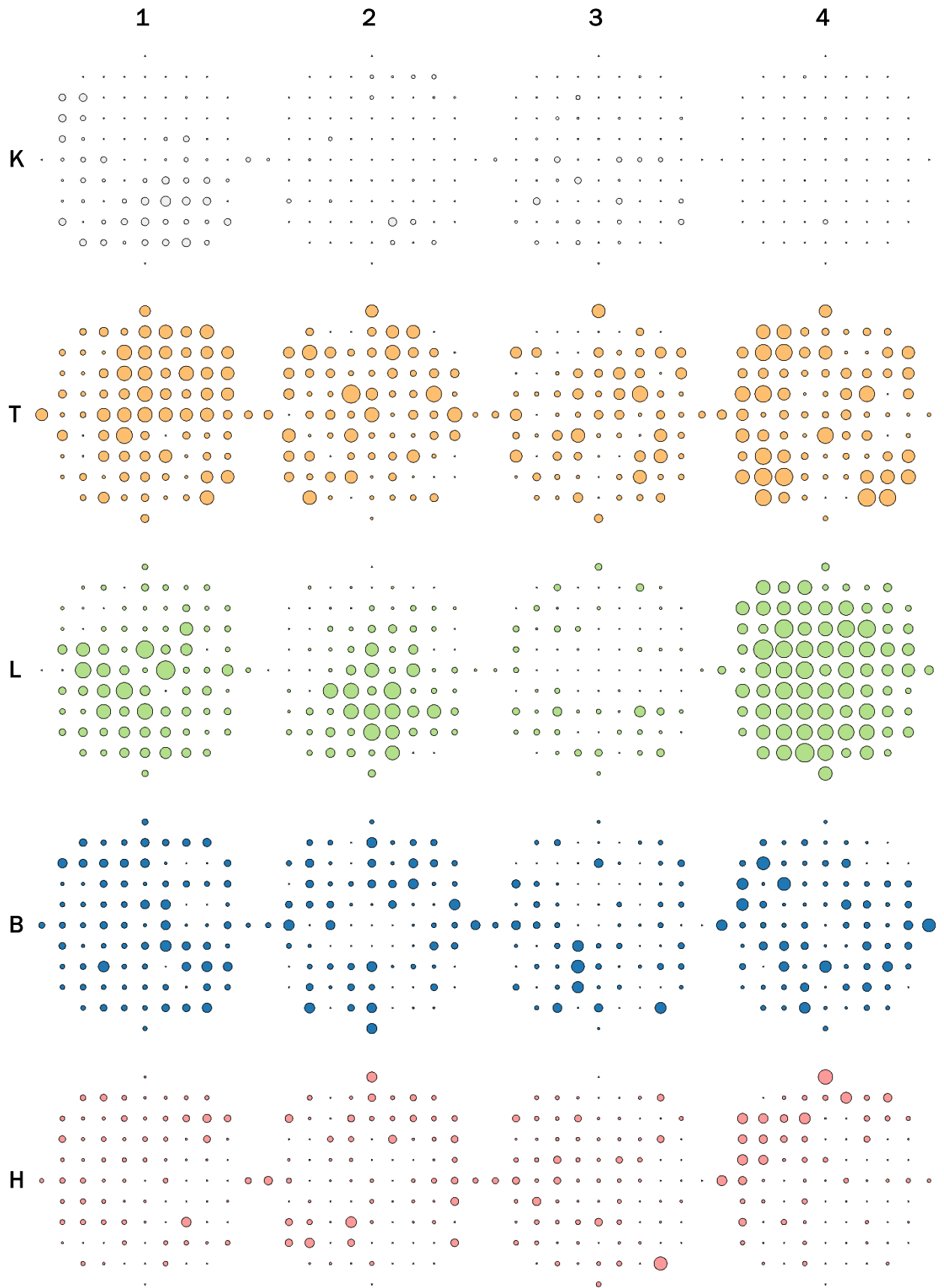
Évelő graminoid borítás - 2018



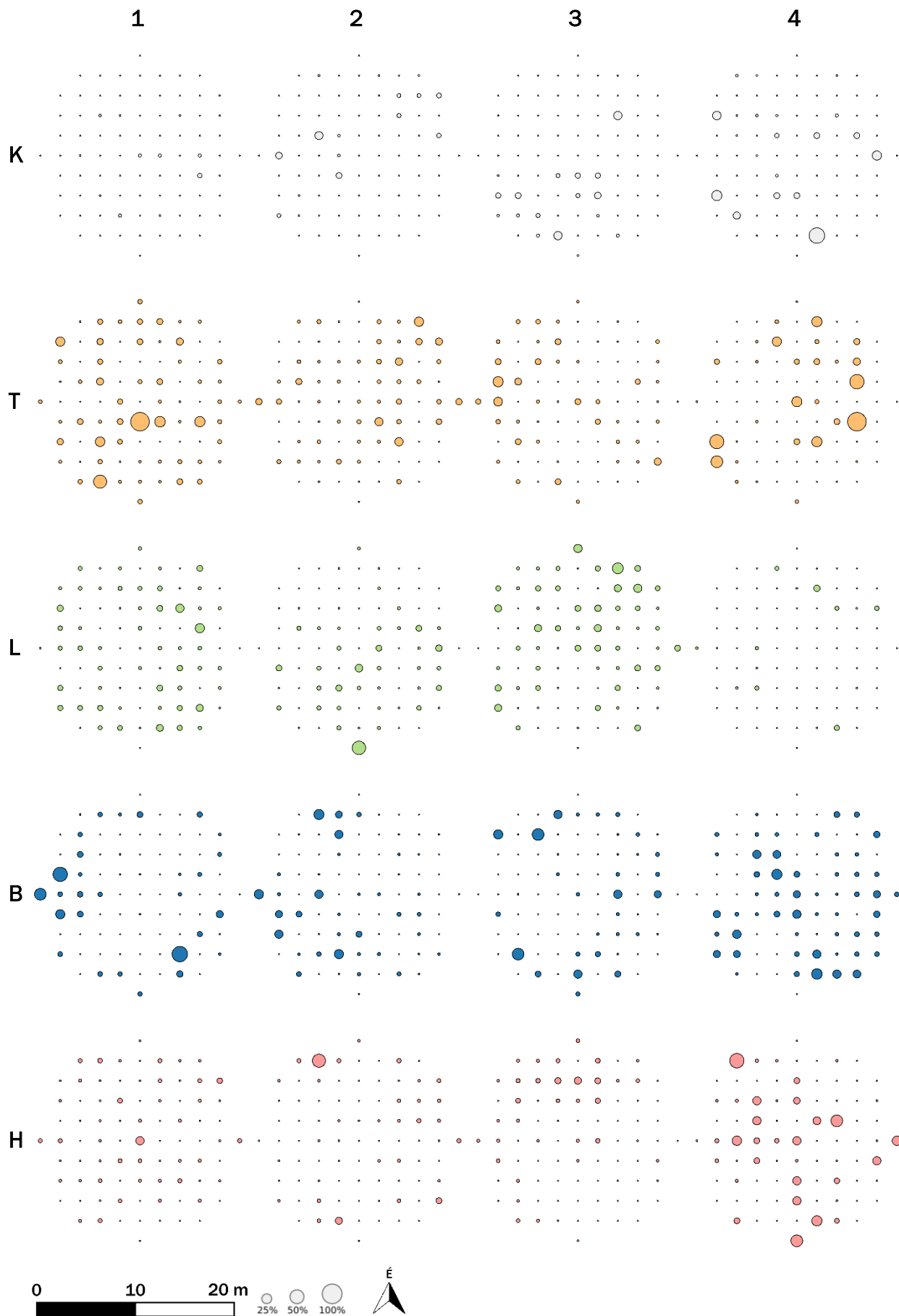
Egyéb évelő lágyszárú borítás - 2016



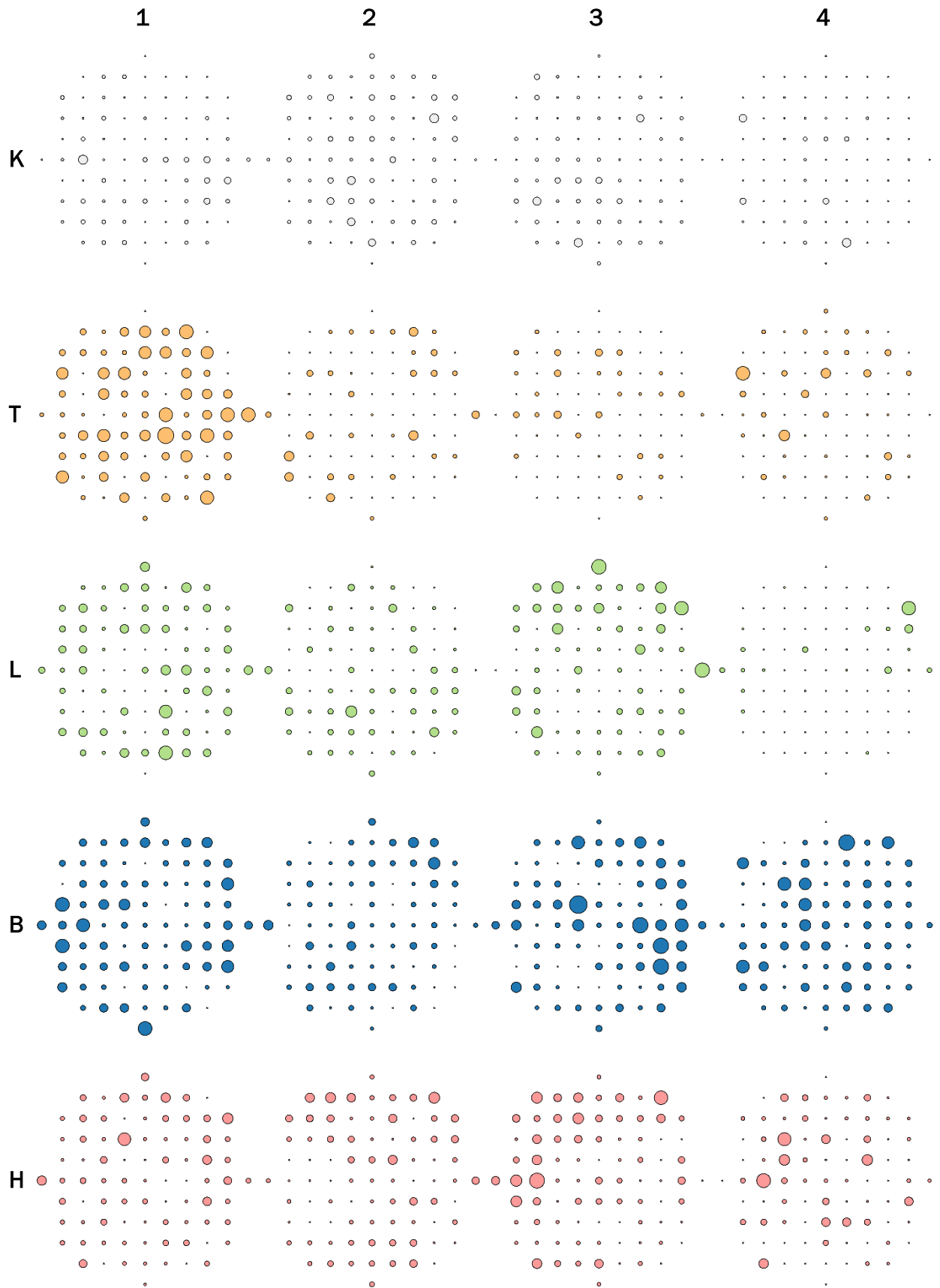
Egyéb évelő lágyszárú borítás - 2018



Fásszárú borítás - 2016



Fásszárú borítás - 2018



NYILATKOZAT

Név: Horváth Csenge Veronika

ELTE Természettudományi Kar, szak: Biológus mesterszak

Neptun azonosító: G7JDBS

Diplomamunka címe: Különböző erdészeti beavatkozások hatása egy pilisi gyertyános-tölgyes aljnövényzetére

A diplomamunka szerzőjeként fegyelmi felelősségem tudatában kijelentem, hogy a dolgozatom önálló munkám eredménye, saját szellemi termékem, abban a hivatkozások és idézések standard szabályait következetesen alkalmaztam, mások által írt részeket a megfelelő idézés nélkül nem használtam fel.

Tudomásul veszem, hogy plágiumnak számít:

- szó szerinti idézet közlése idézőjel és hivatkozás megjelölése nélkül,
- tartalmi hivatkozás a forrás megjelölése nélkül,
- más személy publikált gondolatainak saját gondolatként való feltüntetése.

Kijelentem továbbá, hogy a diplomamunka leadott nyomtatott példányai és elektronikus változata szövegükben, tartalmukban megegyeznek.

Budapest, 2019. 05. 16.


a hallgató aláírása