

Különböző erdészeti fahasználatok aljnövényzetre gyakorolt hatása a beavatkozások utáni negyedik évben

Tudományos Diákköri dolgozat
XXXIV. OTDK Biológia Szekció

készítette:

Horváth Csenge Veronika

biológus mesterszak, II. évfolyam

Eötvös Loránd Tudományegyetem,

MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet

témavezető:

Dr. Ódor Péter

tudományos tanácsadó, osztályvezető

MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézet

EÖTVÖS LORÁND TUDOMÁNYEGYETEM
TERMÉSZETTUDOMÁNYI KAR
BIOLÓGIAI INTÉZET



Budapest, 2018

Tartalomjegyzék

I. Bevezető.....	3
II. Célkitűzés.....	5
III. Anyag és módszer	5
IV. Eredmények és értékelésük	8
V. Összefoglalás	17
Köszönetnyilvánítás	18
Irodalom	19
Függelék	21

I. Bevezető

Az erdészeti fahasználatok a talaj és az aljnövényzet közvetlen bolygatásán túl a faállomány-szerkezet átalakításán keresztül megváltoztatják a teljes erdei életközösség szerkezetét, a termőhelyre jellemző fizikai környezetet és a források elérhetőségét. Az üzemi léptékű vágásos erdőgazdálkodás, amely hazánk és Európa nagy részén az elmúlt két évszázadban egyeduralmukodóvá vált, nagy kiterjedésű területeken, rendszeres időközönként történő tarvágások és felújítógátások révén homogén kor- és térszerkezetű erdőket hozott létre és tart fenn (Johann, 2006). Európa lombos erdőinek természetes dinamikájában ugyanakkor a nagy területeket letaroló természetes bolygatások ritkák. Jóval gyakoribbak a faegyedek, vagy kisebb facsoportok pusztulásával járó, kis térléptékben érvényesülő bolygatások, melyek a faállomány szerkezetét és koreloszlását tekintve változatos, folyamatos erdőborítást tartanak fenn (Kelemen és mtsai, 2012). Számos faj, köztük diszperzál-limitált, zárt erdei specialista lágyszárúak kötődnek a folyamatos erdőborítást fenntartó bolygatási rendszerhez, ezek fennmaradása a vágásos erdőgazdálkodás mellett feltehetőleg nem biztosított (Kelemen, 2014). Duguid és Ashton (2013) egy több esettanulmányt átfogó metaanalízis során megvizsgálták az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatását a mérsékelt övi erdőkben. Kimutatták, hogy idős állományok esetében az erdőgazdálkodás által nem érintett erdőkhöz képest a vágásos üzemmóddal (tarvágás, fokozatos felújítógátás) kezelt, egykorú erdők aljnövényzetének fajgazdagsága alacsonyabb (Duguid és Ashton, 2013). Ahhoz tehát, hogy az erdőgazdálkodás a faanyagtermelésből adódó gazdasági haszon mellett az erdők ellenálló- és felújulási képességét, valamint az erdei életközösség diverzitását is biztosítani tudja, alternatív megközelítések szükségesek.

A tarvágások során az állományt egy lépésben termelik le. A ma helyettük széles körben alkalmazott fokozatos felújítógátások lényege, hogy az állományt vágásérett korban bontógátással kezelik, majd a természetes újulat megtelepedését követően kerül csak sor a lombkoronaszintet alkotó fák eltávolítására (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 fokozatos felújítógátás tehát a véghasználat idejét elnyújtva segíti a termőhelyi viszonyok állandóságának fennmaradását, ám ez a hatás csak időleges. A folyamatos erdőborítást fenntartó, fahasználatot mesterséges lécek kialakításával megvalósító

örökerdő üzemmód viszont olyan alternatívát jelenthet a vágásos erdőgazdálkodásnak, amely képes biztosítani az erdő szerkezeti változatosságát, és imitálni tudja a természetes bolygatási rendszert (Gálhidy, 2016). A fahasználatok erdei életközösségre gyakorolt hatását a beavatkozás intenzitásán túl az erdőállományra jellemző termőhelyi viszonyok, az erdő szukcessziós állapota és fajkészlete is meghatározza, ezért különösen fontosak a különböző erdőtípusokra és helyi viszonyokra elvégzett összehasonlító vizsgálatok (Duguid és Ashton, 2013).

Mivel a különböző élőlénycsoportok az erdőgazdálkodási beavatkozásokra eltérően reagálnak, célszerű több funkcionális csoport egyidejű vizsgálata. A csoportok kiválasztásánál fontos szempont, hogy a vizsgált élőlények a termőhelyi viszonyokat és azok megváltozását minél jobban indikálják (de Groot és mtsai, 2016). A vágásos üzemmódú, érett, egykorú erdőkben a lombkorona egyenletes záródottságának fahasználatokat követő hirtelen megváltozására az aljnövényzet időben és térben dinamikusan válaszol. Ennek oka, hogy a faállomány-szerkezetben bekövetkező változások módosítják a mikroklímát és a talajviszonyokat, ezen keresztül pedig a lágyszárú növényzet és a fásszárú újulat számára elérhető források eloszlását. Az aljnövényzet ennek megfelelően képes az erdőgazdálkodásból adódó termőhelyi változások indikációjára. A mérsékelt övi erdők aljnövényzete emellett fontos szerepet tölt be az erdő energia-és tápanyagforgalmában, valamint a fásszárú fajok regenerációjában, továbbá az erdei életközösség fajgazdagságának jelentős részét adja (Gilliam, 2007).

Számos kutatás foglalkozik a mérsékelt övi erdőkben az erdőgazdálkodás erdei életközösségekre, különösen azok fajgazdagságára gyakorolt hatásával (pl. Decocq és mtsai, 2004, Paillet és mtsai, 2010). A kutatások egy részében több élőlénycsoportot és különböző intenzitású fahasználatokat vizsgálnak egyidejűleg, kísérletesen (pl. de Groot és mtsai, 2016). Hazánkban is évtizedes múltra tekint vissza az erdőgazdálkodás, különösen a lékvágások ökológiai hatásainak vizsgálata (Gálhidy, 2016). Ugyanakkor a különböző üzemmódokhoz tartozó kezelések egyidejű összehasonlítását lehetővé tevő vizsgálatok nemzetközi viszonylatban is ritkák, a hazai lékes vizsgálatok pedig elsősorban bükkösökben folynak (kivéve pl. Csicsék és Cseke, 2017).

A Pilis Üzemmód Kísérlet keretében egy gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományban végezzük a folyamatos erdőborítást biztosító lékvágás, és a vágásos erdőgazdálkodáshoz tartozó három különböző beavatkozás összehasonlítását, több élőlénycsoport egyidejű vizsgálatával. A gyertyános-kocsánytalan tölgyesek a termőhely alapján a legnagyobb

kiterjedésű természetes erdei erdőtársulás-csoportot adják hazánkban (Bölöni és mtsai, 2008; Bartha és mtsai, 2014), és bár a jó minőségű faanyagot adó tölgy miatt gazdasági szempontból jelentősek, bennük eddig az erdei életközösség és erdőgazdálkodás összefüggéseivel mégis csak kevés tanulmány foglalkozott (Kenderes és mtsai, 2005; Tobisch, 2010).

II. Célkitűzés

Kutatásom során két különböző erdőgazdálkodási üzemmódhoz (vágásos és örökerdő üzemmód) tartozó összesen négyféle kezelés (tarvágás és hagyásfacsoport, egyenletes bontóvágás, lékvágás) aljnövényzetre gyakorolt hatását vizsgáltam a fahasználatokat követő negyedik vegetációs periódusban. A cél a kezelések hatására az aljnövényzetben az első négy év során bekövetkező változások, illetve a kezelések utáni második és negyedik év közötti különbségek feltárása volt.

A kérdéseink:

- Milyen különbségek figyelhetők meg a kezelések között az aljnövényzet borításában, fajszámában, és a különböző funkciós csoportok (egyévesek, fásszárúak, évelő graminoidok és egyéb évelő lágyszárúak) borításában?
- Hogyan hatnak a kezelések az aljnövényzet fajösszetételére, mely kezelésekre milyen fajkészlet jellemző?
- Milyen változások következtek be a kezelések utáni második és negyedik vegetációs periódus között a fenti változókban?

III. Anyag és módszer

A kísérleti terület leírása

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 kitettséggű 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. alapján Kovács és mtsai, 2018). Az állomány egykorú, 80 év körüli, szerkezete a területen alkalmazott felújítóvágásos 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, 2018). A kiindulási állapotra gyér cserjeszint, az aljnövényzetben a bükkös sás (*Carex pilosa*) és az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) dominanciája volt jellemző (Tinya és mtsai, 2018).

A kísérlet során a fahasználatok hat ismétlésben, teljes blokk elrendezésben valósultak meg, melyből négy blokk képezi jelen vizsgálat tárgyát. 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 fából álló facsoport, amelyben egy fásszárú egyed sem került eltávolításra.

Mintavételezés

A kezelések középpontjában (a tarvágások esetében a hagyásfacsoporttól és a kezelés szélétől egyenlő távolságra) egy-egy, azaz összesen 20 db 20 m átmérőjű, kör alakú mintaterületet került kijelölésre 2016-ban (Tinya és mtsai, 2018). A mintaterületeken belül 2 x 2 m-es rácshálóban mintaterületenként 81 db, azaz összesen 1620 db 0,5 x 0,5 m-es kvadrátban került felmérésre az aljnövényzet borítása 2016 júliusában (Tinya és mtsai, 2018), és jelen vizsgálat keretein belül 2018. június és augusztus között. 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, az életformatípusokba történő besorolásnál a kötetben szereplő Rauniker-féle életformák rendszerét követtem.

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 próbát 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 kvadrát esetében 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 esetében a kvadrátokra összegzett borítás-adatok eloszlása a nullák magas száma miatt erősen pozitívan ferde, és az adatok szórása is nagy volt mindkét év esetében, ezért a kvadrátok borítására felírt lineáris kevert modellek sem az eredeti, sem a négyzetgyök vagy logaritmus transzformált adatokra nem illeszkedtek megfelelően. Az egyévesek borításának kezelések közötti összehasonlításához így a mintaterületekre összegzett borításokból egy kvadrátra számolt átlagértékek logaritmus-transzformált értékeit használtuk. A kezelések 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 mtsai. (2018) 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

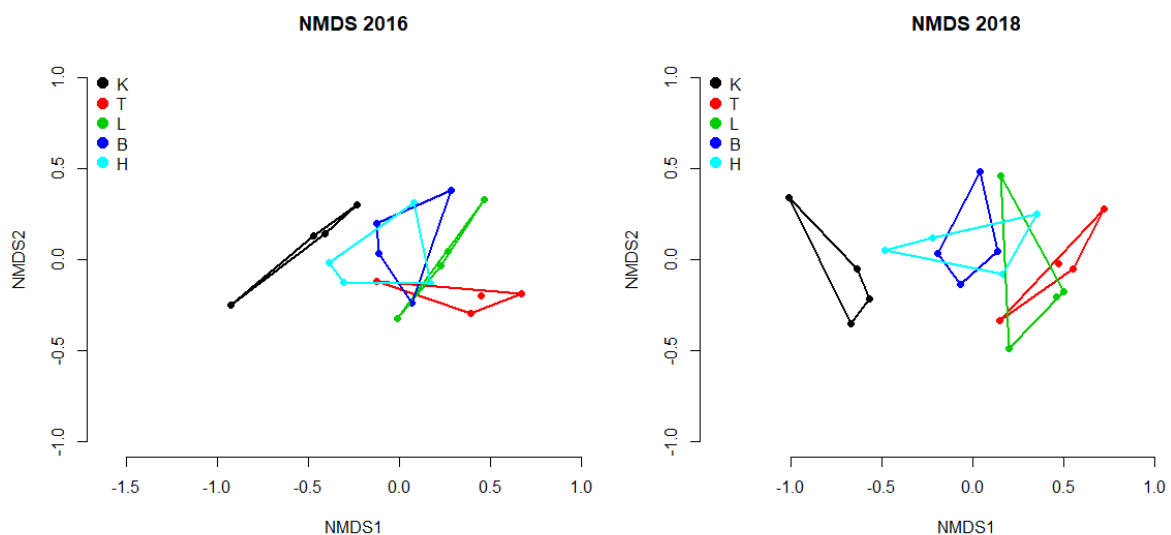
vonatkozóan akkor magas, ha az adott faj ott nagy relatív tömegességgel és gyakorisággal rendelkezik (Borcard és mtsai, 2011). Az elemzés során a mintavételi egységek a mintaterületek, a csoportok pedig a kezelések voltak. A fajok tömegességi viszonyait a mintaterületekre összegzett borításértékek logaritmus-transzformáltja 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 (Barton, 2018), a többszörös összehasonlításokhoz az „lsmeans” csomag „lsmeans” függvényét (Lenth és Love, 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 és értékelésük

Többváltozós elemzések

Az egyes fajok mintaterületenként összegzett borításértékein elvégzett PCA első két főkomponense a 2016-os adatok esetében a variancia 55,9%-át, a 2018-as adatok esetében pedig a variancia 55,2%-át magyarázza.

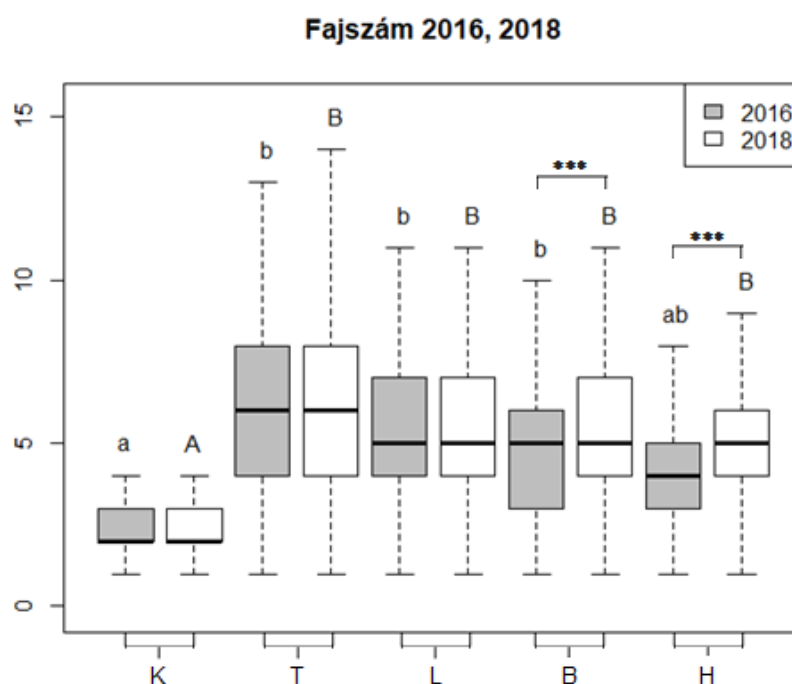


1. ábra. Nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) eredménye 2016-ban és 2018-ban (K: kontroll, T: tarvágás, L: lék, B: bontás, H: hagyásfacsoport)

Az ezek mentén történő ordináció során 2018-ban az egyes kezelésekhez tartozó mintaterületek jobban szétválnak egymástól, mint 2016-ban, azaz a kezelések hatása erősödött. Az NMDS is a kezelések hatásának fokozódását mutatta ki: 2018-ra az összes kezelés jelentősen különbözött a kontroll területektől, 2016-hoz képest kifejezettebbé váltak a kontroll–hagyásfacsoport, kontroll–bontás és hagyásfacsoport–tarvágás eltérések (1. ábra). A kezelések között az egyes növényfajok borításában megmutatkozó különbözőséget, és annak 2016 és 2018 közötti további erősödését a PERMANOVA is kimutatta; 2016-ban a mintaterületek közötti variancia 37%-át ($F = 2,201, p < 0,001$), 2018-ban a variancia 52,5%-át ($F = 4,145, p < 0,001$) magyarázzák a kezelések.

Fajsza

A fajsza-adatok transzformációjára a modell illeszkedéséhez nem volt szükség. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (1. táblázat).



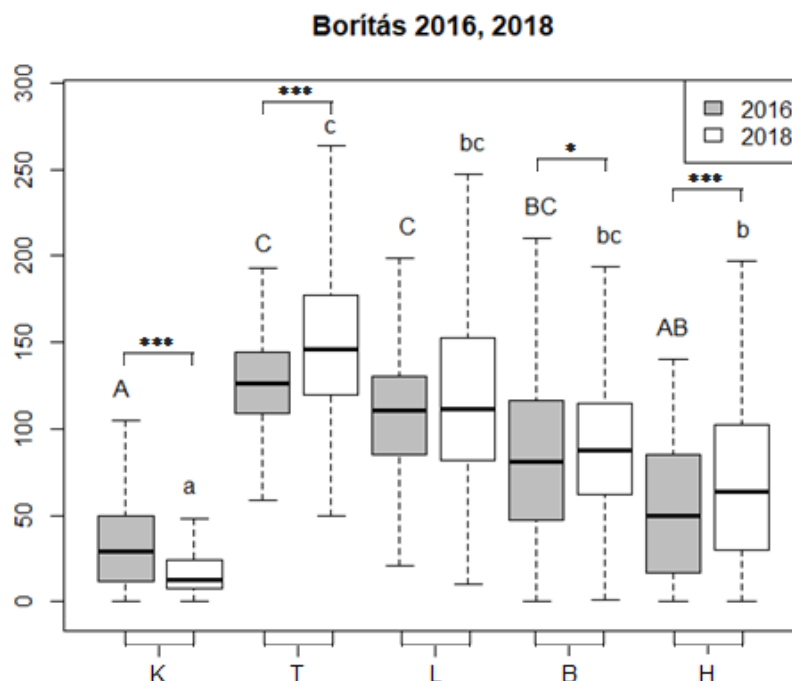
1. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző fajsza, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

A fajsza a kezelésekre minden esetben, de leginkább a tarvágásokban növekedett meg: 2016-ban a tarvágásokban, lékekben és bontásokban, 2018-ban pedig ezeken felül a hagyásfacsoportokban megfigyelhető fajsza is szignifikánsan nagyobb volt a kontroll területekénél (2. ábra).

A hagyásfacsoportok fajsza téhat 2016-ban a kontrollokétól még nem különbözött jelentősen, 2018-ban azonban igen. 2016 és 2018 között a bontásokban és a hagyásfacsoportokban növekedett szignifikánsan a fajsza, a többi kezelésben azonban nem történt jelentős változás.

Borítás

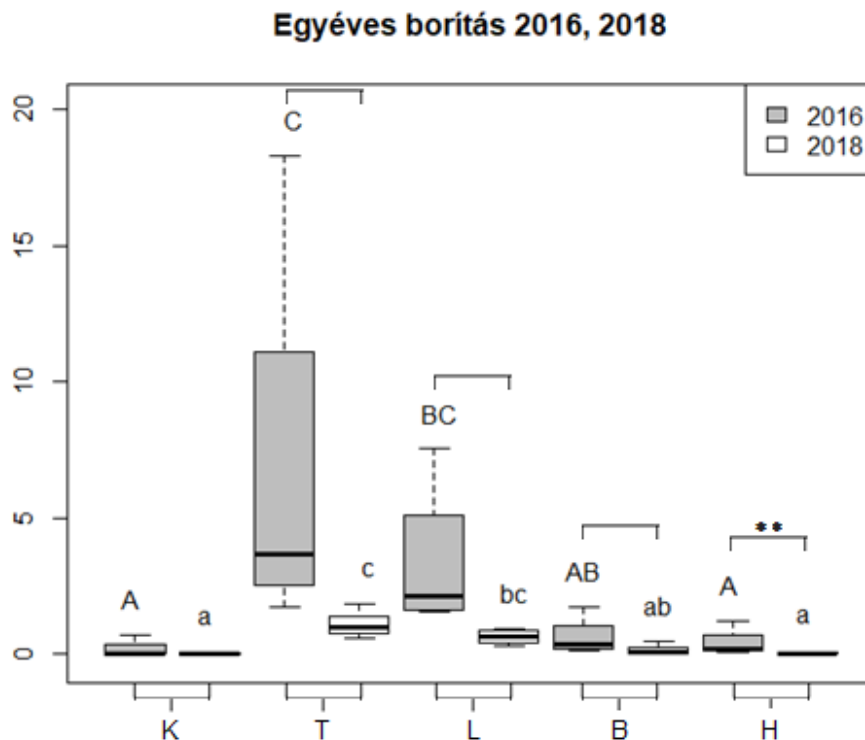
A borítás-adatokat a modell illeszkedéséhez négyzetgyök-transzformálni kellett. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (1. táblázat). A borítás a kezelések hatására a legnagyobb mértékben a tarvágásokban nőtt meg, ezt követik csökkenő sorrendben a lékek, bontások és hagyásfacsoportok (3. ábra). 2016-ban a hagyásfacsoportok a kontroll területekhez képest nem rendelkeztek jelentős borítástöbblettel, 2018-ra azonban a hagyásfacsoport–kontroll különbség is szignifikánssá vált. 2016 és 2018 között a kontrollokban csökkent, a lékekben nem változott, a tarvágásokban, hagyásfacsoportokban és bontásokban pedig nőtt a borítás.



2. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző borítás, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelése közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

Egyévesek borítása

A modellben a kezelések és az évek hatása szignifikáns volt (1. táblázat). Az egyévesek borítása 2014 és 2016 között a kontroll területekhez képest megnövekedett a tarvágásokban és a lékekben (4. ábra). A 2016 és 2018 közötti két évben ezen kezelések esetében az eltérés továbbra is szignifikáns maradt, azonban az egyévesek borítása minden kezelésben lecsökkent; a csökkenés a hagyásfacsoportokban a leginkább jelentős, míg a lékekben, tarvágásokban és bontásokban marginálisan szignifikáns.

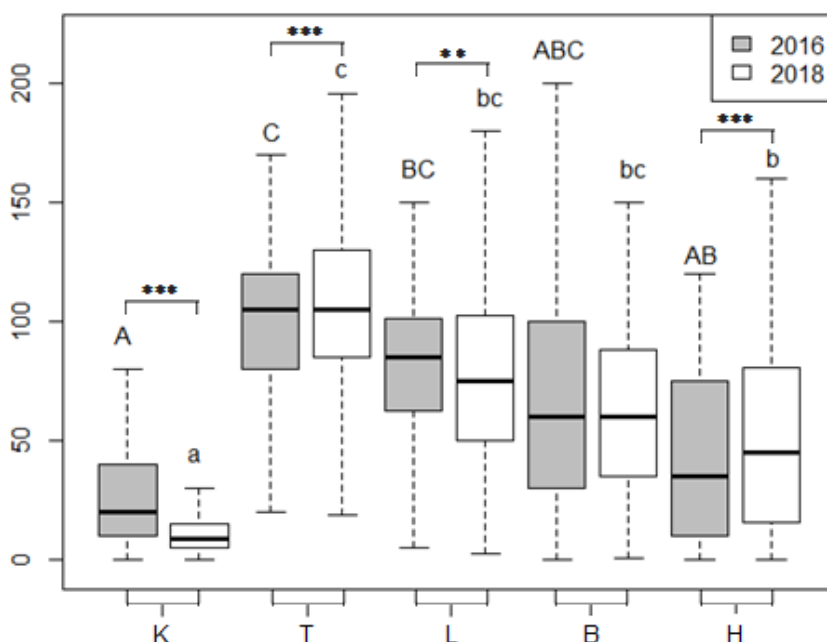


3. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző egyéves borítás, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket, a csillaggal nem jelölt szögletes zárójelek a marginális szignifikanciát ($0,1 \geq p \geq 0,05$) jelölik.

Évelő graminoidok borítása

Az évelő graminoidokra kvadrátonként összegzett borításértékeket a lineáris kevert modell illeszkedéséhez négyzetgyök-transzformálni kellett. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (1. táblázat). Az évelő graminoidok borítása a kezelések után négy évvel minden kezelés esetében szignifikánsan nagyobb volt a kontrollban mérhetőnél, a legnagyobb borítástöbblet a tarvágásokra volt jellemző (5. ábra).

Évelő graminoid borítás 2016, 2018



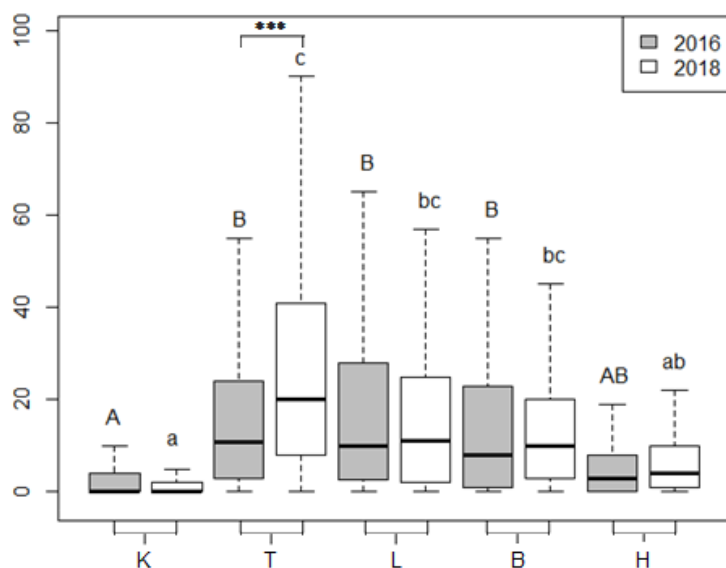
1. ábra. A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző évelő graminoid borítás, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

2016-ban a kontroll területek a bontásoktól és a hagyásfacsoportoktól még nem különböztek szignifikánsan, a kezelések hatásának erősödésével 2018-ra viszont már igen. 2016 és 2018 között a kontroll területeken és a lékekben szignifikánsan csökkent az évelő graminoidok borítása, míg a tarvágásokban és a hagyásfacsoportokban szignifikáns növekedés figyelhető meg, a bontásban pedig nem történt jelentős változás.

Egyéb évelő lágyszárúak borítása

Az egyéb évelő lágyszárúak borítását vizsgáló modellhez szintén négyzetgyök transzformációra volt szükség. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt (1. táblázat). A nem graminoid évelő lágyszárúak borítása a beavatkozások után négy évvel a leginkább a tarvágásokban nőtt meg, de a kontroll területekhez viszonyítva a borítástöbblet a lékekben és a bontásokban is szignifikáns volt (6. ábra). A hagyásfacsoportok és a kontroll területek különbsége nem volt szignifikáns, 2016-hoz képest 2018-ra azonban a hagyásfacsoportok és a tarvágások közötti különbség szignifikánssá vált, mivel a tarvágásokban a vizsgált csoport borítása 2016 és 2018 között jelentősen megnőtt. A többi területen az elmúlt két évben nem történt kimutatható változás.

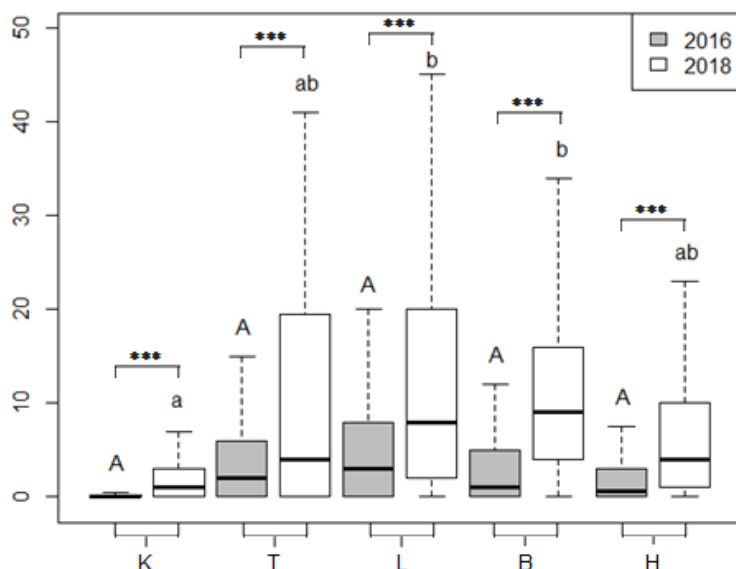
Évelő lágyszárú borítás 2016, 2018



2. *ábra.* A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző egyéb évelő lágyszárúak borítása, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

Fásszárúak borítása

Fásszárú borítás 2016, 2018



3. *ábra.* A kezelésekre 2016-ban és 2018-ban jellemző fásszárú borítás, illetve annak változása 2016 és 2018 között. A betűk a kezelések közötti, adott éven belüli, a csillagok az egyes kezeléseken belüli, évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik.

Az 50 cm-nél alacsonyabb fásszárúak borításának vizsgálatához szintén az adatok négyzetgyök transzformációjára volt szükség. A modellben a kezelések, az évek és a kettő interakciójának hatása is szignifikáns volt, az évek hatása pedig a kezeléseknél jóval erősebb (1. táblázat). 2016-ban a kontroll területek és a kezelések fásszárú borításában egy esetben sem volt szignifikáns különbség, 2018-ra azonban minden kezeléstípusban jelentősen megnőtt a fásszárúak borítása, a legnagyobb mértékben a lékekben és a bontásokban, ami az utóbbi két kezelés esetében a kontroll területektől való szignifikáns eltérést eredményezett (7. ábra).

Változó	R ²	Kezelés	Év	Kezelés:Év
Fajsza	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
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 = 0,201	F = 10,902, p < 0,001	F = 15,956, p < 0,001	F = 10,182, p < 0,001
Fásszárúak	R ² = 0,167	F = 3,275, p = 0,050	F = 346,663, p < 0,001	F = 7,972, p < 0,001

1. táblázat. A kezelések, az évek, és a kezelés-év interakció különböző változókra gyakorolt hatását vizsgáló lineáris kevert modellek determinációs koefficiensei (R²), F- és p-értékei.

Indikátorfajok

Az aljnövényzet 2016-os állapotát összesen tizenöt indikátorfaj jellemezte, amelyből egy a kontrollhoz, tizenkettő a tarvágásokhoz, kettő pedig a lékekhez tartozott (Tinya és mtsai, 2018). Négy évvel a kezelések után összesen tizenhárom növényfaj bizonyult indikátorfajnak, ebből a kontroll területekhez egy, a tarvágásokhoz nyolc, a lékekhez három és a bontásokhoz egy köthető (2. táblázat).

A tarvágásokban 2018-ra indikátorfajként szerepel a szeder (*Rubus fruticosus* agg.) és az erdei gyömbérgyökér (*Geum urbanum*), és elveszítette státuszát hat, 2016-ban még indikátorfajnak számító növény (*Centaureum erythraea*, *Solidago gigantea*, *Conyza canadensis*, *Vicia hirsuta*, *Dactylis polygama*, *Hypericum perforatum*). A lékekben eggyel kevesebb (*Campanula rapunculoides*), de kettővel több indikátorfaj (*Athyrium filix-femina*, *Vicia sepium*) lett 2016 és 2018 között. 2018-ra továbbá indikátorfajjává vált a bontásokban a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*).

2016		
Kezelés	Faj	Indval.
Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	0,663
Lék	<i>Campanula rapunculoides</i>	0,692
Lék	<i>Melica uniflora</i>	0,243
Tarvágás	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,994
Tarvágás	<i>Erigeron annuus</i>	0,837
Tarvágás	<i>Centarium erythraea</i>	0,750
Tarvágás	<i>Solidago gigantea</i>	0,750
Tarvágás	<i>Conyza canadensis</i>	0,738
Tarvágás	<i>Cirsium arvense</i>	0,661
Tarvágás	<i>Vicia hirsuta</i>	0,601
Tarvágás	<i>Dactylis polygama</i>	0,544
Tarvágás	<i>Hypericum perforatum</i>	0,534
Tarvágás	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	0,531
Tarvágás	<i>Ajuga reptans</i>	0,481
Tarvágás	<i>Carex pilosa</i>	0,254

2018		
Kezelés	Faj	Indval.
Kontroll	<i>Ligustrum vulgare</i>	0,602
Lék	<i>Athyrium filix-femina</i>	0,750
Lék	<i>Vicia sepium</i>	0,683
Lék	<i>Melica uniflora</i>	0,252
Tarvágás	<i>Calamagrostis epigeios</i>	0,798
Tarvágás	<i>Cirsium arvense</i>	0,739
Tarvágás	<i>Erigeron annuus</i>	0,678
Tarvágás	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	0,586
Tarvágás	<i>Geum urbanum</i>	0,583
Tarvágás	<i>Rubus fruticosus agg.</i>	0,549
Tarvágás	<i>Ajuga reptans</i>	0,495
Tarvágás	<i>Carex pilosa</i>	0,272
Bontás	<i>Quercus petraea</i>	0,330

2. táblázat. 2016-ban és 2018-ban az egyes kezelésekre jellemző indikátorfajok, és indikátor-értékük (Indval.).

A vágásos gazdasági erdőkben az állomány homogenitása mellett jellemző a lombkorona magas fokú záródottsága, így a lombkorona felnyílását eredményező fahasználatokra az aljnövényzet várhatóan borításában és fajszámában is dinamikusán válaszol. A tarvágások, lékek és bontóvágások esetében a fajszám, a borítás és a közösség kompozíciója már a kezelések után két évvel, a hagyásfacsoportok esetében pedig a kezelések után négy évvel szignifikáns eltérést mutatott a kontroll állományokban megfigyelhetőtől, tükrözve a fahasználatok intenzitásában lévő különbségeket. A fahasználatot követő második és negyedik év között jelentősen lecsökkent a kontroll területeken a borítás, melynek egy lehetséges oka a lombkorona 2014-es jég okozta koronatörés utáni fokozatos záródása lehet.

A tarvágás során a teljes faállomány nagy területen, egyszerre történő eltávolításával a víz, fény és tápanyagok jobban hozzáférhetővé válnak, a termőhelyi viszonyok drasztikus

megváltozásával az élőhely átalakul, elveszíti erdő jellegét (Keenan és Kimmins, 1993). Ezt mutatja a kezeléseket követő második évben a fajszám növekedése mellett az egyévesek, évelő graminoidok, és az egyéb évelő lágyszárúak borításának növekedése is. Ugyanakkor négy évvel a beavatkozások után az egyévesek borítása jelentősen visszaesett, és a kezeléseket követő második és negyedik év között a fajszám már nem emelkedett tovább. Négy évvel a beavatkozások után indikátorfajjává vált a fényigényes és zavarástűrő szeder (*Rubus fruticosus agg.*). Kelemen és mtsai. (2012) az általuk bükkösökben vizsgált nagyméretű, másfél fahossznyi lékek közepén is a szeder és a siskanádtippán (*Calamagrostis epigeios*) megjelenéséről számolnak be a léknyitás utáni első, illetve második évben. Kirby (1990) szintén a füvek és sások, valamint a szeder növekedését mutatta ki tölgyesekben történt tarvágásokban.

A léknyitás következtében megnő az aljnövényzet számára hozzáférhető talajnedvesség, és az elérhető fény mennyisége is, az élőhely átalakulása azonban a tarvágásokénál sokkal kevésbé drasztikus, így fajszám és a borítás növekedése is kisebb mértékű (Gálhidy és mtsai, 2006, Kovács és mtsai 2018). A lékek megnövekedett fajszámáról Csicsék és Cseke (2017) is beszámol illír gyertyános-kocsányos tölgyesekben, a léknyitás után 3-5 évvel. Bár a fajszám a kontroll területekénél továbbra is szignifikánsan magasabb, a kezeléseket utáni második és negyedik év között már nem nőtt tovább. Kelemen és mtsai. (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 megtorpant, ami Schumann és mtsai. (2003) eredményeivel összecseng, miszerint a beavatkozások utáni 5. és 10. év között a lékekre egyedileg jellemző, fénykedvelő fajok száma és tömegessége csökkent. Az indikátorfajként megjelenő hölgy páfrány (*Athyrium filix-femina*) árnyéktűrő, magas talajnedvességet kedvelő fajként Kelemen és mtsai. (2012) kisméretű bükkös lékei esetében is jellegzetes fajjává vált a léknyitás után öt évvel.

A bontásokban a borítás növekedéséhez elsősorban a fásszárúak járultak hozzá, melyek közül a negyedik évre indikátorfajjává vált a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*). Tobisch (2008) Pilisszentkereszt határában szintén gyertyános-kocsánytalan tölgyes állományban mesterséges lékek és egyenletes bontóvágások kezeléseket utáni 5. évben történő összehasonlításával megállapította, hogy – a lékekkel szemben - a bontóvágásokban 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.

A hagyásfacsoportokban jelentősen nőtt az évelő graminoidok és a fásszárúak borítása, és lecsökkent az egyéveseké. Az aljnövényzet kompozíciója a kontrollokra jellemzőtől a

kezelések utáni második és negyedik vegetációs periódus között elvált. Az aggregált és térben egyenletesen elosztott hagyásfacsoportok összevetésével Franklin és mtsai. (2018) kimutatták, hogy utóbbiban, ami a mi esetünkben a bontóvágáshoz hasonló állapotot jelent, a borítás és a fajsza a korai szukcessziós fajok térnyerése miatt jobban megnőtt. A hagyásfacsoportok valóban a kontrollokhoz legközelebbi állapotokat fenntartani képes kezelések voltak, azonban a hatás hosszútávú fennmaradása kérdéses. Halpern és mtsai. (2012) szerint az 1 ha méretű hagyásfacsoportok sem képesek hosszútávon biztosítani a késői szukcessziós fajok fennmaradását.

V. Összefoglalás

A bontásokban és hagyásfacsoportokban a fajsza és a borítás kismértékű megnövekedése azt mutatja, hogy a vágásos üzemmód ezen kezelése képesek a véghasználat drasztikus termőhelyátalakító hatását kompenzálni, ennek mértéke azonban térben és időben korlátozott. A lékekben bár a fajsza 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 örökzöld üzemmódra 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 képes az erdők gazdasági és biodiverzitás védelmi rendeltetését egyszerre biztosítani.

Az eredmények elsősorban gyertyános-kocsánytalan tölgyesekre, és az adott, kezdeti szukcessziós fázisra általánosíthatók. A kezelésekre adott rövidtávú válaszok nyomán követése ugyanakkor legalább annyira fontos, mint a hosszútávú megfigyelések, egyrészt mert a közösség kezdeti összetétele és dinamikája meghatározza a későbbi szukcessziós állapotokat, másrészt pedig mivel benne a regeneráció kezdeti állapotában évről évre jelentős változások lehetnek (Gilliam, 2007; Kelemen, 2014). Az aljnövényzetben az egyes évek között azonban egyébként is lehet variabilitás (pl. eltérő időjárási viszonyokból adódóan [Elliott és Knoepf, 2005]), továbbá fontos megemlíteni, hogy 2016-ban és 2018-ban a felvételező személye eltért, és bár a borításbecslés előtt a korábbi felvételezőkkel közös „kalibráció” történt, a mérési eljárás szubjektivitása miatt az esetleges eltérő becslések is okozhatnak az évek között eltérést. Az aljnövényzetben a kezelések hatására kialakuló változások biztosabb és hosszabbtávú megértéséhez mindenképp érdemes további vizsgálatokat végezni.

VI. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm témavezetőm, Ódor Péter segítségét és útmutatását, Tinya Flórának a felvételezésben, Németh Csabának és Kovács Bencének a mintavételezés előkészítésében 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.

VII. Irodalom

- Anderson M. J. (2017): Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*. 1–15.
- Bartha D., Korda M. és Kovács G. (2014): A potenciális természetes erdőtársulások és az aktuális faállománytípusok összevetése országos szinten. *Erdészettudományi Közlemények*. 4, 1. 7-21.
- Bölöni J., Molnár Zs., Biró M. és Horváth F. (2008): Distribution of the (semi-)natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica*. 50, Supplement 1. 107–148.
- Borcard D., Gillet F. és Legendre P. (2011): Numerical Ecology with R. (Gentleman R., Hornik K. és Parmigiani G. G., szerk.) Use R! Springer
- Bretz F., Hothorn T. és Westfall P. (2010): Multiple Comparisons Using R. CRC Press. Boca Raton
- Csicsek G. és Cseke D. (2017): Az erdőgazdálkodás aljnövényzetre gyakorolt hatásának vizsgálata a Bükkhát Erdőrezervátum védőzónájában. *Natura Somogyiensis*. 30. 5–18.
- de Groot M., Eler K., Flajšman K., Grebenc T., Marinšek A. és 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. és 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.
- Dufrene M. és Legendre P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*. 67, 3. 345–366.
- Duguid M. C. és 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.
- Elliott K. J. és 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. Boca Raton
- Franklin C. M. A., Macdonald S. E. és 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. (2016): A lékek szerepe az erdőgazdálkodásban és az erdők természetvédelmi kezelésében in: Korda M. (szerk.): Az erdőgazdálkodás hatása az erdők biológiai sokféleségére. Tanulmánygyűjtemény. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság. Budapest. 421–458.

- Gálhidy L., Mihók B., Hagyó A., Rajkai K. és 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.
- Gilliam F. S. (2007): The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. *BioScience*. 57, 10. 845–858.
- Halpern C. B., Halaj J., Evans S. A. és Dovčiak M. (2012): Level and pattern of overstorey 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.
- Keenan R. J. és Kimmins J. P. H. (1993): The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*. 1, 2. 121–144.
- Kelemen K. (2014): Erdei lágyszárú növények veszélyeztetettsége és védelmének lehetőségei a magyar középhegységben. Doktori értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola
- Kelemen K., Mihók B., Gálhidy L. és Standovár T. (2012): Dynamic response of herbaceous vegetation to gap opening in a central European beech stand. *Silva Fennica*. 46, 1. 53–65.
- Kenderes K., Tímár G., Aszalós R., Bartha D., Bodonczai L., Bölöni J., Ódor P., Standovár T. és Szomorad F. (2005): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata IV. - Az erdőgazdálkodás hatása erdeink természetességére. *Erdészeti Lapok*. 140, 9. 259–261.
- Király G., szerk. (2009): Új Magyar Fűvészkönyv Magyarország hajtásos növényei. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság. Jósvafő
- Kovács B., Tinya F., Guba E., Németh Cs., Sass V., Bidló A. és Ódor P. (2018): The effects of experimental forestry treatments on site conditions: short response study from an oak-hornbeam forest. *Forests*. 9. 406.
- Lencinas M. V., Pastur G. M., Gallo E. és 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.
- Mori A. S. és 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.
- Paillet Y., Berges L., Hjlältén 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. és Virtanen R. (2010): Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*. 24, 1. 101–112.

- Schumann M. E., White A. S. és Witham J. W. (2003): The effects of harvest-created gaps on plant species diversity , composition , and abundance in a Maine oak – pine forest. *Forest Ecology and Management*. 176. 543-561.
- Tímár G. (2016): A jelenlegi erdőgazdálkodási módok áttekintése. In: Korda M. (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. és Ódor P. (2018): Initial understory response to experimental silvicultural treatments in a temperate oak-dominated forest. *European Journal of Forest Research*. In press.
- Tobisch T. (2010): Parent stand growth following gap and shelterwood cutting in a Sessile Oak-Hornbeam forest. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 6. 33–48.
- Zuur A. F., Ieno E. N., Walker N. J., Saveliev A. A. és Smith G. M. (2009): Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. (Gail M., Krickeberg K., Samet J. M., Tsiatis A. és Wong W., szerk.) Statistics for Biology and Health. Springer. New York

VIII. Függelék

Tételes szerzői hozzájárulás

Alulírott Horváth Csenge Veronika a dolgozatban leírt munkafolyamatok közül

- a mintavételi egységek kijelölését,
- az aljnövényzetet alkotó fajok borításának 2018-as terepi felmérését,
- a 2018-as adatok bevitelét és feldolgozását,
- Tinya és mtsai (2018) 2016-os adatai és a 2018-as adatok többváltozós módszerekkel való vizsgálatát és összevetését,
- a kezelések és az évek különböző változókra gyakorolt hatásának lineáris kevert modellekkel való vizsgálatát,
- és a 2018-as adatok esetében a kezelésekre jellemző fajkompozíció indikátorfaj analízissel történő vizsgálatát

végeztem el.

Budapest, 2019. Január 4.

.....
Horváth Csenge Veronika,
hallgató

.....
Dr. Ódor Péter, témavezető