

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**A klímaváltozás hatása a Síkfőkúti cseres-tölgyes
erdő avarprodukciójára és talajdinamikai
folyamataira**

**The effect of climate change on litter production
and soil dynamic processes in an oak forest
(Síkfőkút, Hungary)**

Veres Zsuzsa

Témavezető
Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár



DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2015

Bevezetés, célkitűzés

A klímaváltozás erdőkre gyakorolt hatását hosszú távú ökológiai kutatások (LTER, Long-Term Ecological Research) keretében célszerű tanulmányozni. Ha rövid távú (1-5 év) vizsgálatokat végzünk, az adatok csekély mértékű változása és nagy szórása miatt meglehetősen nehéz megalapozott véleményt kialakítani. A hosszú távú ökológiai kutatások időléptéke nem évekre, hanem évtizedekre terjed ki, így a kutatási eredmények alapján már megalapozottabb képet kaphatunk a bioszféra változásairól. A megelőző hatékony intézkedések megtétele, a károk megelőzése érdekében mindezek az információk a társadalom, a politikai döntéshozók számára ma már nélkülözhetetlenek. Hazánkban ilyen hosszú távú ökológiai kutatást a Síkfőkút Project keretében végeznek több mint 40 éve. A Síkfőkút Projectet egy hazai átlagos klímazonális cseres-tölgyes erdő hosszú távú ökológiai kutatására indították (Jakucs 1973).

A klímaváltozást a Síkfőkút Project meteorológiai mérési adatsorai is jelzik, az erdő klímája az elmúlt három évtized folyamán melegebbé és szárazabbá vált (Antal et al. 1997). Az IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) szerint a jelenleg kibontakozó globális éghajlatváltozás hátterében alapvetően a légkör összetételének a változása áll, amit döntő mértékben az emberi tevékenység okoz. A szén-dioxid az egyik legfontosabb antropogén üvegházhatású gáz. Globális légköri koncentrációja az iparosodás előtti 280 ppm értékről 2011-re 391 ppm-re nőtt (IPCC 2013). A földi szénkörforgásban jutó többlet egyenes következménye a légköri szén-dioxid mennyiségének megnövekedése, amely természetes állapotban is megtalálható a földi légkörben, de nagy mennyiségben keletkezik a fosszilis tüzelőanyagok elégetésekor (Archer et al. 2009). A 21. század végére a legoptimistább forgatókönyv szerint 0,4-1,6°C-os, míg a pesszimistább előrejelzések szerint 1,4-2,6°C-os globális felszíni hőmérséklet emelkedés várható (IPCC 2013). Magyarországon a 2021 és 2050 közötti időszakra vonatkozóan éves átlagban 1,1°C a várható melegedés mértéke, valamint éves átlagban mintegy 7%-os csapadékcsökkenés várható (Bartholy et al. 2010). A Síkfőkúti erdőben a '70-es és '80-as években, hasonlóan az ország más cseres-tölgyes állományaihoz, nagyarányú fapusztulás kezdődött. Ennek következtében a Síkfőkúti erdő fafaj összetétele és struktúrája is jelentős mértékben megváltozott, amelyre jellemző a nagyarányú tölgypusztulás, a relatív elcseresedés és az eljuharosodás (Kotroczó et al. 2005, Tóth et al. 2006, Kotroczó et al. 2007). Arra vonatkozóan, hogy ennek hatására hogyan változik az avarprodukció, ezáltal a talajba jutó szerves anyagok mennyisége és minősége, ma még kevés információ áll rendelkezésünkre. Amennyiben az erdő talajának fontosabb tulajdonságai megváltoznak, az hatással lehet az erdő faji összetételére és struktúrájára is.

Vizsgálatainkat az ILTER DIRT (International Long-Term Ecological Research Detritus Input and Removal Treatments) Project keretében végezzük. A nemzetközi hálózatban jelenleg hat amerikai kutatóhely (H. J. Andrews Experimental Forest,

Bousson Experimental Forest, Harvard Forest, University of Michigan Biological Station, Wisconsin Arboretum, Santa Rita), egy kínai (Huitong Natural Research Station of Forest Ecosystems) és Európából két kutatóhely (Bayreuth Forest, Síkfőkút Project) vesz részt. A DIRT Projectet hosszú távú, több évtizedre kiterjedő vizsgálatra tervezték, az avarinput és a talaj szerves anyag képződés bonyolult biológiai és kémiai összefüggéseinek a vizsgálatára és feltárására. A projekt célja annak feltárása, hogy a növényi avarinput minőségi és mennyiségi összetételének a hosszú távú megváltoztatása különböző klimatikus viszonyok között, hogyan hat a talaj szerves anyag akkumulációjára, dinamikájára (Nadelhoffer et al. 2004). A Síkfőkút DIRT Projectben kapott eredmények önmagukban is értékelhetők, az ILTER DIRT Projectben való részvételünk azonban kutatásaink hatékonyságát jelentősen megnöveli. Az azonos módszerekkel kapott eredmények összehasonlítása alapján szélesebb érvényű általános összefüggések feltárására nyílik lehetőségünk. A Kontroll mellett kétféle avarduplázásos (Dupla Avar, Dupla Fa) és háromféle avarmegvonásos kezelést (Nincs Avar, Nincs Gyökér, Nincs Input) alkalmaztunk háromszoros ismételtsben.

A disszertáció kapcsolódva az ILTER DIRT nemzetközi projekthez az alábbi kérdéseket vizsgálja a Síkfőkút DIRT Project keretében:

1. Hogyan alakult az erdő avarprodukciója az elmúlt évek során?
2. Az avarinput mesterséges megváltoztatása hogyan hat a talaj hőmérsékletére, nedvességtartalmára és pH-jára?
3. Az avarduplázás illetve avarmegvonás hatására hogyan változik a talaj humuszkészlete?
4. Hogyan változott a talaj CO₂ kibocsátása az avarmegvonás illetve a többlet avar hatására?
5. Hogyan változott különböző talajenzimek aktivitása az avarmegvonás illetve a többlet avar hatására?
6. A klímaváltozás hatására milyen változások és tendenciák várhatók a síkfőkúti-cseres tölgyes avarprodukciójában, valamint a talajdinamikai folyamataiban?

1. Anyag és módszer

1.1.A kutatási terület bemutatása

A Síkfőkút Project interdiszciplináris hosszú távú bioszféra kutatási program. A MAB (Man and the Biosphere) nemzetközi program keretében, egy hazai klímazonális cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris*) komplex kutatásának céljából alapították 1972-ben (Jakucs 1973). A modellterület az Északi-középhegységhez tartozó Bükk déli, dombvidéki táján, Egertől 6 km távolságra északkeleti irányban található. A Síkfőkút Project földrajzi koordinátái: é.sz. 47°55'; k.h. 20°26', tengerszint feletti

magasság 320-340 m. A cseres-tölgyes erdő talaja agyagbemosódásos barna erdőtalaj (Stefanovits 1985), a FAO besorolás alapján Cambisols (IUSS WRB 2006, Fekete et al. 2007).

1.2.A DIRT Projectben alkalmazott kezelések

A DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) koncepciót a Wisconsin Egyetemen 1957-ben dolgozták ki az ottani füves területek és erdő ökoszisztémák hosszú távú tanulmányozására (Neilson and Hole 1963). A több évtizedre tervezett avarmanipulációs szabadföldi kísérletben hatféle kezelést alkalmazunk (1. táblázat).

1. táblázat. A DIRT parcellák kezelése

A kezelés elnevezése	Leírás
Kontroll (K)	Normál avarinput.
Nincs Avar (NA)	A talaj feletti avarinputot eltávolítjuk a parcelláról. Az avar eltávolítása gereblyézéssel történik.
Dupla Avar (DA)	A talaj feletti lombavart megduplázzuk annak az avarnak a felhasználásával, amelyet a Nincs Avar kezelésről távolítottunk el.
Dupla Fa (DF)	A talajfeletti fainputot ágdarabok hozzáadásával megduplázzuk.
Nincs Gyökér (NGY)	A gyökerek növekedését kizárjuk a parcellából. A parcellát körülárkoljuk. Az árokba olyan gyökérálló műanyag fóliát vagy műanyag lemezt helyezünk, amelyik megakadályozza, a gyökereknek a parcellába történő benövését. A gyökér-avarprodukciónak kizárására a parcella növényzetét eltávolítjuk.
Nincs Input (NI)	A föld feletti avarinputot kizárjuk, mint a Nincs Avar kezelés esetében. A föld alatti gyökéravart kizárjuk, mint a Nincs Gyökér kezelés esetében.

A síkfőkúti DIRT parcellákat 2000 novemberében állítottuk be. A parcellák kialakítása az USA DIRT Projectben alkalmazott módszerek szerint történt. A hatféle kezelés esetében három párhuzamos parcellát alakítottunk ki, így összesen $6 \times 3 = 18$ db, 7×7 m-es kísérleti parcella beállítására került sor.

1.3.Vizsgálati módszerek

A Síkfőkúton alkalmazott módszerek, az eredmények összehasonlíthatósága érdekében megegyeznek az ILTER DIRT Project keretében alkalmazott módszerekkel. A módszerek kiválasztásánál az USA LTER talajtani kutatásokban alkalmazott módszerkönyvet tekintettük irányadónak (Robertson et al. 1999).

Talajmintákat a terepi kiszállások alkalmával gyűjtöttük, rendszerint havi gyakorisággal, de a vizsgálatoktól függően, például enzimaktivitás méréshez háromhavonta (2010: február, május, augusztus, november; 2011: március, június,

augusztus; 2012: március, június, augusztus, november). A talaj-vizsgálatainkhoz a talajmintákat Oakfield® típusú (G-model, Oakfield Apparatus Company, USA) talajmintavevővel vettük. Egy parcelláról (az elvégzendő vizsgálatok mennyiségétől függően), 4-6 almintát vettünk 0-15 cm-es mélységből, véletlenszerűen. Az almintákat összekevertük, homogenizáltuk, majd ezután használtuk fel az elemzésekhez. Az avarprodukciónak mérésére Tóth et al. (1985) módszerét alkalmaztuk. A parcellák talajhőmérsékletének mérésére minden egyes parcellába 1 db Onset HOBO RH/Temp Data-Logger típusú talajhőmérséklet-mérő adatgyűjtőt helyeztünk ki, a parcellák közepére 10 cm-es talajmélységben. Az adatgyűjtőket úgy programoztuk be, hogy a talaj hőmérsékletét óránként rögzítsék. Az adatok letöltése meghatározott időközönként, általában félévente, évente történik. A talaj nedvességtartalmának a meghatározását a terepen FieldScout® TDR 300 (Time Domain Reflectometer; Spectrum Technologies Inc., USA) műszerrel mértük, a talajlélegzés mérésekkel megegyező időpontokban, minden terepi kiszállás alkalmával, havonta. A talaj pH-ját vizes szuszpenzióból mértük. 5 g légszáraz talajhoz 50 ml desztillált vizet adtunk. Összerázás után a szuszpenziót 30 percig állni hagytuk. A pH mérésére Testo 206 digitális pH-mérőt használtunk. A talaj humuszminőségének vizsgálatát Tyurin és Kononova eredeti humuszfrakcionálási módszere szerint végeztük (Hargitai /1988/ nyomán). A talajlélegzés mérésére a nátronmész (SL = Soda Lime) módszert (Raich et al. 1990, Grogan 1999) alkalmaztuk. A vizsgálatokat havonta végeztük 2010-ben februártól novemberig, 2011-ben márciustól augusztusig, 2012-ben márciustól októberig. A talaj 1,4-β-glükózidáz és fenoloxidáz enzimaktivitásának meghatározását Sinsabaugh et al. (1999) szerint végeztük. A talaj dehidrogenáz enzimaktivitásának mérését Thalmann (1968) módszere alapján végeztük. Az eredmények statisztikai kiértékelése varianciaanalízissel történt, 5%-os szignifikancia szinten ($p=0,05$).

2.Új tudományos eredmények

2.1.Az avarprodukciónak hosszú távú változása

A síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben, hasonlóan az ország más cseres-tölgyes állományaihoz, 1979-től egészen az 1990-es évek közepéig, jelentős mértékű tölgypusztulás zajlott le. Egy 2004-es felmérés szerint az 1973-as állapothoz képest a *Quercus petraea* 68%-a, valamint a *Q. cerris* 16%-a kipusztult. Ezáltal a korábbi zárt lombkorona felnyílt, az elpusztult fák helyén kisebb-nagyobb lécek alakultak ki, amelyekben erdészeti szempontból kevésbé értékes fafajok nőttek fel, létrehozva ezzel a második lombkoronaszintet (Kotroczó et al. 2005, Tóth et al. 2006, Kotroczó et al. 2007).

A síkfőkúti erdő fafaj összetételében bekövetkezett változás jelentős változást eredményezett az avarprodukciónak összetételében. A *Q. petraea* egyedek 68%-os

kipusztulása következtében a *Q. petraea* lombavar produkciója kevesebb, mint a felére csökkent ($p < 0,001$). Az ezzel járó lombavar kiesést a *Q. petraea* állomány nem tudta pótolni. A *Q. cerris* esetében már más a helyzet. Annak ellenére, hogy a *Q. cerris* egyedek 16%-a kipusztult, ennek a fajnak a lombavar produkciója nem csökkent az 1972-76 közötti időszakhoz képest. A csertölgy nem csak kompenzálta, de lényegesen meghaladta a 70-es években mért lombavar produkciót a 2003-2010 közötti időszakban ($p < 0,001$). Ez a vizsgálati eredményünk alátámasztja Somogyi (2008) azon megállapítását, hogy a felmelegedés hatására a fák növekedése, különösen a cser esetében felgyorsult. Ennek a felgyorsult növekedésnek azonban a későbbiekben határt szabhat a klímaváltozással együtt járó szárazodási folyamat (Zak et al. 2003, Mátyás és Nagy 2005), sőt a jövőben a csapadék további csökkenése a fák kiszáradásához is vezethet (Somogyi 2007).

Az *Acer campestre* lombavar produkciója közel ötszörösére emelkedett a korábbi időszakhoz képest ($p = 0,006$). Ez azzal magyarázható, hogy a mezei juhar korábban még a cserjeszintben fordult elő, míg jelenleg már jórészt a lombkorona szintben található, ahol a második leggyakoribb fafajjává vált. Jelenlegi állományának fává nőtt egyedei ($DBH \geq 10\text{cm}$) a tölgyek lombkorona szintje alatt, a fapusztulások következtében kialakult lékeket kitöltve, a második lombkorona szintet alkotják.

A *Cornus mas* a cseres-tölgyes erdők jellemző magas cserjéje. Az adatok szerint lombavar produkciója enyhe növekedést mutat, ez azonban nem szignifikáns ($p > 0,05$). Az egyéb cserjék avarprodukciójára is ugyanaz vonatkozik, mint a *C. mas*-ra. Ugyan láthatunk növekedést, de arányaiban nem változott az avarprodukcióban játszott szerepe ($p > 0,05$).

A teljes lombavar produkció (*Q. petraea*, *Q. cerris*, *A. campestre*, *C. mas*, egyéb cserje) az 1972-76-os vizsgálati periódushoz képest a 2003-2010 közötti időszakban kis mértékben csökkent (532 kg ha^{-1}), a csökkenés azonban nem szignifikáns ($p > 0,05$). A lombavar produkcióra vonatkozó adatok kissé alábecsültek, mivel a letöredező kisebb levéldarabokat nehéz beazonosításuk miatt a törmelék kategóriában mérjük.

A teljes avarprodukció értéke (teljes lombavar produkció, ág, termés és törmelék összes mennyisége) a korábbi vizsgálati periódushoz képest (1972-1976) a 2003-2010 közötti időszakban növekedett (1121 kg ha^{-1}), ez a növekedés azonban nem szignifikáns ($p > 0,05$). A teljes avarprodukcióra vonatkozó adatok tehát azt mutatják, hogy a tölgypusztulással kapcsolatban fellépő avarprodukció kiesését az erdő az elmúlt évtizedek folyamán kompenzálni tudta, sőt kismértékben túl is haladta a fapusztulást megelőző 1972-1976-os értékeket. Ez egyrészt annak tulajdonítható, hogy a kipusztult tölgy és cser egyedek kieső avarprodukcióját a cserjeszintből a faszintbe benövő új egyedek pótolni tudták (Kotrocó et al. 2012), másrészt a növekedéshez hozzájárult még a felmelegedés avarprodukció növelő hatása is, ami legkifejezettebben a cser lombavar produkciójánál figyelhető meg.

2.2. Az avarkezelések hatása a talajhőmérsékletre

A tavaszi (felmelegedési periódusban) a legmagasabb talajhőmérsékleti értékeket az avar megvonásos kezeléseken (NA, NGY és NI) mértük. Ez egyrészt azzal magyarázható, hogy a NA és NI parcellák esetében az avartakaró hiányában elmarad az avartakaró besugárzást gátló, szigetelő hatása. Másrészt a NGY és NI parcellákon hiányzik a növényzet árnyékoló hatása, így a besugárzás nagyobb, a talaj jobban felmelegszik. A tavaszi-nyári időszakban a DA kezelés esetében mértük a legalacsonyabb talajhőmérsékletet, ami a dupla avarréteg fokozottabb besugárzást gátló, hőszigetelő hatásának a következménye.

Az őszi és téli időszakban az avartakaró hőszigetelő réteget képezve, gátolja a talaj kisugárzását, lehűlését. Ennek köszönhető, hogy ebben az időszakban a legmagasabb talajhőmérsékleti értékeket a dupla avarréteggel rendelkező DA parcellákban mértük. Ezekben a parcellákban a talaj hőmérséklete soha sem süllyedt fagypont alá. A megduplázott avartakaró hőszigetelő hatása következtében ezen parcellák talajában volt a legalacsonyabb az éves hőmérsékleti ingás is. Avartakaró hiányában (NA, NI) a talaj kisugárzása igen nagy volt, ami a talaj erőteljes lehűlését, gyakori átfagyását eredményezte, így ezekben a parcellákban mértük a legalacsonyabb talajhőmérsékleti értékeket, és ezeken a parcellákon volt a legnagyobb az éves hőmérsékleti ingás is (Kotroczó 2009).

Kimutattuk, hogy a talajt borító avartakaró jó hőszigetelő tulajdonságokkal rendelkezik, a tavaszi-nyári időszakban gátolja a talaj felmelegedését, a besugárzást, télen viszont a talaj kihűlését, a kisugárzást, ezáltal szabályozza a talaj hőmérsékletét.

2.3. Az avarkezelések hatása a talaj nedvességtartalmára

Méréseink alapján megállapítottuk, hogy a gyökérálló (vízálló) fóliával körülhatárolt parcellák (NGY, NI) talajának minden évben nagyobb volt a nedvességtartalma a kontrollhoz viszonyítva. 2010-ben ez a különbség szignifikáns volt ($p < 0,002$), 2011-ben és 2012-ben azonban nem találtunk szignifikáns különbségeket a kezelések között. A legmagasabb talajnedvesség tartalmat a NGY parcellák talajában mértük, ami egyrészt a növényzet hiányának (a transpiráció elmaradásának), másrészt a parcellák gyökérálló (vízálló) fóliával történő körbehatárolásának, valamint a talajt borító avarréteg párolgást csökkentő hatásának tulajdonítható. Hasonló a helyzet a NI parcellák esetében is, a NI parcellák alacsonyabb talajnedvesség tartalma a NGY parcellákhoz viszonyítva viszont annak köszönhető, hogy itt hiányzik a talajt borító avarréteg, emiatt a párolgás itt nagyobb.

Az éves átlag értékek alapján általában a legalacsonyabb talajnedvesség tartalmat a NA parcellák talajában mértük. Ez annak tulajdonítható, hogy a NA kezelések

esetében tartósan eltávolítjuk az avartakarót a talaj felszínéről, így nincs ami megvédje a talajt az erős besugárzástól és a gyors kiszáradástól.

A talajnedvesség tartalmat jelentősen meghatározza az évi csapadék mennyisége is. A 2010-es év szélsőségesen csapadékos év volt, ennek köszönhető, hogy minden egyes kezelésnél nagyobb volt a talaj nedvességtartalma, mint 2011-ben és 2012-ben, azaz a következő két kevésbé csapadékos évben. Valószínűleg a kevesebb csapadék mennyiségnek tulajdonítható, hogy ez utóbbi két évben nem találtunk szignifikáns különbségeket a kezelések között.

2.4. Az avarkezelések hatása a talaj kémhatására

Vizsgálataink szerint az avarprodukciónak hosszú távú csökkenése a talaj pH csökkenését, elsavanyodását eredményezi, mivel egyrészt az avarbevitel csökkenésével vagy teljes megszűnésével az avarbomlás során keletkező savas intermedierek mennyisége is csökken illetve megszűnik. Másrészt az avarbomlás során keletkező savas intermediereket, humuszanyagokat, a csökkenő avarinput miatt a csökkenő Ca^{2+} - és Mg^{2+} - bevitel nem képes pufferni, míg a duplázásos kezeléseknél a nagyobb Ca^{2+} - és Mg^{2+} - bevitel semlegesíteni képes ezeket a savas anyagokat (Tóth et al. 2011, 2013, Kotrocó et al. 2014).

2.5. Az avarkezelések hatása a humuszminőségre

Kimutattuk, hogy a kísérlet beállításától számított tizenkét év múlva a K-hoz viszonyítva a többlet avar bevitel hatására a talaj összes humusz C- tartalma nőtt, míg az elvonásos kezeléseknél csökkent. A K-hoz viszonyítva a legalacsonyabb összes humusz C- tartalmat a föld feletti avar megvonásával járó (NA) kezelés esetében kaptuk.

A könnyen kioldható huminsav-C és fulvosav-C frakciónál a legnagyobb mennyiséget a DA parcellák talajában, míg a legalacsonyabbat a NA parcelláknál mértük, de a NGY és NI kezeléssel rendelkező parcellák is hasonlóan alacsony értékeket mutattak. A nehezen kioldható huminsav C- tartalom a K parcellák talajában volt a legmagasabb, ettől valamivel alacsonyabb értéket mértünk a DA parcellán. A DF parcellán mért nehezen kioldható huminsav C-tartalom közel azonos a NA parcellán mért értékkel. Ez alapján feltételezhető, hogy a mineralizációs-humifikációs folyamatba a faavar nehezen lebontható magas lignintartalmánál fogva még nem tudott bekapcsolódni és majd csak később kapcsolódik. A megvonásos parcellák közül, a nehezen kioldható huminsav C- tartalom a NGY és NI parcellán volt a legalacsonyabb. A NI parcellán a föld feletti és föld alatti avar megvonásával a huminsav:fulvosav aránya is megfordult és a fulvosavak mennyisége magasabb volt, mint a huminsavak mennyisége. A fulvosavak mennyiségének növekedése a talaj minőségének romlásával jár (Andreux et al. 1990). A

humuszosodás folyamatában leginkább átalakult, a mikrobiális lebontásnak leginkább ellenálló frakció, az agyagásványokhoz stabilan kötött frakció a humin. A legmagasabb humin C-tartalmat a K és DA parcellán mértük, a legalacsonyabbat a NGY parcellán.

Azzal, hogy a huminsav frakciók aránya (főleg a könnyen kioldható huminsav) csökkent a megvonásos kezelések talajában, ez a talajminőség romlásához vezet. A talaj vízmegkötő képessége csökken, talajszerkezet romlik, levegőzöttség szempontjából kedvezőtlenebb viszonyok alakulnak ki, ami a gyökérlégzést is nehezíti. A humuszanyagok mennyiségének csökkenésével a talaj tápanyagtartalma is csökken (Andreux et al. 1990, Füleký és Filep 1999).

A humuszfrakciók vizsgálati eredményei azt mutatják, hogy az avar mennyiségének növekedésével emelkedik a talaj humusztartalma. Míg az avar mennyiségének csökkenésével csökken a talaj humusztartalma. A parcellák kialakítása óta eltelt 12 év azonban még nem elegendő idő ahhoz, hogy az avarkezelések hatását a lassú humuszosodási folyamatra kellőképpen vizsgálni tudjuk. Ahhoz hosszabb időnek kell eltelnie, az eddigi eredményeink inkább csak előzetes képet nyújtanak a változások várható tendenciájára vonatkozóan.

2.6. Az avarkezelések hatása a talajlégzésre

A korábbi eredményekhez hasonlóan a 2010-2012 közötti időszakban sem tudtunk szignifikáns különbségeket kimutatni a talaj CO₂ kibocsátásában, éves átlagban. Azonban évszakonként vizsgálva az adatokat, 2010-ben szignifikáns különbségek voltak a kezelések között. Tavasszal a DA kezelésen szignifikánsan magasabb volt a CO₂ kibocsátás, mint a NA és NI kezelésen ($p < 0,001$). Nyáron szintén a DA kezelés CO₂ kibocsátása volt szignifikánsan magasabb, mint a NA kezelés ($p < 0,05$). Ősszel szintén a DA különbözött szignifikánsan nemcsak a megvonásos kezelésektől (NA, NGY, NI), hanem a DF kezeléstől és a kontrolltól is ($p < 0,001$).

Az avarkezelések hatása a talajlégzésre leginkább a 2010-ben mért talajlégzés értékekben látható. A legalacsonyabb kibocsátásokat a NA és NI parcellák talajában mértük. A megvonásos kezelések talajában kevesebb a rendelkezésre álló könnyen bomló C forrás, ahogy ezt a humusz frakciók vizsgálata is mutatta, és így alacsonyabb a talajlégzés értéke is. A DF kezeléseken a talajlégzés értéke közel azonos a K parcellákkal. A faavar nehezen bontható C forrást jelent, azaz lignint és hemicellulózt, ami a legellenállóbb avar alkotóelem (Steffen et al. 2007). Ezeken a parcellákon a lebomlás lassú és hosszabb időt vesz igénybe a faavar hatásának kimutatása (Harmon et al. 1986). A DA kezelés CO₂ kibocsátása 2010-ben mindig magasabb volt a K-hoz képest, ugyan csak ősszel volt a különbség szignifikáns, de tavasszal és nyáron is magasabb talajlégzés értékeket mértünk, hasonlóan Crow et al. (2009) H. J. Andrews DIRT területen végzett vizsgálataihoz.

2011-ben és 2012-ben évszakonként vizsgálva a CO₂ kibocsátást, nem tudtunk szignifikáns különbségeket kimutatni a kezelések között. A 2011 és 2012-es évben nagyon száraz és meleg volt az időjárás. Ilyen körülmények között a mikrobiális aktivitás is mérséklődik, míg 2010-ben a K parcellán az éves átlagos CO₂ kibocsátás 74,75mgC m⁻² h⁻¹ volt, addig 2011-ben 55,99mgC m⁻² h⁻¹ és 2012-ben 57,16mgC m⁻² h⁻¹. Fekete et al. (2014) korábbi talajlégzés vizsgálataihoz hasonlóan a száraz időszakban a talajnedvesség magasabb volt a gyöker megvonásos kezeléseken, mint a többi kezelésen. A talajlégzés a gyöker megvonásos kezeléseken csak heterotróf lebontásból származik, viszont a talaj CO₂ kibocsátása a száraz időszakban magasabb volt ezeken a kezeléseken, mint a többi kezelés esetében, ahol mind heterotróf és autotróf forrásból származott a talajlégzés.

2.7.Az avarkezelések hatása a talaj enzimaktivitására

Kimutattuk, hogy a K, DA és DF parcellákon szignifikánsan magasabb volt az 1,4-β-glükózidáz aktivitás, mint a NA, NGY és NI parcellákon (p<0,001). A talaj β-glükózidáz enzimaktivitása, az általunk mért más enzimaktivitásokhoz hasonlóan, a DIRT parcellák kialakítását követő másfél év múlva mutatott szignifikáns különbségeket a kezelések között (Kotroczó et al. 2014). Kezdetben csak a NGY kezelések talajában csökkent a β-glükózidáz enzimaktivitás, majd a NI kezelések is alacsonyabb aktivitást mutattak. A 2010-2012 közötti időszakban már mind a három megvonásos kezelés (NA, NGY, NI) esetében alacsonyabb aktivitást mértünk a K-hoz képest (Veres et al. 2015b).

Méréseink során megállapítottuk, hogy a talaj fenoloxidáz aktivitása nem különbözött szignifikánsan a kezelések között, hasonlóan a korábbi eredményekhez (Veres et al. 2015b). A különböző kezelések hatására tehát szignifikáns különbségeket nem tudtunk kimutatni még 10 év elteltével sem. Véleményünk szerint ennek az alábbi okai lehetnek:

1. A lignin degradációs termékei, a kisebb-nagyobb lignin fragmentek a humuszosodás folyamatában a humuszanyagokba beépülhetnek, így a DA és a DF kezelések hatása nem érvényesül eléggé, mivel a bevitt lignin jelentős része beépül a humuszba.

2. A DF kezelés esetében a lignint a faágak hozzáadásával visszük be a parcellába. A faágak viszont nem kerülnek be a talajba, hanem a talaj felszínén maradnak, így a ligninbontást tulajdonképpen a faágakban lévő mikroorganizmusok, gombák végzik. A lignin nagy része emiatt be sem kerül a talajba, ezért a DF kezelések hatását, azaz a növekvő fenoloxidáz aktivitást nem lehet kimutatni a talajban. A DF kezelés hatékonyságát a H. J. Andrews Experimental Forest esetében úgy próbálják megnövelni, hogy a hozzáadott faanyagot kb. 5 cm-es darabokra szétaprítják és így

adják a talajhoz. Ez a kezelés azonban már nyilvánvalóan nagyon eltér a természetben előforduló valóságos helyzettől.

Kimutattuk, hogy a különböző kezelések között szignifikánsan eltért ($p < 0,001$) a talaj dehidrogenáz enzimaktivitása 2010 és 2012 között. A K, DA és DF parcellákon szignifikánsan magasabb volt az aktivitás, mint a NA, NGY és NI parcellákon. Az eredményeink azt mutatják, hogy a dehidrogenáz aktivitás meglehetősen stabil a K parcellákon, összehasonlítva a kezelt parcellákkal. Időbeli trendet is meg lehet figyelni a dehidrogenáz aktivitás esetében, a megvonásos kezelések enzimaktivitása évről-évre csökkent, ami a csökkent mikrobiológiai aktivitással magyarázható (Veres et al. 2013).

Mind három évben a legalacsonyabb aktivitásokat a megvonásos kezeléseken mértük, míg a legmagasabb enzimaktivitások a DA és DF parcellákon voltak. A dehidrogenáz enzimaktivitás nem növekedett szignifikánsan a duplázásos kezeléseken a kontrollhoz képest. Ezek az eredmények megegyeznek a fentebb említett 1,4- β -glükózidáz enzimaktivitásnál mértekkel, valamint a korábbi vizsgálatok során mért aril-szulfatáz és szacharáz enzimaktivitásokkal (Fekete et al. 2011) és az avar lebomlással kapcsolatos eredményekkel is (Fekete et al. 2007).

A fentiek alapján megállapítható, hogy a kezelések beállítása óta eltelt 10 év után az avarmegvonásnak erősebb hatása volt a talaj enzimaktivására, mint az avarduplázásnak. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy ha az avarprodukción változik ebben az erdei ökoszisztémában, az hatással van a talajban lejátszódó lebontó folyamatokra és tágabb értelemben a tápanyag körforgalomra, valamint a SOM (Soil Organic Matter) dinamikára is. Ha az avarprodukción csökkenni fog, a talaj enzimaktivitása is csökkenni fog. Ha az avarprodukción emelkedni fog, ez nem lesz olyan drasztikus hatással az enzimaktivitásokra.

2.10.Következtetések

A Síkfőút DIRT parcellák létrehozása óta eltelt tizenkét év vizsgálati eredményei alapján megállapíthatjuk, hogy a talajba jutó avarinput mennyiségének és minőségének a megváltoztatása jelentős hatással van a talaj fizikai- kémiai tulajdonságaira, a talajban lejátszódó biológiai folyamatokra.

Az avarmegvonásos kezelések hatására (NA, NGY, NI) a humuszfrakciók C-tartalma, továbbá a talaj CO₂ kibocsátása, valamint a talajenzimek aktivitása csökkent. Az avarduplázásos kezelések (DA, DF) hatása nem volt olyan jelentős, mint az avarmegvonás hatása.

Ha a jövőben növekedne az erdők avarprodukciónja, az nem okozna jelentősebb változást a talajban, kedvező hatása csak több év múlva jelentkezne. Ha azonban az erdők avarprodukciónja csökkenne, annak káros következményei lehetnek. A talaj hőingása növekedne, nedvességtartalma, pH-ja csökkenne, a talaj mikrobiális aktivitása csökkenne, ami a talaj termőképességének romlásához vezetne.

Az ILTER DIRT Projectben való részvételünk kutatásaink hatékonyságát jelentős mértékben megnövelte, mivel eredményeinket összehasonlíthatjuk a többi DIRT kutatóhely azonos módszerekkel végzett kutatási eredményeivel, ezáltal szélesebb, általánosabb érvényű összefüggések feltárására nyílik lehetőségünk.

Brant et al. (2006) három DIRT kutatóhelyen (Síkfőkút DIRT Project, Bousson Experimental Forest, H. J. Andrews Experimental Forest) a mikrobiális biomasszát és a mikrobaközösség összetételét vizsgálta és hasonlította össze. Kimutatták, hogy a föld alatti C input elvonásnak nagyobb hatása van a talaj mikrobiális közösségére, mint a föld feletti input elvonásnak. Mind a három kutatási területen a talaj mikrobiális közösségeit legjobban a gyökérmegvonásos kezelés befolyásolta. Ezt a mi kutatási eredményeink is igazolták. A talaj β -glükózidáz és dehidrogenáz aktivitásában az avar megvonásnak jóval nagyobb hatása volt, mint a megnövelt avar inputnak. A β -glükózidáz enzim esetében az aktivitás kezdetben nagyobb mértékben csökkent a gyökér megvonásos kezeléssel, mint a föld feletti avar megvonással.

Sulzman et al. (2005) a H. J. Andrews Experimental Forest-en végzett vizsgálatai alapján kimutatta, hogy az avarmegvonás hatására a talajlégzés nem sokkal már a parcellák létesítését követően csökkent. Síkfőkúton az avarmegvonásnak ez a talajlégzést csökkentő hatása a parcellák létesítése után több év múlva jelentkezett. Az avarduplázásos kezelés hatása a talajlégzésre pedig még ennél is később jelentkezett. Ezek az eredmények jól mutatják, hogy a különböző erdő ökoszisztémák eltérő sebességgel reagálnak a talaj szerves anyag változásaira.

The effect of climate change on litter production and soil dynamic processes in an oak forest (Síkfőkút, Hungary)

Introduction

We examined the effects of litter input on litter production and soil dynamic processes in a *Quercetum petraeae-cerris* forest in northeastern Hungary, at the Síkfőkút DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) experimental site. Our research in the Síkfőkút DIRT Project (SIK) is part of an international long term network which involves five experimental sites in the USA (H.J. Andrews Experimental Forest, Bousson Experimental Forest, Harvard Forest, University of Michigan Biological Station, Santa Rita) (Nadelhoffer et al. 2004), one in China (Huitong Natural Research Station of Forest Ecosystems) and one in Germany (Universität Bayreuth BITÖK). The main objective of DIRT is to explore how changes in the quality and quantity of detritus inputs affect soil organic matter composition and content (Nadelhoffer et al. 2004).

The main research questions of our study were the followings:

1. How changes the litter production in a long-term period?
2. How effects the litter manipulation on soil temperature, soil moisture and soil pH?
3. How effects the litter manipulation on soil humus fractions?
4. How effects the litter manipulation on soil respiration?
5. How effects the litter manipulation on soil enzyme activities?

1. Material and methods

1.1. Site description

The Síkfőkút Project was established in 1972 (Jakucs 1973). The long-term research connected to the MAB (Man and the Biosphere) international programs and concentrated on the structure, production and function of the ecosystem. The experimental site is located in the south part of the Bükk Mountains in North Hungary at 320-340 m altitude (N 47°55' E 20°26'). The site has brown forest soils with clay illuviation and the type of the soil according to the FAO Soil Classification is Cambisols (IUSS WRB 2006, Fekete et al. 2007). The site has *Quercetum petraeae-cerris* community.

Six treatments were established at the Síkfőkút DIRT Project in the autumn of 2000 (Table 1). Each treatment plot is 7 m × 7 m (49 m²), and plots are replicated in

triplicate. Annually, 160 kg of aboveground litter is removed from no litter (NL) plots and transferred to double litter (DL) plots, and 17 kg of woody litter is added to double wood (DW) plots. These quantities correspond to the mean annual leaf litter and branch litter input that falls into a 49 m² area (Tóth et al. 1985).

Table 1 DIRT treatments and how they are applied (Síkfőkút, Hungary).

Treatment	Method
Control (CO)	Normal litter inputs are allowed.
No Litter (NL)	Aboveground inputs are excluded from plots. Leaf litter was totally removed by rake. This process was repeated continuously during the year.
No Roots (NR)	Roots are excluded with impenetrable barriers extending from the soil surface to the top of the “C” horizon.
No Inputs (NI)	Combination of No Litter and No Roots treatments.
Double Litter (DL)	Aboveground leaf inputs are doubled by adding litter removed from No Litter plots.
Double Wood (DW)	Aboveground wood inputs are doubled based on measured input rates of woody debris fall.

1.2.Methods

During the laboratory analyses we used the standard protocols of LTER sites (Robertson et al. 1999). There were random soil samples from each plot at 15 cm depth with a 2 cm diameter Oakfield soil corer (G-model, Oakfield Apparatus Company, USA). Litter production was measured by 30 plastic boxes of 55.5 × 36.5 cm (0.2 m²) size. The plastic boxes were placed randomly at the research site. The soil temperature was measured hourly in each 18 plots by Onset StowAway[®]TidbiT[®] temperature loggers in 10 cm soil dept. The soil moisture was measured monthly by FieldScout[®] TDR 300 (Time Domain Reflectometer; Spectrum Technologies Inc., USA) instrument on the field. The soil pH was measured by Testo 206 pH meter. The soil humus fractions were measured by the methods of Tyurin and Kononova (in Hargitai 1988). The soil respiration was measured monthly by Soda Lime method, simultaneously in all 18 plots on each collection date (Raich et al. 1990). The effects of treatments were tested by analysis of variance (ANOVA).

2. Results and discussion

2.1.Long-term changes of the litter production

We found that the leaf-litter production of *Quercus petraea* trees during the 2003-2010 period was half of that measured earlier (1972-1976), and was significantly higher

between 1972 and 1976 than between 2003 and 2010 ($p < 0.001$). This could be explained by the considerable mortality of sessile oak (68%) during the past forty years. Despite of the 16% mortality of *Quercus cerris*, its leaf-litter production did not decrease. Leaf-litter production of *Q. cerris* not only compensated but significantly surpassed its former leaf-litter production in years 2003-2010. Leaf-litter production of *Acer campestre* is nearly five times as much as it was in the present period. In the earlier period *A. campestre* occurred only in the shrub layer, while now it forms a secondary canopy-layer. Leaf-litter production of *Cornus mas* did not differ significantly between the two periods (Kotroczó et al. 2007).

Total leaf-litter production decreased as compared to the present period at Síkfőkút Project site, but differences between the two periods were not significant ($p > 0.05$). The average leaf-litter production was $3532 \text{ kg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$ between 2003 and 2010 which is close to the average data ($4064 \text{ kg ha}^{-1}\text{year}^{-1}$) of the years 1972-1976.

Total litter production was higher in the present period (with 1121 kg ha^{-1}) than in the earlier period (1972-1976), but it was not significant. Total litter production includes the leaf-litter productions and branches, crops and debris, too. The quantity of total litter production did not change significantly, but we observed changes in litter quality. *Q. cerris* and *A. campestre* could partly compensate the deficiency of leaf-litter production which resulted from the significant mortality of *Q. petraea*.

2.2. The effect of litter manipulation on soil parameters

We found the soil temperature was higher in exclusion treatments (NL, NR, NI) than in the Control during the spring and summer. In these treatments the heat insulation litter layer (NL, NI) was missing and/or the shade effect of plant was also missing (NI, NR), so the soil's warm up was quicker than in other treatments. The highest temperature was measured in NI and the lowest in DL. We found an opposite tendency during the winter. In exclusion treatments (NL, NI), where the heat insulation litter layer was missing, the soil cooled down very fast, the temperature decreased below zero. During the winter the lowest temperature was measured in NL and NI treatments, and the highest in DL. In DL treatments the temperature never fell below zero due to double heat insulation litter layer.

The soil moisture of DL, NL and DW treatments were not different significantly from the Control plots. The soil moisture content was higher in NR and NI treatments, than the other treatments. In these plots, the biggest soil moisture content is a consequence of the missing plant transpiration and trench of plots. The higher moisture content is favorable to degradation of soil organic matter so in these plots the degradation of SOM was fast.

Soil pH decreased in the litter removal plots (NL, NR, NI) presumably because litter removals reduced Ca^{2+} and Mg^{2+} inputs (Tóth et al. 2011, 2013). The decreased

soil cation content and decreased SOM content decreased soil buffering capacity, making soils less able to neutralize acidic substances from decomposition (Fekete et al. 2011). Increased detrital inputs in DL and DW treatments increased Ca^{2+} and Mg^{2+} input, which resulted in a higher soil buffering capacity and soil pH (Kotroczo et al. 2014).

Total humus carbon content was the highest in the DL treatments and the lowest in the NL treatments compared to the Control. Additional litter input increases the total humus carbon content of soil, while total humus carbon content of soil decreases as a consequence of litter removal. We observed the same pattern by the mobile humic acids fraction and mobile fulvic acids fraction.

2.3.The effect of litter manipulation on soil respiration

We found that season had significant effect on CO_2 release with the highest rates in summer, while treatments had no significant effect. In 2010 CO_2 release was the highest in DL treatments. In autumn 2010 CO_2 release was in DL treatment significantly higher than in Control and all removal treatments. The lowest CO_2 release was measured in the removal treatments as a consequence of the termination of litter input. Soil organic matter was not sufficient to maintain the decomposition processes (Sayer 2006, Fekete et al. 2012).

In 2011 and 2012 there were no significant differences among treatments. The weather was extremely warm and dry in these years and the soil microbial activity also decreased. We found that soil moisture was a critical controller of soil respiration during the warm and dry periods. During dry periods, soil moisture was higher in the root exclusion plots than in the other treatments. Soil CO_2 emissions during dry periods were larger in these treatments than it was in the other treatments, where both heterotrophic and autotrophic sources contributed to total soil respiration (Fekete et al. 2014, Veres et al. 2015a).

2.4.The effect of litter manipulation on enzyme activities

There were significant differences in β -glucosidase activity among treatments. In general, activities were lower in removal treatments (NL, NR, NI) than in the Control or addition treatments (DL, DW). Litter removal had a stronger effect through time on β -glucosidase enzyme activities than did increased litter inputs. In contrast to our initial hypothesis, β -glucosidase activities did not increase significantly with either leaf litter or wood additions. These results together suggest that aboveground detritus, although a significant source of DOC from the O horizon, does not play as significant a role as roots in supplying labile C to the soil microbial community.

There were no significant differences among treatments for soil phenol oxidase enzyme activities for the first 5 years after the establishment of the experimental plots. There were also no significant differences in mean values of phenol oxidase enzyme activities among treatments in the later (2010-2012) period, although the lowest activities were measured in the removal treatments. We did not expect phenol oxidase to respond to detrital manipulations as quickly as β -glucosidase, as the relatively stable nature of lignin should not differ immediately among treatments (Veres et al. 2015b).

Dehydrogenase activities were lower in removal treatments than in the control or addition treatments, and the effect of detritus removal on dehydrogenase activities increased. Similar to our other enzyme activities results, dehydrogenase activities did not increase significantly with either leaf litter or wood additions (Veres et al. 2013).

Irodalom / References

- Andreux F.G., Cerri C.C., Eduardo de P., Choné T. (1990): Humus contents and transformations in native and cultivated soils. *The Science of the Total Environment*. 90: 249–265.
- Antal E., Berki I., Justyák J., Kiss Gy., Tar K., Vig P. (1997): a síkfőkúti erdőtársulás hő- és vízháztartási viszonyainak vizsgálata az erdőpusztulás és az éghajlatváltozás tükrében. Debrecen, 83 p.
- Archer D., Eby M., Brovkin V., Ridgwell A., Cao L., Mikolajewicz U., Caldeira K., Matsumoto K., Munhoven G., Montenegro A., Tokos K. (2009): Atmospheric Lifetime of Fossil Fuel Carbon Dioxide. *Earth and Planetary Sciences*. 37: 117–134.
- Bartholy J., Pongrácz R., Torma Cs. (2010): A Kárpát-medencében 2021-2050-re várható regionális éghajlatváltozás REGCM-szimulációk alapján. In: Csete L. (szerk.): *Klíma-21* füzetek. 60: 3–13.
- Brant J.B., Myrold D.D., Sulzman E.W. (2006): Root controls on soil microbial community structure in forest soils. *Oecologia*. 148: 650–659.
- Crow S.E., Lajtha K., Bowden R.D., Yano Y., Brant J.B., Caldwell B.A., Sulzman E.W. (2009): Increased coniferous needle inputs accelerate decomposition of soil carbon in an old-growth forest. *Forest Ecology and Management*. 258: 2224–2232.
- Fekete I., Kotrocó Zs., Varga Cs., Hargitai R., Townsend K., Csányi G., Várbíró G. (2012): Variability of organic matter inputs affects soil moisture and soil biological parameters in a European detritus manipulation experiment. *Ecosystems*. 15: 792–803.
- Fekete I., Kotrocó Zs., Varga Cs., Nagy P.T., Várbíró G., Bowden R.D., Tóth J.A., Lajtha K. (2014): Alterations in forest detritus inputs influence soil carbon concentration and soil respiration in a Central-European deciduous forest. *Soil Biology and Biochemistry*. 74: 106–114.
- Fekete I., Varga Cs., Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Tóth J.A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. *Cereal Research Communication*. 35: 381–385.
- Fekete I., Varga Cs., Kotrocó Zs., Tóth J. A., Várbíró G. (2011): The relation between various detritus inputs and soil enzyme activities in a Central European deciduous forest. *Geoderma*. 167–168: 15–21.
- Füleky Gy., Filep Gy. (1999): A talaj szerves anyagai. In: Stefanovits P. (szerk.): *Talajtan*, Mezőgazda Kiadó, Budapest. 71–85.

- Grogan P. (1998): CO₂ flux measurement using soda lime: correction for water formed during CO₂ adsorption. *Ecology*. 79: 1467–1468.
- Hargitai L. (1988): A talaj szerves anyagának meghatározása és jellemzése. In: Buzás I. (szerk.): Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2., Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 158–163.
- Harmon M.E., Franklin J.F., Swanson F.J., Sollins P., Gregory S.V., Lattin J.D., Anderson N.H., Cline, S.P., Aumen N.G., Sedell J.R., Lienkamper G.W., Cromack K. J.R., Cummins K.W. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*. 15: 133–137.
- IPCC (2013): Summary for Policymakers. In: Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working Group I. Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- IUSS Working Group WRB. (2006): World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome
- Jakucs P. (1973): „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezetbiológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Tudományok Osztályának Közleményei. 16: 11–25.
- Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Papp M., Bowden R.D., Tóth J.A. (2005): Thirty-one years of change in vegetation composition of a Central European oak forest at the Síkfőkút ILTER. The Ecological Society of America (ESA) 90th Annual Meeting held jointly with the IX International Congress of Ecology (INTECOL). August 7-12, 2005, Montreal, Québec, Canada. p. 348.
- Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Veres Zs., Vasenszki T., Halász J.L., Koncz G., Papp M., Tóth J.A. (2009): Talajlégzés vizsgálatok tartamhatású avarmanipulációs modellkísérletben. *Természetvédelmi Közlemények*. 15: 328–337.
- Kotrocó Zs., Krakomperger Zs., Koncz G., Papp M., Bowden R.D., Tóth J.A. (2007): A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. *Természetvédelmi Közlemények*. 13: 93–100.
- Kotrocó Zs., Veres Zs., Fekete I., Krakomperger Zs., Tóth J.A., Lajtha K., Tóthmérész B. (2014): Soil enzyme activity in response to long-term organic matter manipulation. *Soil Biology and Biochemistry*. 70: 237–243.
- Kotrocó Zs., Veres Zs., Fekete I., Papp M., Tóth J.A. (2012): Effects of Climate Change on Litter Production in a Quercetum petraeae-cerris Forest in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 8: 31–38.
- Mátyás Cs., Nagy L. (2005): Genetic potential of plastic response to climate change. *Tag. Ber., Forum Genetik und Wald*, (ed. M. Konnert) Teisendorf. 55–69.
- Nadelhoffer K., Boone R., Bowden R.D., Canary J., Kaye J., Micks P., Ricca A., McDowell W., Aitkenhead J. (2004): The DIRT experiment. In: Foster D.R., Aber D.J. (ed.) *Forests in Time*. Yale Univ. Press, Michigan.
- Neilson G.A., Hole F.D. (1963): A study of the natural processes of incorporation of organic matter into soil in the University of Wisconsin Arboretum. *Wisconsin Academy Review*. 52: 231–227.
- Raich J.W., Bowden R.D., Steudler P.A. (1990): Comparison of two static chamber techniques for determining carbon dioxide efflux from forest soils. *Soil Science Society of America Journal*. 54: 1754–1757.
- Robertson G.P., Bledsoe C.S., Coleman D.C. and Sollins P. (ed.) (1999): *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*. Oxford University Press, New York.

- Sayer E.J. (2006): Using experimental manipulation to assess the roles of leaf litter in the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*. 81: 1–31.
- Sinsabaugh R.L., Klug M.J., Collins H.P., Yeager P.E., Petersen S.O. (1999): Characterizing Soil Microbial Communities. In: Robertson G.P., Bledsoe C.S., Coleman D.C., Sollins P. (ed.) 1999: *Standard Soil Methods for Long Term Ecological Research*. Oxford University Press. New York. pp. 318–348.
- Somogyi Z. (2007): A klíma, a klímaváltozás és a fanövekedés néhány összefüggéséről. In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk): *Erdő és klíma V*. NYME Sopron. 281–294.
- Somogyi Z. (2008): Recent trends of tree growth in relation to climate change in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 4: 17–27.
- Stefanovits P. (1985): Soil contions of the forest. In: Jakucs, P. (ed.) *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Results of „Síkfőkút Project” I*. Akadémiai Kiadó. Budapest. 50–57.
- Steffen K.T., Cajthaml T., Snajdr J., Baldrian P. (2007): Differential degradation of oak (*Quercus petraea*) leaf litter by litter-decomposing basidiomycetes. *Research in Microbiology*. 158: 447–455.
- Sulzman E.W., Brant J.B., Bowden R.D., Lajtha K. (2005): Contribution of aboveground litter, belowground litter, and rhizosphere respiration to total soil CO₂ efflux in an old growth coniferous forest. *Biogeochemistry*. 73: 231–256.
- Thalmann A. (1968): Dehydrogenase activity. In: Alef K. and Nannipieri P. (ed.) (1995): *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Ltd. 228–230.
- Tóth J.A., Nagy P.T., Krakomperger Zs, Veres Zs., Kotroczó Zs., Kincses S., Fekete I., Papp M., Mészáros I. and Oláh V. (2013): The Effects of Climate Change on Element Content and Soil pH (Síkfőkút DIRT Project, Northern Hungary). In: J. Kozak et al. (ed.), *The Carpathians: Integrating Nature and Society Towards Sustainability*, Environmental Science and Engineering, Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp. 77–88.
- Tóth J.A., Nagy P.T., Krakomperger Zs., Veres Zs., Kotroczó Zs., Kincses S, Fekete I., Papp M., Lajtha K. (2011): Effect of litter fall on soil nutrient content and pH, and its consequences in view of climate change (Síkfőkút DIRT Project). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 7: 75–86.
- Tóth J.A., Papp L., Jakucs P. (1985): Litter production of the forest. In: Jakucs P. (ed.). *Ecology of an Oak Forest in Hungary. Result of "Síkfőkút Project"*. Akadémiai Kiadó. Budapest. pp. 211–225.
- Tóth J.A., Papp M., Krakomperger Zs., Kotroczó Zs. (2006): A klímaváltozás hatása egy cseres-tölgyes erdő stukturájára (Síkfőkút Project). A globális klímaváltozás: hazai hatások és válaszok. KvVM – MTA „VAHAVA” project zárókonferenciája. Időjárás és éghajlat: hatások és intézkedések. Poszter. Budapest. 2006. március 9.
- Veres Zs., Kotroczó Zs., Fekete I., Tóth J.A., Lajtja K., Townsend K., Tóthmérész B. (2015b): Soil extracellular enzyme activities are sensitive indicators of detrital inputs and carbon availability. *Applied Soil Ecology*. 92: 18–23.
- Veres Zs., Kotroczó Zs., Halász J., Caldwell B.A., Tóth J.A., Tóthmérész B. (2015a): Estimation the CO₂ efflux of roots, below- and aboveground litter in a deciduous forest. *Plos One*. (in press)
- Veres Zs., Kotroczó Zs., Magyaros K., Tóth J.A., Tóthmérész B. (2013): Dehydrogenase Activity in a Litter Manipulation Experiment in Temperate Forest Soil. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*. 9: 25–33.
- Zak D.R., Holmes W.E., White D.C., Peacock A.D., Tilman D. (2003): Plant diversity, soil microbial communities and ecosystem function: are there any links? *Ecology*. 84: 2042–2050.