MAGYAR AGRÁR- ÉS ÉLETTUDOMÁNYI EGYETEM

Erdősítés hatása a talaj tápanyag-szolgáltató képességére és a talajfaunára egykori szántóföldi műtrágyázási tartamkísérletben

Harta István

Gödöllő
2021

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Környezettudományok

vezetője: Dr. Michéli Erika
Egyetemi tanár, DSc, az MTA levelező tagja
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Intézet

Témavezető: Dr. Simon Barbara (2018-),
Egyetemi docens, PhD
Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani Tanszék

Dr. Füleky György †(2016-2018),
Professor Emeritus, CSc
Szent István Egyetem,
Környezettudományi Intézet

....
Az iskolavezető jóváhagyása A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE ... 3
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK ... 4
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS ... 6
2.1. Az erdősítés jelentősége ... 6
2.2. Az erdősítés hatása a talaj tápanyagforgalmára ... 8
2.3. Szántóföldi műtrágyázási tartamkísérletek ... 9
2.3.1. A szárítópusztai műtrágyázási tartamkísérletek ... 10
3. ANYAG ÉS MÓDSZER ... 13
3.1. A vizsgálati terület általános jellemzése ... 13
3.2. A beerdősített kísérleti területek talajtani jellemzői ... 15
3.3. Mintavételi módszerek és laboratóriumi vizsgálatok ... 22
3.3.1. Talajvizsgálatok ... 24
3.3.2. Avarlebontás-vizsgálatok ... 25
3.3.3. Talajfaunisztikai vizsgálatok ... 26
3.3.4. Faállományszerkezeti jellemzők meghatározása ... 26
3.3.5. Statisztikai kiértékelési módszerek ... 27
4. EREDMÉNYEK ... 30
4.1. Tápanyagmérlegek az erdősítés előtt ... 30
4.2. Talajeredmények ... 31
4.2.1. A műtrágyázás és meszezés hatása (0-20 cm) ... 31
4.2.2. Az erdősítés hatása (0-20 cm) ... 32
4.2.3. Mélységi eredmények ... 37
4.2.4. Élőhelyek összehasonlítása (0-20 cm) ... 42
4.3. Avar-lebontás eredmények ... 43
4.4. Ugróvillás vizsgálatok eredményei ... 45
4.4.1. A kísérleti területek ... 45
4.4.2. Élőhelyek összehasonlítása ... 47
4.5. Földigiliszta vizsgálat ... 51
4.6. Faállományszerkezet ... 52
4.7. Eredmények megvitatása ... 55
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK ... 65
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK ... 67
ÖSSZEFOGLALÁS ... 68
SUMMARY ... 69
M1. IRODALOMJEGYZÉK ... 70
M2. MELLÉKLETEK ... 83
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS ... 95

JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

A	– akácos kísérleti terület
A5	– az akácos kísérlet legnagyobb műtrágyadózissal (5) kezelt parcellái
AK	– akácos kontrollterület
AL-K_2O	– ammónium-laktát-acetát oldatban mért (könnyen oldható) káliumtartalom
AL-P_2O_5	– ammónium-laktát-acetát oldatban mért (könnyen oldható) foszfortartalom
Ca^{2+}	– kalcium-ion
$CaCO_3$	– kalcium-karbonát
FSZ	– felhagyott szántó (gyep) kontroll terület
H	– a talaj humusztartalma (%)
k	– lebontási együttható (avar)
K_A	– Arany-féle kötöttségi szám
M	– meszezett parcellák
Mg^{2+}	– magnézium-ion
NH_4^+	– ammónium-ion
N_{min}	– ásványi nitrogéntartalom (NO_3^- + NH_4^+)
NO_3^-	– nitrát-ion
pH_{H2O}	– vízben mért pH
pH_{KCl}	– kálim-klorid oldatban (1 M) mért pH
RT	– reliktum tölgyes kontrollterület
SZ	– szántó kontrollterület
T	– tölgyes kísérleti terület
T5	– a tölgyes kísérlet legnagyobb műtrágyadózissal (5) kezelt parcellái
TH	– felezési idő (avar)
TK	– tölgyes kontrollterület
Ø	– nem meszezett parcellák
1	– kontroll (nem kezelt) parcellák
2, 3, 4, 5	– különböző dózisú műtrágyákkal kezelt parcellák (növekvő szintek)

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Az elmúlt évtizedek alapján egyre nyilvánvalóbbá válnak a globális klímaváltozás lokálisan is érzékelhető negatív környezeti hatásai. Az éghajlat szárazodása, a sivatagok egyre nagyobb térnyerése, a pusztító áradások vagy az óceánok és tengerek vízszintjének emelkedése mind olyan folyamatokat indítottak el, melyek az éghajlatváltozás mérséklésére tett küzdelmet mai korunk egyik legnagyobb kihívásává tették. A különböző szcenáriók más és más következményeket jósolnak a 21. század végére, de még az optimista előrejelzések is 1,5 ^{o}C-ban minimalizálják a globális középhőmérséklet emelkedését az iparosodás előtti értékekhez képest. Ezt a minimum értéket azonban csak a légköri CO_2 koncentráció növekedésének hatékony mérséklésével érhetjük el (Rogelj et al. 2012, 2018). Ha ez nem sikerül, annak beláthatatlan következményei lesznek a Föld ökoszisztémáira és a társadalmak életminőségére egyaránt.

Szükségszerű tehát olyan megoldásokat találni, mellyekkel az üvegházhatást okozó folyamatok visszaszoríthatók, a klímaváltozás káros hatásai mérsékelhetők. Ezt felismerve, világszerte egyre nagyobb hangsúlyt kap az erdőterületek növelésének szükségessége, amit főként az indokol, hogy az erdei ökoszisztémák nagy mennyiségű légköri eredetű szenet képesek megkötni és azt évszázadokig raktározni biomasszájukban (Pan et al. 2011). Az új erdők telepítése különösen a mezőgazdasági művelésre alkalmatlan, vagy az intenzív használat következtében erodált talajú szántókon indokolt. Ezeknek a területeknek a beerdősítése hozzájárulhat talajállapotuk javításához, a biodiverzitás növeléséhez és a káros környezeti hatások ellensúlyozásához. Mivel ezeknek a leromlott, illetve a gyenge minőségű mezőgazdasági területeknek a beerdősítése világszerte növekvő tendenciát mutat, a talaj tápelemszolgáltató képességére és a talajfaunára gyakorolt hosszú távú hatásainak ismerete elengedhetetlen (MacDonald et al. 2012).

A természetes és mesterséges ökoszisztémákat érintő antropogén tevékenységek átlalában tartós hatással vannak az adott rendszer összes elemére. A szántóföldi növénytermesztés, a gyepek legeltetése, de az erdőtelepítés is olyan mértékű fizikai, kémiai és biológiai változásokat indíthat el a talajokban, melyek rövid és hosszú távon is jelentősen megváltoztatják azok termékenységét. Márpedig a talaj rendkívül hosszútávon megújuló természeti erőforrás, a szárazföldi élet alapja, élőhelyet és tápanyagokat biztosít, alapvető szerepet játszik a bioszféra elemeinek körforgásában. Pufferképessége révén nagy szerepe van az élet védelmében, de a szerves molekulákat is megóvja a káros ultraibolya-sugárzástól. Legfontosabb tulajdonsága mégis termékenysége azaz, hogy az élőlények számára nélkülözhetetlen ionokat és molekulákat, köztük a foszfátokat és az átmeneti fémeket a növények által hasznosítható formában képes szolgáltatni, valamint az élet szempontjából nélkülözhetetlen kationokban gazdag folyadékfázissal rendelkezik. Mennyiségének és minőségének védelme tehát az emberiség egyik legfontosabb feladata (Bohn et al. 1985).

Az intenzív növénytermesztés és ezen belül a kemizált növényi tápanyagutánpótlás jelentős hatással van a talajok környezeti állapotára. Az agár-ökoszisztémákba bekerülő műtrágyák megváltoztatják a talajok tápanyagszolgáltató képességét, biológiai tulajdonságait, a lebomlási folyamatokat, valamint a teljes talaj-növény tápanyagforgalmat. A műtrágyázás hosszútávú hatásainak vizsgálata ezért szükségszerű (Haynes és Naidu 1998, Németh és Várallyay 1998, Kádár et al. 2007).

Számos, az erdősítés talajra gyakorolt hatásaival foglalkozó vizsgálat történt a közelmúltban, a kutatási eredmények azonban sokszor ellentmondásosak. A világszerte megjelent publikációk szerint a jellemző éghajlati elemek, talajtípusok, a telepített fafajok és a telepítést megelőző földhasználat is jelentősen befolyásolja a változások irányát és mértékét. Az erdősítést megelőző talajállapotról azonban általában csak keveset tudunk (pl. Chen et al. 2008, Berthrong et al. 2009, Cunningham et al. 2015).

A hiányok és ellentmondások tisztázására kínált lehetőséget a gödöllői szárítópusztai kísérleti telepen 25 éven keresztül műtrágyázási tartamkísérletként funkcionáló két beerdősített terület vizsgálata. Itt ráadásul a különböző intenzitású műtrágyázás eredményeként létrejött eltérő talajállapotok mellett volt vizsgálható a szántóföldi erdőtelepítés hatása. Az állományok 20-22

évesek voltak a vizsgálatok időpontjában, így addigra már jelentős változásokat idézhettek elő a talaj tulajdonságaiban. Nagy előny, hogy a beállított kísérletekről jól dokumentált adatokkal rendelkezünk, így a telepítés előtti állapotokkal jól összehasonlíthatók voltak az eredményeim. A két különböző állomány lehetővé tette az őshonos és idegenhonos fajok közti különbségek feltárását, hiszen az egyik állomány a területen is őshonos kocsánytalan tölgyből (*Quercus petraea*), míg a másik az egzóta és invazív fehér akácból (*Robinia pseudoacacia*) áll. A területet évszázadokig szántóként hasznosították, azonban a klimatikus és edafikus adottságoknak megfelelő eredeti vegetáció az erdő.
Kutatásom során **legfontosabb célkitűzésem volt**, hogy a szántóföldi kísérleti területek beerdősítése után a talaj tápanyagszolgáltató képességében és faunájában bekövetkező változásokat, illetve azok okait a két eltérő állomány alapján feltárjam, elemezve a korábbi különböző mennyiségű műtrágya- és mészkezelés következtében létrejött eltérő állapotok hatásait. Arra kerestem válaszokat, hogy a kialakuló két erdei ökoszisztéma hogyan befolyásolta a talaj egyes tulajdonságait, illetve, hogy a korábban nagy mennyiségben kijuttatott műtrágyák miként befolyásolták a fák növekedését és az erdei struktúra kialakulását.
Ehhez megvizsgáltam a területek (i) talajának termékenység szempontjából legfontosabb paramétereit, valamint a műtrágyával kijuttatott tápanyagok mennyiségét a talajszelvényben. Vizsgáltam a (ii) talajfauna két általánosan elfogadott indikátor csoportját (Collembola, Lumbricidae), valamint értékeltem az erdősítés hatását a talajfaunára. Ezek a taxonok az (iii) avar lebontásában nagy szerepet játszanak, melynek lebomlását szintén jellemeztem. Elvégeztem továbbá (iv) a faállományok növekedésének és szerkezeti struktúrájának elemzését is.
Az összehasonlító vizsgálatokhoz további kontroll élőhelyeket is jellemeztem, hogy meghatározzam és értékeljem azokat a talajparamétereket, melyek jelentősen befolyásolták a talajfauna (Collembola) közösségeinek változásait az erdei ökoszisztéma kialakulása során. Ezeket a területeket úgy választottam ki, hogy az ugróvillások közösségeinek összetétele és mintázata, illetve annak változása elemezhető legyen egy élőhely-gradiens (szántók – kísérleti területek – természetközeli erdők) mentén.
Eredményeim a korábban intenzíven művelt, gyenge minőségű, leromlott talajú szántóföldekre telepített erdei ökoszisztémáknak a talaj tápelemszolgáltató képességére és a talajfaunára gyakorolt hosszú távú hatásainak megértését segítik elő.

Legfontosabb hipotéziseim a következők voltak:

1. A kísérleti területeken az erősen leromlott talaj az erdőtelepítés után 20 évvel nem csak regenerálódott, de jóval kedvezőbb talajállapot jött létre az erdősítés előtti talajállapothoz képest; a humusztartalom megnőtt, a mélységi nitrogén-felhalmozódás megszűnt, a talajfauna heterogén és diverz, a jellemző erdei ökoszisztémákhoz hasonló.

2. Az őshonos kocsánytalan tölggyel telepített terület jóval kedvezőbb talajállapottal jellemezhető, mind a tápanyagszolgáltás, mind a talajfauna tekintetében, mint az idegenhonos fehér akác állomány alatti talaj.

3. A korábbi nagyobb mennyiségű műtrágyázás a faállományok erőteljesebb növekedését és az erdei struktúra gyorsabb kialakulását eredményezte, aminek hatására a telepítéskor nagyobb tápanyagtartalommal rendelkező parcellákon 20 év alatt kedvezőbb talajállapot jött létre.

4. A korábbi meszezés kedvező hatással volt a talajparaméterekre, a földigiliszták denzitására és diverzitására, az avar lebontásra, valamint a fák növekedésére és az erdőszerkezetre.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. Az erdősítés jelentősége

Globális szinten az erdőterületek nagymértékű csökkenése tapasztalható, még mai, fejlett világunkban is. Ennek a folyamatnak azonban nem csak a klímára, a vízkörforgásra, a bioszférára, a talajokra, de az emberi társadalmakra és gazdaságra is rendkívül komoly hatásai vannak (Meyfroidt és Lambin 2011). A Föld számos régiójában az erdőket kiirtják, hogy helyükön mezőgazdasági művelést folytassanak (Gibbs et al. 2010, Laurance et al. 2014). A megmaradt erdők jó része ráadásul leromlott állapotú, így a változó klíma és a szárazodó éghajlat hatásainak erősebben kitett (Dale et al. 2001). Az erdősítést a globális klímaváltozás erősödő hatásainak ellensúlyozására tett erőfeszítések is indokolják. Ezeket a negatív hatásokat mérsékelni tudja, az ún. „aktív újraerdősítés" (*active reforestation*), amikor az egykori erdők helyén lévő szántókat vagy gyepeket erdősítik vissza (IPCC 2007). A művelésből kivont, vagy gyenge minőségű, leromlott mezőgazdasági területek beerdősítése szintén egy fontos megoldás lehet a jövőben (IPCC 2000, Vesterdal et al. 2002).

Napjainkra nyilvánvalóvá vált, hogy az erdőterületek növelése környezet- és klímavédelmi szempontból is elengedhetetlen. Ezért az erdőterületek növelésének szükségességéről fontos megállapodások születtek világviszonylatban (CBD 2010, GPFLR 2013, UN 2014, UNEP 2014), de a téma szerepel az Európai Unió agrárpolitikájának célkitűzései között is (CEU 2014). A lokális szintű területhasználati stratégiákat a jövőben tehát alaposan át kell gondolni (Rudel et al. 2005, Young et al. 2005). Európában, ezen belül Magyarországon is kialakulóban van egy, a megváltozott elvárásoknak és a termőhelyi-klimatikus adottságoknak jobban megfelelő tájhasznosítás.

Az erdőknek és az agrárterületek faállományának kulcsfontosságú szerepe van a Föld biogeokémiai ciklusainak szabályozásában. Ez elsősorban a légköri szén-dioxid megkötésében mutatkozik meg. Az erdei ökoszisztémák az egyik legfontosabb szereplők a globális szén-körforgásban, a légköri szén-dioxid koncentrációt hatékonyan képesek csökkenteni (Bouwman és Leemans 1995, Schulze 2000, Lal 2004, Bonan 2008, Luyssaert et al. 2008, Anderegg et al. 2015, Law et al. 2018). Az erdőknek tehát rendkívül fontos szerepe van a klímaszabályozásban, hiszen biomasszájukban hosszútávon sokkal több légköri eredetű szenet képesek raktározni, mint a szántóföldek, legelők, vagy más fátlan szárazföldi ökoszisztémák (Pan et al. 2011). Új erdők telepítése így jelentős mértékben hozzájárulhat a változó éghajlat hatásainak mérsékléséhez (Hooper et al. 2005, Canadell és Raupach 2008, Mackey et al. 2013, Lawson és Michler 2014).

A gyenge minőségű szántók visszaerdősítése során nem csak faanyag nyerhető, de csökkenthetők a környezeti károk és a különböző fajok számára is élőhelyet biztosítunk (Jackson et al. 2005). A megmaradt erdőfoltok közötti kapcsolat megteremtésével ökológiai folyosókat biztosítanak a vegetációfragmentumok között, segítik a fajok vándorlását, a populációk közti kapcsolatot, így a génáramlást és a populációk méretének növekedését (Lindenmayer és Hobbs 2004, Carnus et al. 2006, Navascués és Emerson 2007, Gilbert-Norton et al. 2010). Növelik a biodiverzitást és az ökológiai tűrőképességet, pl. a globális klímaváltozás során (FAO 2001, Hooper et al. 2005, Pawson et al. 2013, FAO 2015, Paul et al. 2016, Torralba et al. 2016). A záródott lombkorona csökkenti a talajhőmérsékletet, mérsékli a napsugárzást és a szélsebességet (Vetaas 1992, Arora és Montenegro 2011, Lee et al. 2011, Peng et al. 2014), védi a talajt az erózió ellen (Geary 2001, Cubbage et al. 2006, Huang et al. 2010). A telepített erdők szabályozzák a hidrológiai ciklust (Jobbágy és Jackson 2004, Farley et al. 2005, Trabucco et al. 2008, Ellison et al. 2012) és segítenek helyreállítani a szén, az oxigén és a tápanyagok biogeokémiai körforgását, az atmoszféra, hidroszféra, pedoszféra és bioszféra között (Farley és Kelly 2004, Arneth et al. 2010).

A leromlott, vagy művelésre kevésbé alkalmas szántóföldek beerdősítése után tehát a talajállapot javul, a biodiverzitás nő, a tápanyagok körforgalma felélénkül. Az erdősítés környezeti előnyei struktúrális és funkcionális jellegűek, így az ökoszisztémában bekövetkező változások számos

tényezőtől függnek, mint az állományok korától, struktúrájától, szukcessziós állapotától, a telepített fajtól, a cserjeborítástól, valamint a biotikus és abiotikus környezet interakcióitól. Bár a telepítést követően létrejött fiatal állományok nem rendelkeznek olyan komplex struktúrával, mint az érett, természetes erdők, környezeti előnyeik már rövidebb távon is megmutatkoznak (Cunningham et al. 2015).

Magyarország erdőterületeinek növelése természet- és környezetvédelmi szempontokon túl gazdasági érdekből is kívánatos. Új erdők telepítését az is indokolja, hogy az elmúlt évszázadokban a mezőgazdasági tevékenység nagymértékű élőhely-átalakításhoz vezetett a Kárpát-medencében, különösen a mai Magyarország területén (Demeny és Centeri 2008, Munteanu et al. 2014, Frisnyák 2015, Konkoly-Gyúró és Balázs 2016). A művelt területek számának növekedésével, az erdők és a természetes gyepek kiterjedése jelentősen lecsökkent. Így jelenleg hazánk területének több mint a fele valamilyen mezőgazdasági művelés alatt áll, a szántóföldi kultúrák az ország teljes területének jelenleg kb. 47%-át teszik ki (KSH 2019). Az erdőterületek aránya az első világháború után mindössze 11,8% volt, habár becslések szerint a jelenlegi országterület 85,5%-án a természetes zárótársulás az erdő (Bartha 2000). A vegetációborítottság ilyen jelentős változásai a természetes élőhelyek fragmentációjához, vagy akár elvesztéséhez vezettek. Ezek a változások a talajkörnyezetben is a biotikus válaszok komplex halmazát indították el, ami sok esetben a biodiverzitás jelentős csökkenésében nyilvánult meg (Poschlod et al. 2005, Heiniger et al. 2014).

Az elmúlt évtizedekben azonban Európa-szerte jellemző a szántóterületek átalakítása más földhasználati típusokká, főként gyepekké vagy erdőkké (Jongman 2002). Az országos erdőtelepítési program az erdőterületet Magyarországon is kb. 21%-ra növelte, és ez a szám tovább növekszik. A telepítések azonban sok esetben nem őshonos fajokkal történnek, hanem mint pl. az Észak-Amerikában honos fehér akáccal (*Robinia pseudoacacia* L.), ami jelenleg az ország erdőterületeinek kb. ¼ részét foglalja el (KSH 2019). A fehér akác Európában (Campagnaro et al. 2018) és Magyarországon is az egyik leginkább invazívnak tekintett fafaj (Bartha 2000, Bartha et al. 2008).

Bár a fehér akác Magyarországon nem őshonos, gazdasági szempontból mégis az egyik legfontosabb fafaj, a közelmúltban „*Hungarikum*" státuszt kapott. Hazánkban több fontos termőkörzete található, ahol elsősorban gazdasági, talaj- és mezővédelmi rendeltetésűek állományai (Rédei 2003). Fája ipari felhasználásra, vagy tüzelőnek kiváló (Bartha et al. 2014), ugyanakkor nagy mennyiségű, kiváló minőségű mézet is ad (Örösi 1989). Rendkívüli alkalmazkodóképességének köszönhetően mára teljesen meghonosodott, sőt az akácosok területe a rendszerváltás és az EU-csatlakozás óta jelentős mértékben növekedett Magyarországon (Rédei et al. 2008). Fontos szerepet játszik a mezőgazdasági területek beerdősítésében, mert a termőhellyel szemben viszonylag igénytelen és gyors növekedésű. Széles ökológiai tűrőképessége miatt olyan termőhelyekre is telepíthető, ahol a szántóföldi kultúrák termesztése már nem gazdaságos (Járó 1982). Az energiaültetvényeknek és rekultivációs célú erdőtelepítéseknek is az egyik legfontosabb fafaja (Plass 1972, Gencsi és Vancsura 1997, Gruenewald et al. 2007, Gyuricza 2010, Kanzler et al. 2015). Főként a gyenge minőségű szántók beerdősítése miatt (racionális földhasználat) területének növekedésére kell számítani (Bartha et al. 2014). Ugyanakkor védett természeti területen és Natura 2000 területen akác nem telepíthető, a természetvédelmi rendeltetésű akácosokat a véghasználat után őshonos állományokká kell alakítani.

A kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea* Matt. Lieb.) Európa nagy részén közönséges, leginkább domb- és hegyvidékekeken előforduló fafaj. Hazánk egyik legfontosabb őshonos, zonális megjelenésű állományalkotó fő fafaja. Széles ökológiai tűrőképességű és klímajelző (Szodfridt 1967, Szappanos 1989). Faanyagának kedvező tulajdonságai miatt széleskörűen felhasználható, magas jövedelmet ad (Lett et al. 2016). A tölgyek az ország erdőterületének kb. 20%-át foglalják el (KSH 2019), de a természetesség fokozása miatti erőfeszítések következtében állománynagyságuk növekedése várható.

2.2. Az erdősítés hatása a talaj tápanyagforgalmára

Az erdei ökoszisztémák tápanyagforgalma a szántóföldinél zavartalanabb, az elemek nagy része hosszú ideig az állományban marad. A lombhullást megelőzően ugyan a tápanyagok egy része a fás részekbe szállítódik (ventilizáció), az avar tápelemtartalma azonban jóval meghaladja a fás részekét. A felvett tápanyagok egy része tehát visszahull a talajra és az avar lebontása során újra felvehetővé válik. A tápelemek felvételét a felszínközeli gyökerek végzik, melyek mikorhizza-kapcsolataik révén a tápanyagok feltárásában és felvételében hatékonyak (Berki 1999).
Új erdők telepítését követően a talaj tápanyagkészletének jelentős része transzlokálódik a biomasszába, ami a talaj tápanyagszolgáltató-képességének jelentős változásával jár (Farley és Kelly 2004, Jobbágy és Jackson 2004, Wall és Hytönen 2005, Farley et al. 2008, Shaifullah et al. 2009, Bidló et al. 2014, Deng et al. 2017). Amellett, hogy az erdősítés jelentős hatással van a talaj szén- és nitrogéntartalmára, a bázikus kationok biomasszába épülése miatt a talajok elsavanyodása is gyakran bekövetkezhet (Chen et al. 2000, Paul et al. 2002, Vesterdal et al. 2002, Chen et al. 2008, Berthrong et al. 2009, Varamesh et al. 2014, Gao et al. 2018). Míg néhány vizsgálat az erdőtelepítés utáni pozitív változásokról számol be, több kutatás a talajállapot bizonyos szempontú romlását prezentálja. A változás azonban szinte mindig pozitív, ha az erdősítés hosszú távú, intenzív szántóföldi művelés után következik be (Guo és Gifford 2002, Jobbágy és Jackson 2003, Ritter et al. 2003, Hong et al. 2018, Li et al. 2019). Ezeket a változásokat számos tényező befolyásolja, amelyek nem teljesen tisztázottak.
A talaj tulajdonságaiban bekövetkező változások nagymértékben függnek az erdősítés előtti talajhasználattól. A hosszú távú intenzív mezőgazdasági használat során számos tevékenység, így a műtrágyázás is okozhatja a talaj tulajdonságainak módosulását, termékenységének változását. A műtrágyázás a modern agronómia nélkülözhetetlen módszere, a nem megfelelő használat azonban megváltoztathatja a talaj minőségét, befolyásolja a talaj közösségeinek összetételét, így a lebomlási folyamatokat és a teljes tápanyagforgalmat. A nem megfelelő műtrágyahasználat a növényeknél tápanyagfelvételi rendellenességet idézhet elő, a termés minősége romolhat. A talajba kerülő műtrágyák savanyíthatnak, de akár szennyezők is lehetnek, ami leginkább a talajvíz nitrátszennyezésében és a természetes vizek eutrofizációjában mutatkozik meg (Li et al. 2005, Russell et al. 2006, Steiner et al. 2007, Jagadamma et al. 2008, Gong et al. 2009, Divito et al. 2011, Miransari 2011, Li et al. 2014, Mbuthia et al. 2015, Zeng et al. 2016). Ezek alapján a hosszú időn át intenzíven művelt, leromlot talajú szántók beerdősítésének számos előnye van, így kiváló módszer lehet a talaj termékenységének fokozására. A műtrágyázás során megváltozó talajállapot az erdők növekedésére, struktúrájára és tápanyagforgalmára gyakorolt hatásával csak kevés publikáció foglalkozik világszinten is (Plass 1972, Tanner et al. 1992, Mäkipää 1994, Turkington et al. 1998, Mirmanto et al. 1999, Burner et al. 2005, Gruenewald et al. 2007).
A talaj, mint élettér is nagy jelentőségű, ezért biológiai állapotának ismerete rendkívül fontos. Az egészséges talajélet nélkülözhetetlen feltétele a talajfauna jelenléte, amely a teljes állatrendszertani spektrumot felöleli a mikroszkópikus méretű állatoktól a mezofaunán keresztül egészen a talajlakó gerincesekig. Az erdei avar mineralizációja is lebontó szervezetek közreműködésével valósul meg, így részt vesznek a szerves anyagokból származó tápanyagok körforgásában, jelenlétük a talajba kerülő szerves anyag lebontási folyamatában ezért nélkülözhetetlen. Mivel a talajbióta elengedhetetlen a talajfolyamatok- és funkciók szempontjából, alkalmazásuk bioindikátorként széles körben elterjedt. A talajparaméterek elemzése mellett a talajfauna kiváló indikátora pl. a földhasználat-változást követő talajállapot-változásoknak (Kladivko 2001, Sousa et al. 2006, Vanbergen et al. 2007, Fründ et al. 2011, Santorufo et al. 2012, Zhao et al. 2013, Tao et al. 2016, Menta et al. 2017, 2018). A talajbióta közösségi karakterisztikáinak értékelése rávilágíthat a természeti környezetük olyan tulajdonságaira is, amelyeket gyakran problematikus számszerűsíteni pusztán a fizikai, kémiai faktorok, vagy a vegetáció alapján (Hopkin 1997). Az erdősítés, a műtrágyázás és a talaj biológiai tulajdonságai közötti összefüggések nem egészen tisztázottak.

A talaj megfelelő tápanyagforgalmának elengedhetetlen feltétele a mezofauna jelenléte, melynek egyik legfontosabb indikátor csoportját az ugróvillások (Collembola) jelentik. Talajbiológiai jelentőségük kiemelkedő, amely elsősorban abból áll, hogy elősegítik a szerves anyagok mineralizációját, a humuszképződést, és a mikorrhiza gombák terjesztését (Lavelle et al. 1997, Bardgett és Chan 1999, Brussaard et al. 2007, Huhta 2007, Coleman 2008, Kaneda és Kaneko 2008), így segítve a növényeket a tápanyagok elérésében. Rendkívül fontosak bizonyos talajok szerkezetének befolyásolásában (Rusek 1998). A bioindikáció-analízishez cönológiai jellemzőik miatt kiváló indikátorok, a legalkalmasabb tesztcsoportok közé tartoznak. Nagy felület-térfogat arányuk miatt sokkal szorosabb kapcsolatban vannak környezetükkel, mint a magasabb rendű élőlények, így a közösségi jellemzőikben jelentkező gyors változások miatt kiváló tesztorganizmusok. Érzékenyek a talajkörnyezeti változásokra, a földhasználat átalakulására, a talaj degradációjára, vagy a szennyezésekre egyértelműen és gyorsan reagálnak. A talaj fizikai és kémiai jellemzésére is alkalmasak (Giller et al. 1997, Hopkin 1997, Van Straalen 1997, Zeppelini et al. 2009, Paul et al. 2011, Sousa et al. 2006). A legtöbb ugróvillásnak meglehetősen kozmopolita étrendje van, így elterjedésüket leginkább az abiotikus tényezők korlátozzák (Hopkin 1997). Az ugróvillások jelentősége jóval nagyobb alacsony pH-jú, vagy szennyezett környezetben, ahol a földigiliszták száma korlátozott (Stebaeva és Naumova 1989).
A talaj makrofaunájához tartozó földigiliszták (Lumbricidae) kiváló indikátorai az az intenzív szántóföldi művelés hatásainak, valamint a gazdálkodási mód megváltoztatásának. Nem csak jelzik a talajok fizikai és kémiai állapotát, de képesek azt nagymértékben meg is változtatni. A talaj folyamatos horizontális és vertikális forgatása közben összekeverik a szerves és az ásványi alkotórészeket, lazítanak, így javítják a talaj szerkezetét, minőségét és termőképességét. A földigiliszták rendkívül fontosak az avar lebontásában, a humuszképződésben és így a szerves anyagok mineralizációjában. Humuszos talajjal, korhadt szerves anyagokkal vagy növényekkel táplálkoznak, ürülékük, az ún. gilisztahumusz jelentős N- és P-forrás. Bizonyos fajok a talaj mélyebb rétegeibe is lejutnak, így megváltoztatják az egyes talajszintek tápanyag-szolgáltató képességét. A giliszták biomasszája, így az általuk termelt gilisztahumusz bizonyos talajokban jelentős lehet, így nagymértékben befolyásolhatják a talajok szeveranyag- és tápanyagdinamikáját (Chan 2001, Edwards 2004, Fründ et al. 2011, Godó 2011, Crittenden et al. 2014, Dekemati et al. 2020).

2.3. Szántóföldi műtrágyázási tartamkísérletek

Az intenzív növénytermesztéssel együtt járó műtrágyahasználat hosszú távú hatásainak nyomon követéséhez legmegfelelőbbek a szabadföldi tartamkísérletek. Ezek folyamatosan nagy mennyiségű adatot szolgáltatnak, évtizedeket átfogó eredményeik fontos információt nyújtanak a talaj-növény tápelem-forgalomról és az azt befolyásoló komplex környezeti tényezőkről is. Segítségükkel a kezelések időbeni lefolyása és hosszú távú hatásai tanulmányozhatók (Berzsenyi 2009), de információt kapunk a talajok tápanyagkészletének változásairól (Körshens 2006) és a fajlagos feltöltési mutatók is segítségükkel számolhatók (Szűcs és Szűcs 2003). Sőt, ma már a környezetvédelmi vizsgálatok is nagy szerepet játszanak ezekben a kísérletekben (Bocz 2002, Kádár és Németh 2003, Szalókiné és Szalóki 2003, Csathó et al. 2012). Ezért a szabadföldi tartamkísérletek nélkülözhetetlenek a modern mezőgazdaság és agrokémia számára. Műtrágyázási tartamkísérlet beerdősítéséről azonban nincs tudomásom, így jelen vizsgálat unikálisnak számít.
Az 1960-as években számos műtrágyázási kísérlet indult Magyarországon, az egységes kísérleti hálózaton belül, vagy attól függetlenül, melyek keretében a meginduló nagyarányú műtrágyahasználattal összefüggő kérdéseket vizsgálták. Ezeknek a kísérleteknek egy része tartamkísérletté vált és a műtrágyahasználattal kapcsolatos később felmerülő újabb problémákra kívántak választ adni. A hosszú távú vizsgálatok eredményeiből összefoglaló munkák készültek (Kádár 1992, Debreczeni és Debreczeniné 1994, Kádár és Szemes 1994, Csathó 2004, Debreczeniné és Németh 2009).

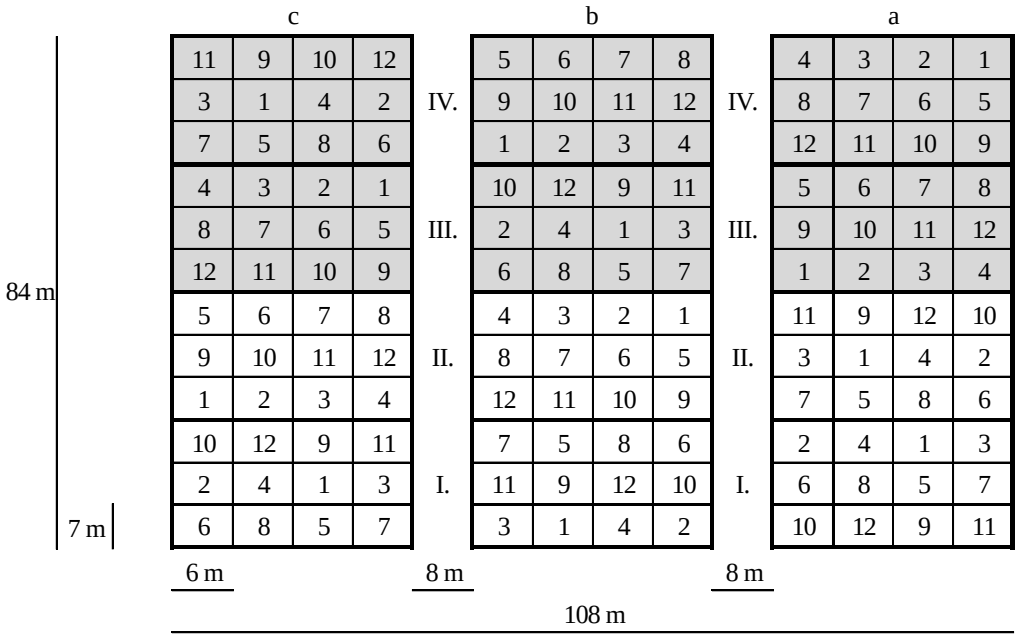
2.3.1. A szárítópusztai műtrágyázási tartamkísérletek

A Gödöllői Agrártudományi Egyetem szárítópusztai kísérleti telepén Dr. Debreczeni Béla és Dr. Kovács Károly alapított két szabadföldi műtrágyázási kísérletet az 1970-es években, az OMTK hálózaton kívűl, de azzal szoros kapcsolatban. A két kísérlet így már több mint 45 éve szolgáltat kutatási eredményeket növénytermesztési, talajkémiai és környezetvédelmi témákban. A legfontosabbak az extrém nagy műtrágyaadagok terméscsökkentő hatásának megerősítése, illetve a mélységi nitrátakkumuláció kimutatása voltak. A kísérletek során periódusonként más és más, a műtrágyahasználattal kapcsolatos felmerülő problémára kívántak választ kapni a kutatók. A környezetvédelmi kihívásoknak megfelelően a kutatási témák is mindinkább a talaj javításának irányába tolódtak el. Így talajjavító meszezés és szervestrágyázás hatásainak vizsgálatát követően, a trágyázási tartamkísérleti területek egy része rekultivációra került akác, illetve kocsánytalan tölgy állománnyal. Az eltérő mennyiségű, hosszú távú műtrágyázás hatására öt, jól elkülöníthető talajállapot mellett történt az erdősítés. A műtrágyázás és a kísérletek befejezését követően az erdőtelepítés azzal a célzattal valósult meg, hogy az intenzív művelés hatására leromlott talajállapotot feljavítsák, a területet rekultiválják. Az erdőtelepítés várt hatása volt szintén, hogy a tápelemek feldúsulását megszűntessék a talajban, így a kedvezőbb tápanyagtartalom hatására nagy biomassza-produkciót érjenek el. Kutatásomban ezt a kettő tölggyel, illetve akáccal telepített, a Gödöllői Agrártudományi Egyetem által alapított műtrágyázási tartamkísérletet vizsgáltam.
A kísérletek kisparcellásak, így a műtrágyázás finomabb variálását is lehetővé tették. Az alkalmazott agrotechnika a kor kívánalmainak megfelelő, üzemi szintű volt, jó termőképességű hibrideket használtak jelzőnövényként. Kezdetben ammónium-nitrátot, majd a további savanyodás mérséklése miatt mész-ammon-salétromot használtak. A 40, majd 60%-os kálisót (KCl) burgonya esetében K_2SO_4-tal helyettesítették. A szegély- és szomszédhatások elkerülése érdekében, a nettó parcellákról kapott adatokat értékelték. A terméseredményeket szabvány szerinti légszáraz állapotra átszámolva adták meg (Kovács és Füleky 1991). A kísérletek felépítését az *1. melléklet*, részletes történetüket a *2. és 3. melléklet* tartalmazza.

Akácerdő kísérlet

Az akácos kísérlet egy korábbi kukorica monokultúrás kísérlet parcelláin található, melyet 1970-ben hoztak létre. A kísérletben 20 éven keresztül (1970-90), évente vizsgálták 12 különböző mennyiségű és arányú NPK kezelés hatását a kukorica termésmennyiségére, növekedésbeli különbségeire, elemtartalmára, illetve a termés minőségére. A kísérletek korai rövid szakaszában további vizsgálatok folytak öntözésre és növényvédő szerekre.
Egy adott parcellán minden évben ugyanaz a műtrágyakezelés történt, az 1. kezelés kontroll volt, itt nem történt semmilyen kezelés. A kísérletet 3 oszlopra („a”, „b”, „c”) és négy blokkra (I., II., III., IV.), illetve 144 parcellára osztották (12 ismétlés). A parcellák mérete 6 × 7 m, területük 42 m^2. A kukorica monokultúra 17 évi műtrágyázás (1970-86) utáni eredményeit és a talaj mélységi (0-300 cm) tápelem-tartalmát (1980, 1986) publikálták (Füleky és Debreczeni 1991). A túlzott műtrágyázást követő talajsavanyodás miatt, négy évig (1986-90) talajjavító meszezést alkalmaztak a terület felén (III. és IV. blokkok), a felső 70 cm-es talajrétegben (1,5 t $CaCO_3$ ha^{-1} $év^{-1}$). Ekkor már csak a termésmennyiségeket mérték.
A kukorica monokultúra 1990-ben megszűnt, ezt követően 1994-ig extenzív lucernatermesztést folytattak, melynek során a talaj 3 m-es rétegében felhalmozódott NO_3^- felvehetőségét vizsgálták. Műtrágya kijuttatása ekkor már nem volt. A lucerna nitrát-felvételét publikálták (Deák 1998). 1995-ben zabot termesztettek, majd ősszel Pusztavacsról származó fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) csemeték telepítése történt. Az erdősítés után már nem volt semmilyen kezelés az állományokban. Az akáctelepítést követően Szováti et al. (2006) és Tolner et al. (2010) vizsgálták a NO_3^- mélységi felhalmozódásának változását. Az akkor 11 éves akácosban Ockert (2006) végzett átfogó vizsgálatokat, mely során a talajparamétereket (0-50 cm), az avart

és az állományszerkezetet is megvizsgálták. 2015-ben szintén állományszerkezeti vizsgálatok történtek a kísérleti terület „c” oszlopában (Harta et al. 2016), a korábbi műtrágyázás hosszútávú hatásait vizsgálva. Az akácos kísérleti terület alapjául szolgáló kukorica monokultúrás műtrágyázási kísérlet elrendezése az *1. ábrán* látható.



1. ábra:
A kukorica monokultúra műtrágyázási tartamkísérlet (jelenlegi akácos kísérlet) elrendezése.
1: kontroll parcellák, 2-12: eltérő adagú és arányú műtrágyázás. Szürke cellák: meszezés (1986-90). a,b,c: oszlopok, I., II., III., IV.: blokkok.

Tölgyerdő kísérlet

A tölgyes kísérlet egy korábbi kemizálási vetésforgó kísérletet parcelláin található, melyet 1972-ben hoztak létre. A kísérletben 25 éven keresztül (1972-98), évente vizsgálták 4 növekvő szintű műtrágyakezelés (NPK) hatását a különböző termesztett növények termésmennyiségére, a termés minőségére és elemtartalmára, illetve a talaj tulajdonságaira. Az összmennyiségeken belül a műtrágya-hatóanyagok mennyisége a termesztett növény (őszi búza, kukorica, burgonya, cukorrépa, szója) és a kísérlet szakaszai függvényében eltért. Az 1. kezelés kontroll volt, itt nem történt semmilyen kezelés. A kísérletet 3 szakaszra (A, B, C) osztották, mindegyikben 3 blokkal (a, b, c) és 4 sorral (I-IV), szakaszonként 60 db parcellával. A parcellák mérete 7,7 x 9,1 m, területük 70 m^2.
A tartamkísérletben öt különböző kísérleti szakaszt különítettek el.

1. Az első időszakban („K1” 1972-80) az intenzív műtrágyahasználat (0, 150, 300, 600, 900 kg $N+P_2O_5+K_2O$ ha^{-1} $év^{-1}$; megoszlás: 1,7:1:1,3) mellett három különböző intenzitású növényvédelmi kezelés (mechanikai-a, mérsékelt kémiai-b, intenzív kémiai-c) hatását vizsgálták. Rendszeresen mérték a szem és melléktermék mennyiségét, valamint a termés N, P, K tartalmát. 1972-ben és 1980-ban az egész kísérlet talajának szántott rétegét (0-20 cm) megvizsgálták.

2. A második szakaszban („K2” 1980-86) az évenkénti műtrágyahasználat (a) mellett PK 3 évenkénti előretrágyázás (c), illetve a műtrágyázás elhagyását (b) vizsgálták. A növényvédelmi tényezőt elhagyták, nitrogéntrágyázás évente történt. A 600 kg-os műtrágyaadagot 450 kg-ra, a 900 kg-ot 600 kg-ra csökkentették. A fő- és melléktermékek mennyiségén túl megmérték a

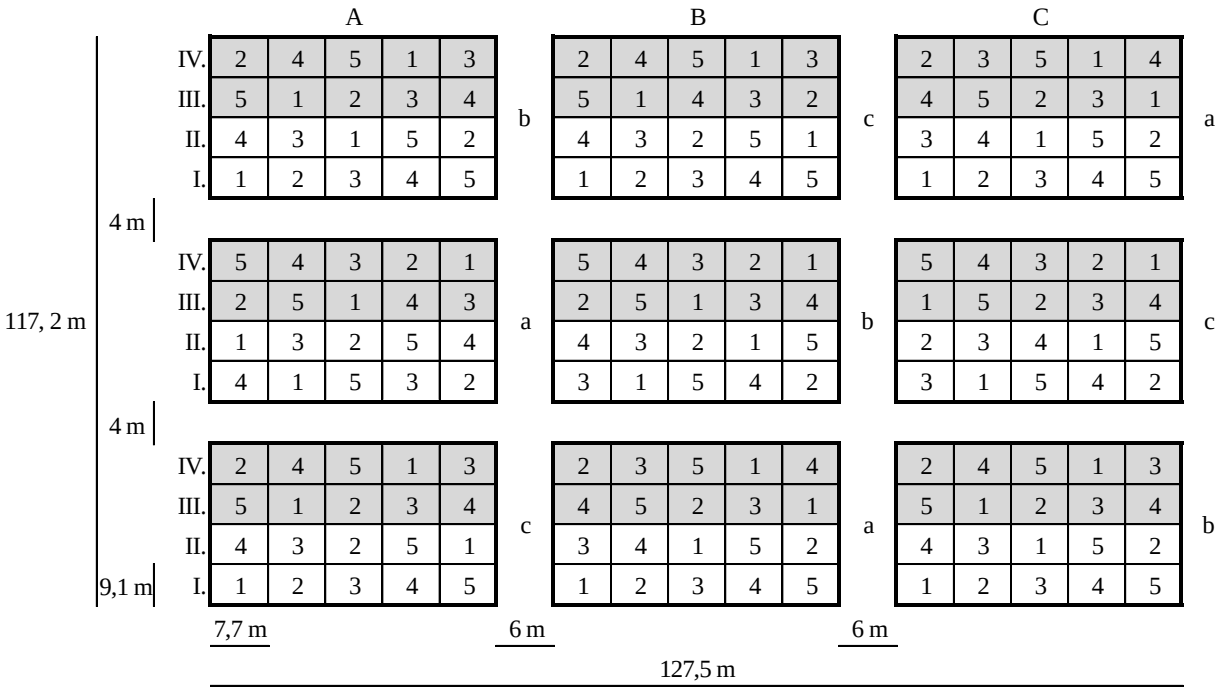
termés N, P, K Ca, Mg, Fe, Mn, Zn és Cu tartalmát is. Talajvizsgálat 1983-ban (0-20 cm) és 1986-ban (mélységi nitrát 0-300 cm) volt, ami kiterjedt a talajok mikroelemtartalmára.

3. A harmadik szakaszban („K3” 1986-92) a műtrágyázás mellett már talajjavítást (leromlott tulajdonságok) is alkalmaztak (pH és humusztartalom emelése) mésszel és szerves trágyával (III és IV sorok; 1,5 t $CaCO_3$ ha^{-1} $év^{-1}$; 30 t istállótrágya ha^{-1} 3 évente). A kijuttatás 1996-ig tartott. Megszűnt a műtrágya-használati különbség (a,b,c) és sorok szerint az alábbi kezelésváltozatok különültek el: I. műtrágyázott, II műtrágyázott+istállótrágya, III. műtrágyázott+mésztárgya, IV. műtrágyázott+istállótrágya+mésztrágya. Évenként mérték a fő- és melléktermés mennyiségét, 1989-ben részletes (0-300 cm) talajvizsgálatot végeztek.

4. A negyedik szakaszban (1992-1998) az „A” szakaszban tovább folytatódott az intenzív műtrágyázás, kukorica és búza jelzőnövényekkel. A „B” szakaszban félintenzív kukorica, búza, rozs, zab, lucerna, és árpa termesztése folyt. A „C” szakaszon 1990-től extenzív növénytermesztés folyt kukorica és árpa jelzőnövényekkel, illetve gyepen. Itt trágyát már nem juttattak ki, a tápelemekkel különbözőképpen feltöltött talaj hatását vizsgálták. Évente mérték a főtermés és a melléktermés tömegét, 1998-ban részletes talajvizsgálatokra került sor.

5. A jelenleg is tartó ötödik szakaszban az „A” szakaszra, 1998-ban kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) telepítése történt, a kísérlet többi részét megszűntették. A tölgyest eddig még nem értékelték.

A vetésforgó kísérleti terület talaj vonatkozású eredményeit felodolgozó legfontosabb publikációk: Kovács és Füleky (1991), Füleky és Kovács (1993), Füleky és Debreczeni (1991), Füleky és Kovács (1994), Füleky et al. (1994ab), Kovács és Füleky (1994), Füleky és Tasi (1998), Füleky (2008), Füleky (2014).
A tölgyes kísérleti terület alapjául szolgáló vetésforgó műtrágyázási kísérlet elrendezése a *2. ábrán* látható.

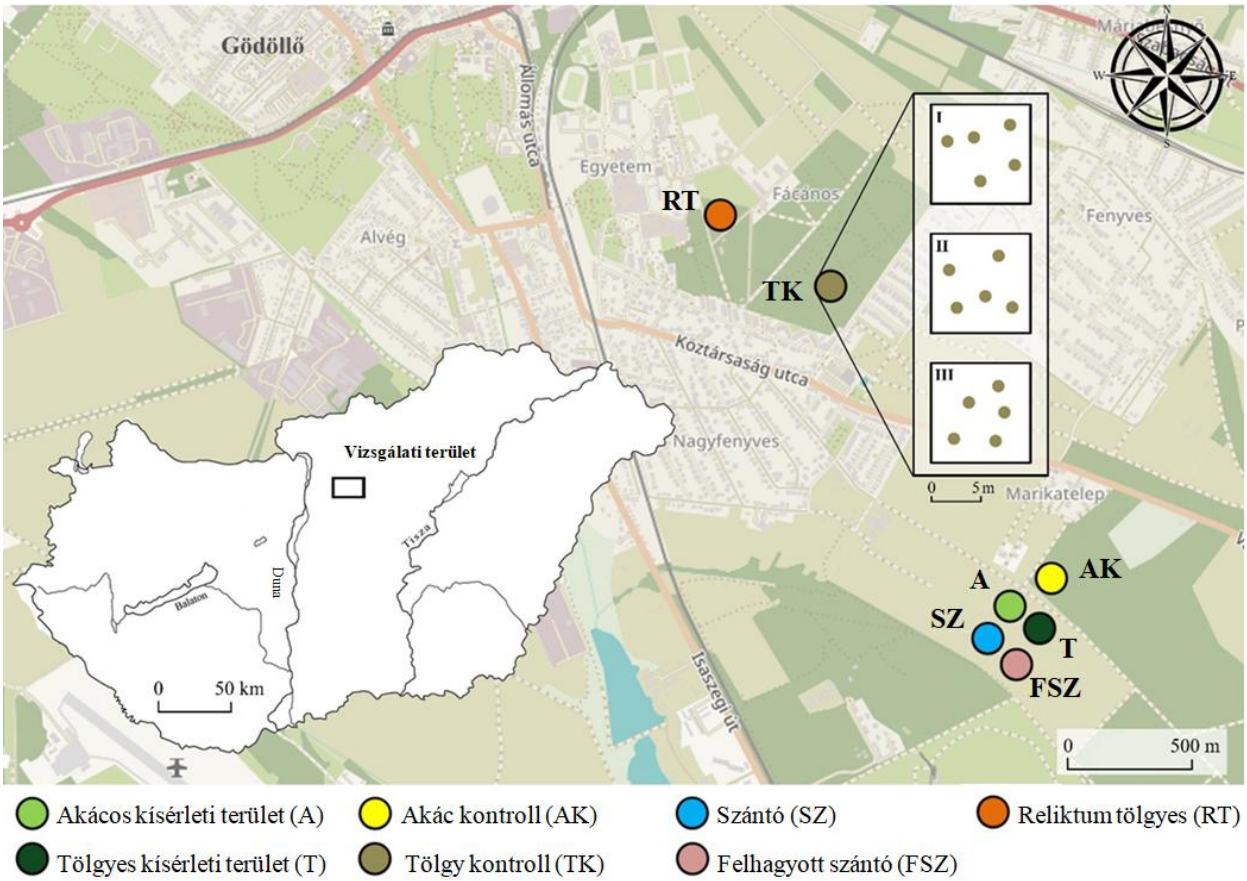


2. ábra:
A vetésforgó műtrágyázási tartamkísérlet elrendezése. Az "A" szakasz a jelenlegi tölgyes kísérlet.
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő adagú műtrágyázás. Szürke cellák: meszezés (1986-96). A, B, C: szakaszok, a,b,c: blokkok, I., II., III., IV.: sorok.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. A vizsgálati terület általános jellemzése

Vizsgálatainkat a Szent István Egyetem Szárítópusztai Kísérleti Telepén lévő két beerdősített műtrágyázási tartamkísérletben (2.3 fejezet), illetve 5 kontroll élőhelyen végeztük (Gödöllő, Pest megye). A kontrollterületeket úgy választottuk ki, hogy a kb. 20 éves kísérleti területek jól összehasonlíthatóak legyenek a környékbeli művelt és a művelésből kivont szántókkal, művelt tölgyesekkel, idegenhonos akácosokkal és a táj őshonos zárótársulásával. A tölgyes kísérleti terület (T) és az akácos kísérleti terület (A) mellett így vizsgálatainkat egy művelt szántó (SZ), egy felhagyott szántó (FSZ), egy akácos kontroll (AK), egy tölgyes kontroll (TK) és egy reliktum tölgyes állományban (RT) végeztük. A talajfauna tekintetében a szántóterület reprezentálta az erdősítést megelőző állapotokat, a kezdeti közösségi viszonyokat. A szukcesszió első fázisát a felhagyott szántóterületen létrejött gyep jelentette. A két vizsgált fafaj (tölgy, akác) erdészeti művelés alatt álló kontroll területei, illetve a reliktum társulás alapján még pontosabb képet kaptunk az erdősítés utáni talajbiológiai állapotok szukcesszióról. A vizsgálati terület koordinátái: é.sz. 47°34'31,74" – 47°35'33,21"; k.h. 19°22'01,23" – 19°23'05,53" (WGS84) (*3. ábra*).



3. ábra:
A beerdősített kísérleti területek (A, T) és a kontroll élőhelyek elhelyezkedése (színes körök) a vizsgálati területen (Gödöllő, Pest megye). A beszúrt téglalapon belüli három négyzet (I-III) a kontroll élőhelyről vett három ismétlést reprezentálja, random mintavételekkel (0-20 cm talaj és ugróvillás vizsgálat).
A: akácos kísérleti terület, T: kocsánytalan tölgyes kísérleti terület, AK: akác kontroll, TK: kocsánytalan tölgyes kontroll, RT: reliktum tölgyes, SZ: szántó, FSZ: felhagyott szántó.

A beerdősített kísérleti területekről és a kontroll élőhelyekről fotók a *4. és 5. mellékletben* találhatóak.

Geológia, hidrológia és éghajlat

A vizsgálati terület földrajzilag a Gödöllői-dombság kistáj része, amely átmenetet képez az Északi-középhegység (Cserhát) és az Alföld (Duna-Tisza-közi Homokhátság) között. A nagy kiterjedésű, mérsékelt lejtésű dombság főként laza üledékekből áll, amely alapvetően meghatározza a terület termőhelyi és hidrológiai viszonyait. A dombság agroökológiai potenciálját a kárpáti és a kontinentális klímahatás együttesen befolyásolja. Az éghajlat mérsékelten hűvös, mérsékelten száraz kontinentális. Az átlagos évi középhőmérséklet 9,5-9,7 ^{o}C, a vegetációs időszakban átlag 16,5–17,0 ^{o}C. A minimum hőmérséklet -16 ^{o}C, a maximum 33 ^{o}C, a fagymentes időszak hossza 186–190 nap évente. Az éves napfénytartam 1950 óra. Az évi csapadékmennyiség átlagosan 540-580 mm, amiből 320–340 mm esik le a vegetációs időszakban. A talajvíz mennyisége csekély és 5 m-nél mélyebben helyezkedik el. Az ariditási index 1,17–1,20, hidrológiai szempontból a kistáj meglehetősen száraz terület. A talajvíz kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, mérsékelten kemény, szulfátban szegény, nem nitrátos. A legjellemzőbb erdészeti klíma a kocsánytalan tölgyes, ill. cseres (Debreczeni 1994, Dövényi 2010).
A környékbeli táj arculatát az intenzíven művelt szántóföldek és az erdők hasonló mértékben határozzák meg. A természetes vegetáció nyílt és zárt, lösz- valamint homokgyepeket is tartalmaz, azonban a terület legnagyobb részén a klimatikus és edafikus adottságoknak megfelelő eredeti vegetáció az erdő. A jellemző erdőtársulások az *Aceri campestri-Quercetum roboris, Querco petreae-Carpinetum, Quercetum petraeae-cerris, Quercetum pubescenti-cerris* és a *Quercetum pubescenti petraeae*, valamint a főként fehér akácból álló mesterséges erdők. A legelterjedtebb termesztett növények a gabonák, a pillangós, valamint olajos növények.

Akácos kísérleti terület (A)

Az akácos kísérleti terület (A) sík elhelyezkedésű, kb. 1,0 ha területű, tengerszint feletti magassága (mBf) 235 m. Északkeleti és délnyugati oldalról szántókkal, északnyugatról egy cserjés árokkal határos. Déleleti oldalán vadkerítés húzódik, és itt egy cserjés sávval csatlakozik a tölgyes kísérleti területhez. Laza lombszerkezetű, viszonylag nyílt, fénygazdag állomány. Az egyszintes lombkoronaszint záródása átlag kb. 50%, melyben az uralkodó fafaj a fehér akác, átlagosan 13,2 m magassággal és 2,6 m törzstávolsággal (2200 fa ha^{-1}). A cserjeszint a nem meszezett területen szórványos (30%), a meszezett részeken viszont sűrű (60%), erősen árnyékoló hatású. Szinte kizárólag kései meggy (*Prunus serotina*) alkotja, de szórványosan előfordul a fekete bodza (*Sambucus nigra*), a galagonya (*Crategus* sp.), rózsák (*Rosa* spp.), illetve a cserje méretű nyugati ostorfa (*Celtis occidentalis*), a zöld- (*Acer negundo*) a korai- (*Acer platanoides*) és a hegyi juhar (*Acer pseudoplatanus*), valamint a mirabolán (*Prunus cerasifera*). A gyepszintet az erősen cserjés részeken néhány szórványosan megjelenő árnyéktűrő faj alkotja, míg a nem meszezett parcellákon a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) dominál (min. 30% borítottság). Az avarréteg viszonylag vastag (1,5-2,0 cm) és erősen bomlott levelekből, valamint termésekből áll. A talajon sok az ágavar.

Tölgyes kísérleti terület (T)

A tölgyes kísérleti terület (T) sík elhelyezkedésű, kb. 0,5 ha kiterjedésű, tengerszint feletti magassága (mBf) 235 m. Délkeleti és délnyugati oldalán szántóterületekkel határos, északnyugatról az akácos kísérleti területtel, északkeletről egy akácos-cserjés területtel határolt. Zártabb lombszerkezetű, kevésbé fénygazdag, az egyszintes lombkoronaszint záródása átlag 80-90%. Az uralkodó fafaj a kocsánytalan tölgy, átlagosan 10,1 m magassággal és 1,7 m törzstávolsággal (3000 fa ha^{-1}). A lombkoronaszintben szórványosan megjelenik a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a zöld juhar (*Acer negundo*) és a rezgő nyár (*Populus tremula*) is. A cserjeszint fejletlen (átlag 20%), a néhány szórványosan előforduló cserje főként fekete bodza

(*Sambucus nigra*), valamint rózsák (*Rosa* spp.). A gyepszint kis borítottságú, csak néhány árnyéktűrő faj jelenik meg. Az avarréteg vastag (2-3 cm) és főként alig bomlott levelekből áll. A talajon lehullott faágak előfordulnak.

Kontroll művelt erdők (AK, TK)

A kb. 0,8 ha nagyságú, 38 éves **kontroll akácos** (AK) kb. 90 m-re északra található az akácos kísérlettől, köztük egy szántó helyezkedik el. Szerkezetét tekintve hasonló tulajdonságokkal rendelkezik, mint az akácos kísérleti terület mésszel nem kezelt része. A fák termete, a lombkoronaszint záródása (40-50%) és a növényzet összetétele is hasonló (1500 fa ha^{-1}). A cserjeszint fejletlen, borítottsága kb. 50%. A gyepszint (főként *Bromus sterilis*) meglehetősen sűrű, záródása 60-70%.

A **kontroll tölgyes** (TK) a MATE területén található, kb. 1400 m-re a tölgyes kísérleti területtől, 230 m tengerszint feletti magasságban (mBf). Az állomány fejlett, idősebb, a lombkoronaszint kétszintes. A fák ritkábban állnak (900 fa ha^{-1}), de az állomány sűrű (a lombkoronaszint záródása kb. 90%). A gyepszintben magas borítással, valamint a fákra felkúszva mindenhol megtalálható a borostyán (*Hedera helix*). A cserje- (50%) és a gyepszint (60%) is fejlett.

Reliktum tölgyes (RT)

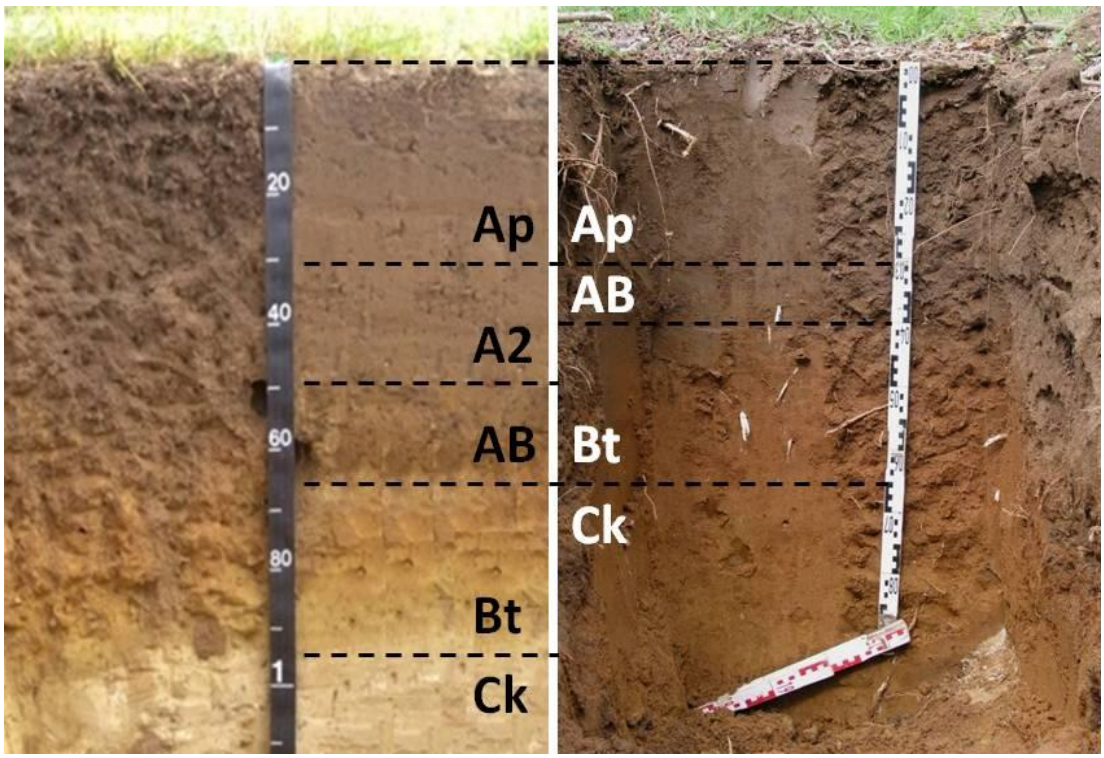
A reliktum tölgyes (RT) kb. 1,5 ha kiterjedésű gyertyánelegyes mezei juharos-tölgyes reliktumfolt (*Aceri campestri-Quercetum petraeae-roboris*). Ez az erdőtípus az egyik utolsó ilyen társulás Magyarországon, de őshonos a hűvös kontinentális éghajlaton. Országos szintű védettséggel rendelkezik. A MATE Botanikus Kertjében található, a kontroll tölgyestől kb. 600 m távolságra, 245 m tengerszint feletti magasságban (mBf). Szerkezete meglehetősen fejlett, két lombkoronaszintes, fajgazdag, diverz lomb-, cserje- és lágyszárúszinttel. Az uralkodó fák mérete nagyobb, koruk idősebb a kontroll tölgyesénél. Szórványosan megtalálhatóak benne a nagytermetű, idős, odvas fák is.

Szántó (SZ) és felhagyott szántó (FSZ)

A **művelt szántó** (SZ) közvetlenül az akácos kísérleti terület mellett, attól DNY-i irányban helyezkedik el. A felvételezés időpontjában őszi búza (*Triticum aestivum*) árvakelés volt rajta. Az intenzíven művelt talaj egyenetlen, kissé rögös és fedetlen volt.
A **felhagyott szántó** (FSZ) a művelt szántóval szomszédos, a mintavételi helyek közti távolság kb. 150 m. Legalább három éve nem volt művelve, így záródott gyep volt rajta, melyet nagyszámú egy- és kétszikű lágyszárú növényfaj alkotott. A fűavar vastag volt (2-3 cm) és egyenletesen fedte a talajfelszínt.

3.2. A beerdősített kísérleti területek talajtani jellemzői

A kísérleti területek alapkőzete a negyedidőszakban leülepedett lösszel kevert homok, amely édesvízi mészkőre és márgára települt felső-pannóniai homokos-agyagos üledékeken helyezkedik el. Az ezen kialakult talaj a magyar genetikus talajosztályozás alapján Ramann-féle barna erdőtalaj rozsdabarna erdőtalaj altípusa (Stefanovits 1972), amely nemzetközi osztályozási rendszerben Luvic Endocalcic Phaeozem (Loamic, Aric) típus (IUSS Working Group WRB 2014). A terület talaját a fellelhető irodalmak (Kovács és Füleky 1991, Debreczeni 1994, Debreczeni és Debreczeniné 1994, Füleky 2008), egy a Szárítópusztai kísérleti telepen feltárt talajszelvény (Gulyás 2017) és az akkor 11 éves akácos kísérletben feltárt profil (Ockert 2006), valamint saját mélységi mintavételeink (tölgyes kísérletből 2017-ben) alapján jellemeztem (*4. ábra*).



4. ábra:
A trágyázási tartamkísérleti terület talajszelvénye Gulyás (2017) – bal oldal, valamint Ockert (2006) – jobb oldal szerint.
Ap: művelt humuszos réteg, A2: nem művelt humuszos réteg, AB: átmeneti szint, Bt: agyagfelhalmozódási szint, Ck: karbonátos alapkőzet. A jobb oldali kép nedvesebb talajállapotot mutat.

A terület talajvastagsága átlagosan 60-90 cm, melyből a humuszos talajréteg (H> 1%) 30-40 cm. A talaj vertkálisan a következő genetikai szintekre tagolható:

1. Ap szint (0-30 cm), amely barna (10YR 4/3), nedvesen sötét barna (10YR 3/3) színű, közepesen fejlett apró szemcsés-morzsás szerkezetű. A szint gyökerekkel sűrűn átszőtt, sok a giliszta- és a hangyajárat benne. A következő szintbe fokozatosan megy át.

2. A2 szint (30-50 cm), amely a felső, humuszos réteg korábban nem művelt része és csak a vastagabb talajú profilban különíthető el. Színe barna (10YR 5/3), nedvesen sötét sárgásbarna (10YR 4/2), szerkezete közepesen fejlett, apró és közepes szemcsés-morzsás. Gyökerekkel szintén sűrűn átszőtt réteg, sok földigiliszta és hangyajárattal.

3. AB szint (30-40/50-65 cm), amely sárgás barna (10YR 5/4), nedvesen sötét sárgásbarna (10YR 4/4) színű, közepesen fejlett, közepes szemcsés elsődleges, apró és közepes szemcsés-morzsás másodlagos szerkezetű. Gyökereket a fás vegetáció alatt még nagy számban tartalmaz. Az átmenet határozott a következő szintbe.

4. Bt szint (40-65/65-95 cm), amely sárgás barna (10YR 5/6), nedvesen sötét sárgásbarna (10YR 4/6), közepesen fejlett, közepes hasábos elsődleges, apró és közepes szemcsés-morzsás másodlagos szerkezetű. A szerkezeti elemek felületén és a pórusokban agyaghártyák jelennek meg. Gyökerek a fás élőhelyeken még előfordulnak, néhány gilisztajárat előfordul. Az átmenet éles, hullámos a következő szintbe.

5. Ck szint (> 65/95 cm), amely halványsárga (2,5 Y 8/2), nedvesen halvány sárgásbarna (2,5Y 6/4), szerkezet nélküli alapkőzet. Itt már sok a $CaCO_3$ kiválás, kemény és porló konkréció. Gyökereket a szint felső része a fás vegetáció alatt még elvétve tartalmaz.

A **talaj fizikai félesége** a szemcseösszetétel szerint homokos-vályog, a finom és a durva homok aránya a profilban 0,9-1,3. A homokfrakció aránya az AB szintig nagyobb, az AB és a Bt szintben az agyagtartalom megnő (Ap: 13,2%, Bt: 21,6%). A térfogattömeg az alsóbb szintekben megfelelő, a felső szintekben azonban magas (1,72 $g \cdot cm^{-3}$). A korábbi intenzív művelés tehát nagymértékben tömörítette a talaj felső rétegét, amely erózióra is hajlamos. A teljes pórustér megfelelő (50%), a gravitációs pórusok aránya azonban nagy. A homokon kialakult talaj tehát nagy szemcseméretű, alacsony ásványi- és szerves kolloid-tartalma miatt kedvezőtlen vízgazdálkodási tulajdonságokkal jellemezhető. Habár jó víznyelésű és vízvezető képességű, azonban víztartó képessége gyenge. A növények által hozzáférhető víz mennyisége a felső 100 cm-es rétegben 102,9 mm (70 cm-ig 56 mm), ami átlagos érték (*1. táblázat*).

1. táblázat:
A beerdősített kisérleti területek talajának szemcseméret-összetétele és textúrája, valamint vízgazdálkodási tulajdonságai (Ockert 2006).
Homok: 2,0-0,02 mm, Agyag: <0,002 mm, FF: fizikai féleség, ρt: térfogattömeg, Vt: teljes pórustérfogat, Vg: gravitációs pórustérfogat, DV: növények által hozzáférhető víz mennyisége (diszponibilis nedvesség).

Genetikai szint	Mélység	Homok	Agyag	FF	ρt	Vt	Vg	DV
	cm	%	%		$g\ cm^{-3}$	%	%	$mm\ 10cm^{-1}$
Ap	0 - 10	77	11	HV	1,58	51,2	20,7	11,0
	15 - 25	79	15	HV	1,72	51,4	22,5	12,5
AB	30 - 40	73	17	HV	1,63	54,1	21,0	16,6
Bt	45 - 55	73	17	HV	1,53	49,1	18,6	7,0
Bt-Ck	60 - 70	71	17	HV	1,63	49,2	19,1	8,4

A talaj teljes anyagának ásványi összetételében a kvarc dominál (61-71%), de kis mennyiségben illit és csillámok, klorit és kaolinit, montmorillonit, plagioklász, ortoklász és amorf ásványok is előfordulnak. A meszet is tartalmazó rétegekben a kalcit (12%) és a dolomit (4%) is megjelenik. A talaj agyagos részének agyagásványai közül az illit a kilúgozott rétegektől a meszet tartalmazó rétegek felé csökken (66-37%), a klorit (15-23%) és a szmektit (8-30%) mennyisége nő.

A **bázikus kationok** között minden mélységben a Ca^{2+} és a Mg^{2+} a meghatározó, ami kedvező talajállapotra utal. A Na^{+} mennyisége elenyésző, a talaj sótartalma a teljes profilban (0-100 cm) 0,02% alatt van. A talaj bázistelítettsége (65-84%) kedvezőnek mondható, bár a felső 40 cm-ben 80% alatt marad, ami gyengén telítetlen. A talaj kationcsere-kapacitása és pufferkapacitása megfelelő (*2. táblázat*).

2. táblázat:
A beerdősített kisérleti területek talajprofiljának tulajdonságai a kicserélhető kationok alapján (Ockert, 2006).
S: bázikus kationok, T(CEC): kationcsere-kapacitás, BS: bázistelítettség.

Genetikai szint	Mélység	Ca	Mg	K	Na	S	T (CEC)	BS
	cm	mgeé $100g^{-1}$				$cmol\ kg^{-1}$		%
Ap	0 - 25	8,4	3,2	0,48	0,11	22,0	29,2	75,3
AB	30 - 40	7,9	2,2	0,38	0,09	20,7	32,1	64,5
Bt	45 - 55	10,3	2,4	0,39	0,11	23,1	27,5	84,0
Bt-Ck	60 - 70	3,3	2,7	0,41	0,11	19,8	23,6	83,9

A fenti adatok az akkor 11 éves akácos meszezett parcellájáról származnak (Ockert 2006). Gulyás (2017) talajszelvény-leírásában a T-értékek (CEC) 14,9-17,8 $cmol \cdot kg^{-1}$ értékek között

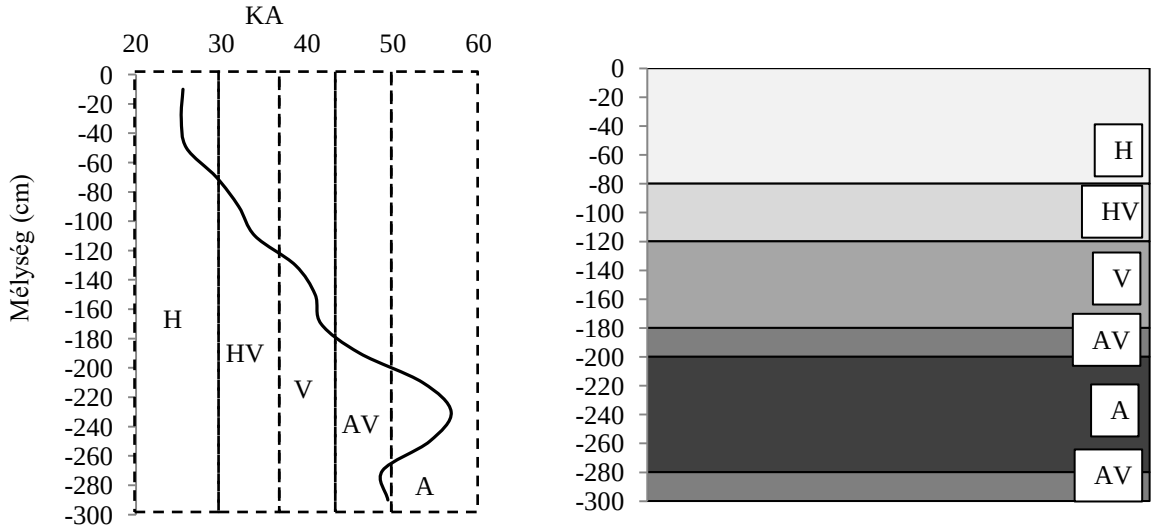
változnak, míg a bázistelítettség (BS) 77,2-89,2% között változik. Az alapkőzet esetében (>95 cm) a T-érték 20,3 $cmol \cdot kg^{-1}$, a bázistelítettség 100%.

A **talaj tápanyagszolgáltató képességét** a 0-300 cm-es talajprofilban, 20 cm-es rétegenként a *3. táblázat* mutatja (Füleky és Debreceni 1991, Kovács és Füleky 1991, Füleky és Kovács 1993, illetve saját számolások egy 1986-ból, a kísérleti területekről származó nyers adatsor alapján).

3. táblázat:
A beerdősített kisérleti területek talajszelvényének tulajdonságai, 20 cm-es rétegekben, 100 cm mélységig (A), illetve a fizikai féleség (K_A) rétegei (*5. ábra*) szerint 300 cm mélységig (B) (Füleky és Debreceni 1991, Kovács és Füleky 1991, Füleky és Kovács 1993, saját számolások nyers adotok alapján).
FF: fizikai féleség, H: humusztartalom. 1986-ban mért adatok. A pH_{KCl}, NO_3^-, P_2O_5 és K_2O esetében csak a nem műtrágyázott, kontroll parcellák eredményei.

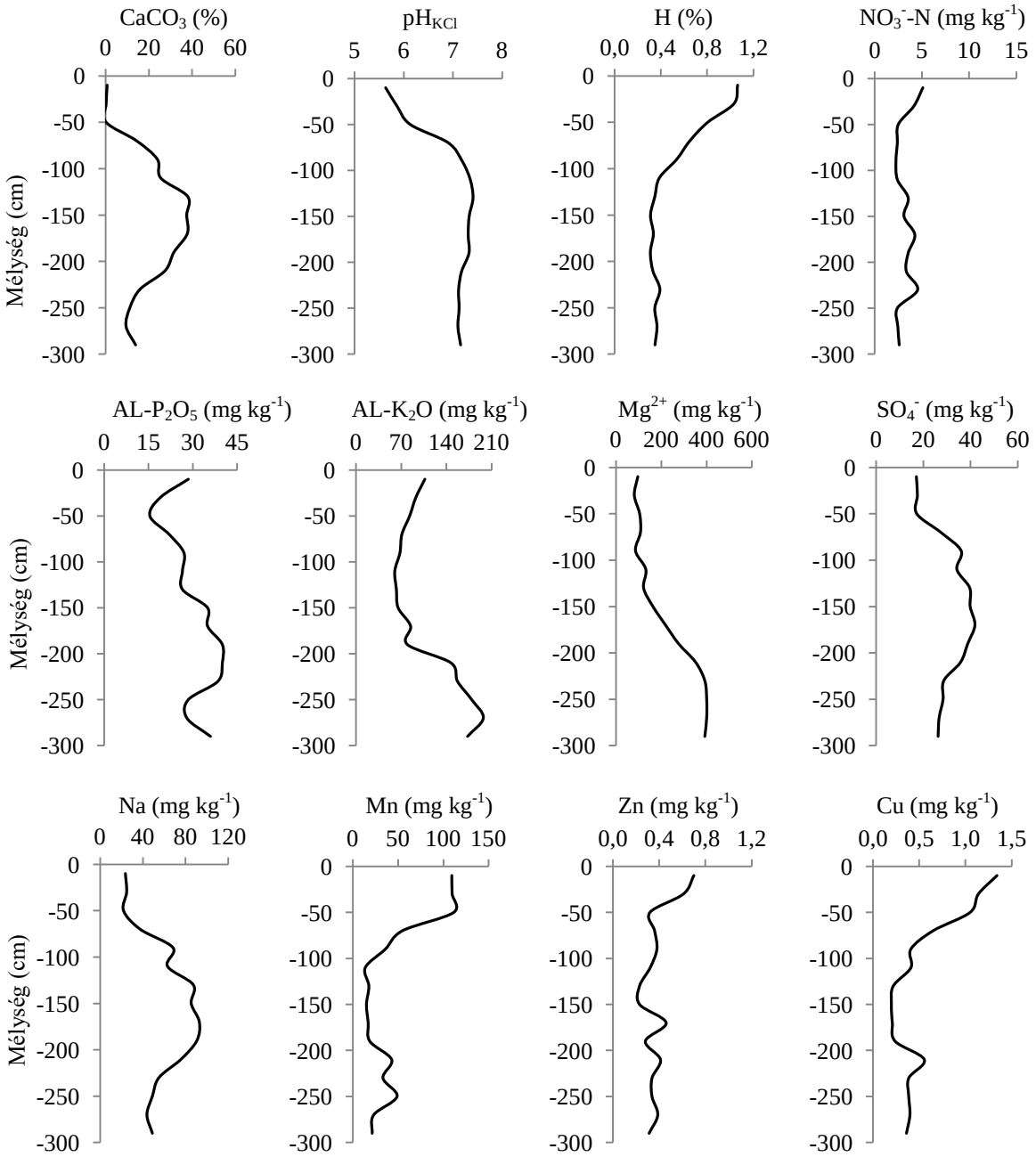
Mélység (cm)	K_A	FF	H	pH_{KCl}	$CaCO_3$	NO_3^--N	AL-P_2O_5	AL-K_2O
			%		%	mg kg^{-1}		
	A. 0-100 cm							
0-20	26	H	1,30	5,0	0,2	5,1	26	109
20-40	25	H	1,03	5,8	0,2	4,2	20	85
40-60	26	H	0,81	6,2	0,4	2,5	12	79
60-80	29	H	0,65	7,0	11,6	2,4	14	73
80-100	32	HV	0,54	7,3	24,7	2,3	21	60
	B. 0-300 cm (fizikai féleség szerint)							
0-80	27	H	0,95	6,0	3,1	3,5	18	87
80-120	33	HV	0,46	7,3	24,7	2,3	27	64
120-180	40	V	0,33	7,3	37,7	3,6	32	62
180-200	46	AV	0,31	7,3	31,6	3,6	40	80
200-280	53	A	0,36	7,1	16,0	3,2	42	170
280-300	49	AV	0,35	7,2	13,9	2,6	36	142

Az Arany-féle kötöttségi értékek (K_A) szerint a talaj 80 cm mélységig homok fizikai féleségű. A mélységgel a kötöttség is nő, majd 220-240 cm mélységben éri el a maximumot, ahol egy agyagréteg található (*5. ábra*).



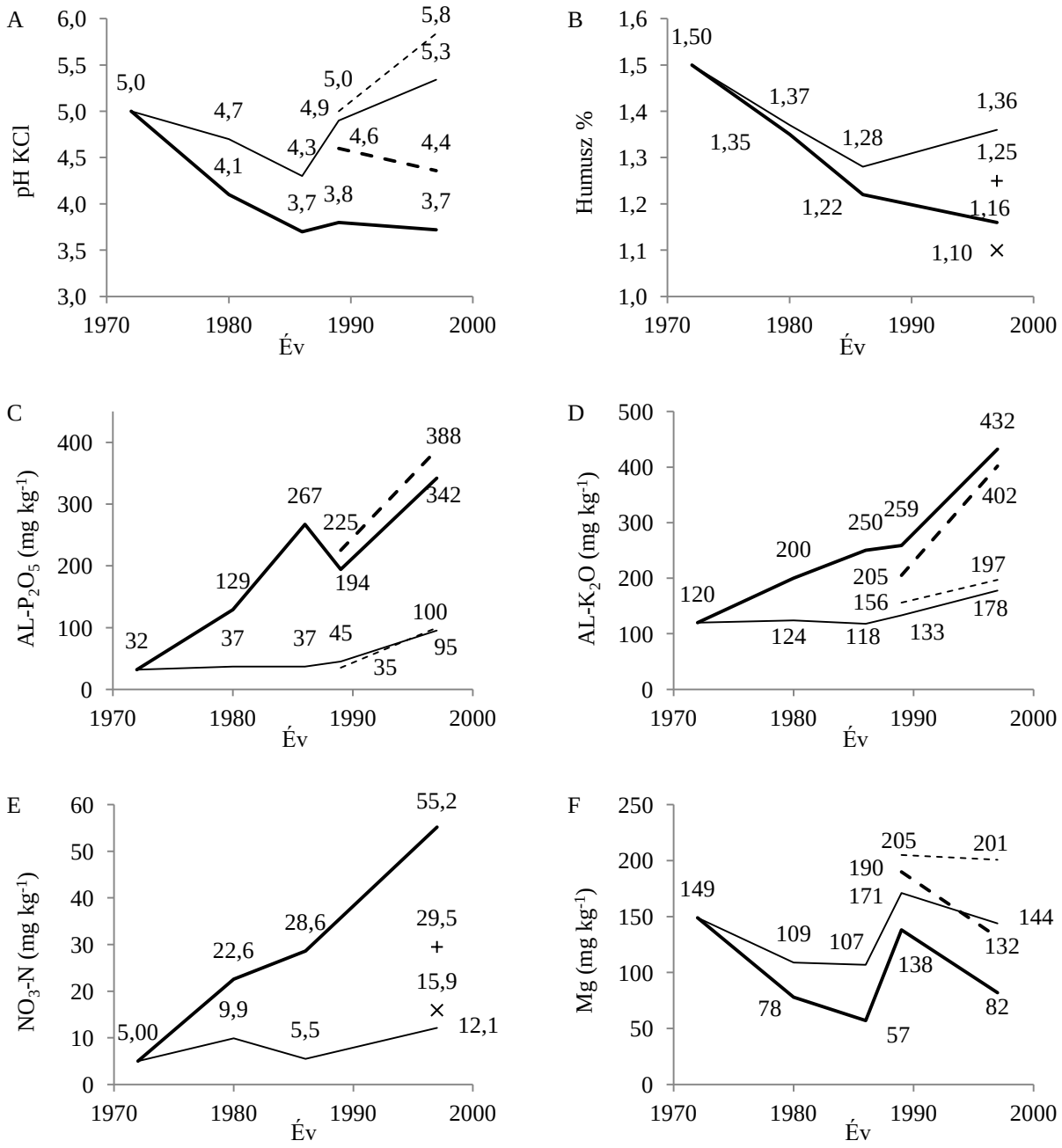
5. ábra:
A kísérleti területek K_A értékei és fizikai félesége 0-300 cm mélységig.
H: homok, HV: homokos vályog, V: vályog, AV: agyagos vályog, A: agyag

A kísérletek indulásakor a talaj kedvezőtlen tápanyag-ellátottsági tulajdonságokkal volt jellemezhető. A humusztartalom az egész szelvényben nagyon alacsony volt, az 1%-ot csak a felső 40 cm-en haladta meg. A feltalaj karbonátmentes volt, számottevő mésztartalom csak 60 cm alatt jelent meg. A pH-értékek eddig a mélységig alacsonyak voltak (savanyú-gyengén savanyú), majd a karbonát-tartalom megjelenésével együtt az értékek is emelkedtek. A desztillált vízzel mért pH értékek (pH_{H2O}) a karbonátos réteg megjelenéséig 7,0 körüliek voltak, ami meghatározó mennyiségű adszorbeált potenciális savat jelez a kolloidok felületén. A szántott réteg (0-20 cm) alapvetően igen gyenge nitrogén-szolgáltató képességű volt ($N_{össz}$ = 0,12%), gyenge foszfor- (AL-P_2O_5 = 20-30 mg·kg^{-1}) és közepes káliumellátottsággal (AL-K_2O = 100-120 mg·kg^{-1}) volt jellemezhető. A Zn és Cu csak kis mennyiségben volt a talajban (*6. ábra*).



6. ábra:
A kísérleti területek talajának tápelem-szolgáltató képessége, mélységi görbék (0-300 cm). 1986-ban mért adatok. A pH_{KCl}, NO_3^-, P_2O_5 és K_2O esetében csak a nem műtrágyázott, kontroll parcellák eredményei. H: humusztartalom.

Az **intenzív gazdálkodás, a hosszantartó és nagy adagú műtrágyázás hatására** a talajállapot nagymértékben leromlott, a talajban nem kívánatos folyamatok indultak meg. A negatív hatások leginkább a legnagyobb adagú műtrágyákkal kezelt parcellák szántott talajrétegében (0-20 cm) jelentkeztek (*7. ábra*).

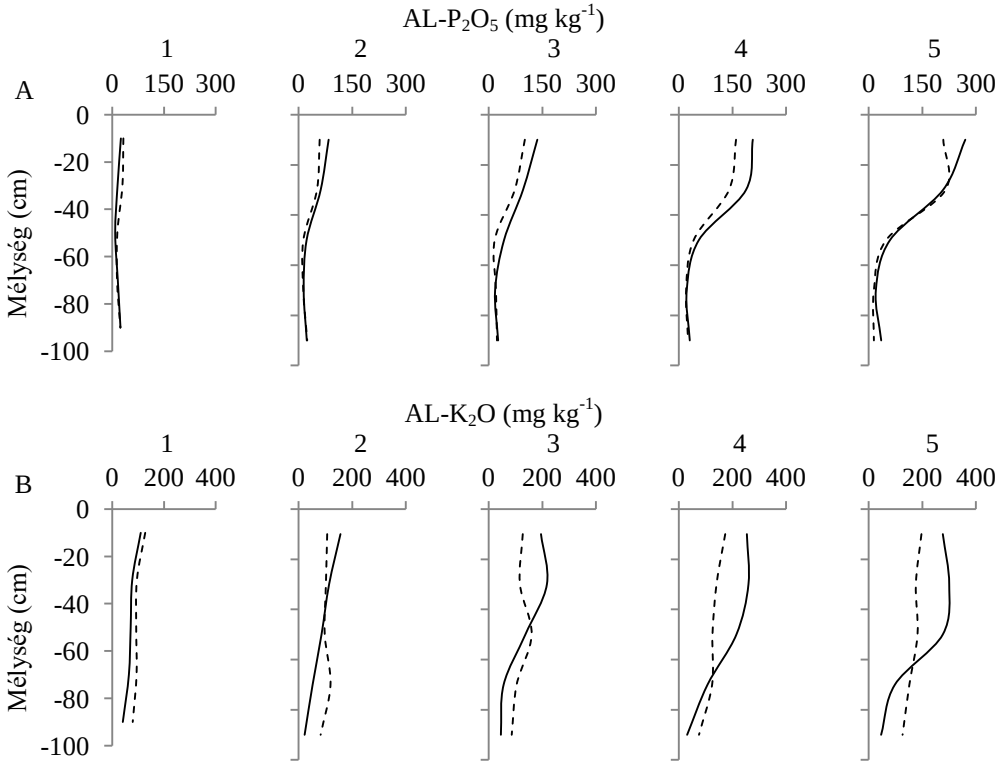


7. ábra:
A felszíni talaj (0-20 cm) tápanyag-szolgáltató képességének változásai az intenzív műtrágyázás hatására, az erdőtelepítés előtt. A: pH_{KCl}, B: Humusztartalom (%), C: P_2O_5 (mg kg^{-1}), D: K_2O (mg kg^{-1}), E: NO_3-N (mg kg^{-1}), F: Mg (mg kg^{-1}). Vékony vonal: kontrol (1) parcellák, vastag vonal: legnagyobb műtrágyakezelés (5) parcellái, szaggatott vonal: meszezett parcellák, x: meszezett kontrol (1), +: meszezett 5. kezelés.

A hosszantartó, nagy adagú műtrágyázás hatására a pH értékek drasztikusan csökkentek, a kísérletek feltalaja elsavanyodott. Ezt leginkább a talaj Ca^{2+} és Mg^{2+} ionjainak nagymértékű csökkenése okozta. A későbbi meszezés minden parcellán megemelte a pH-t, a talaj további savanyodása megállítható volt. A pH csökkenése miatt az oldható mangántartalom kismértékű növekedését mérték. A talaj humusztartalma az intenzív mezőgazdasági művelés hatására

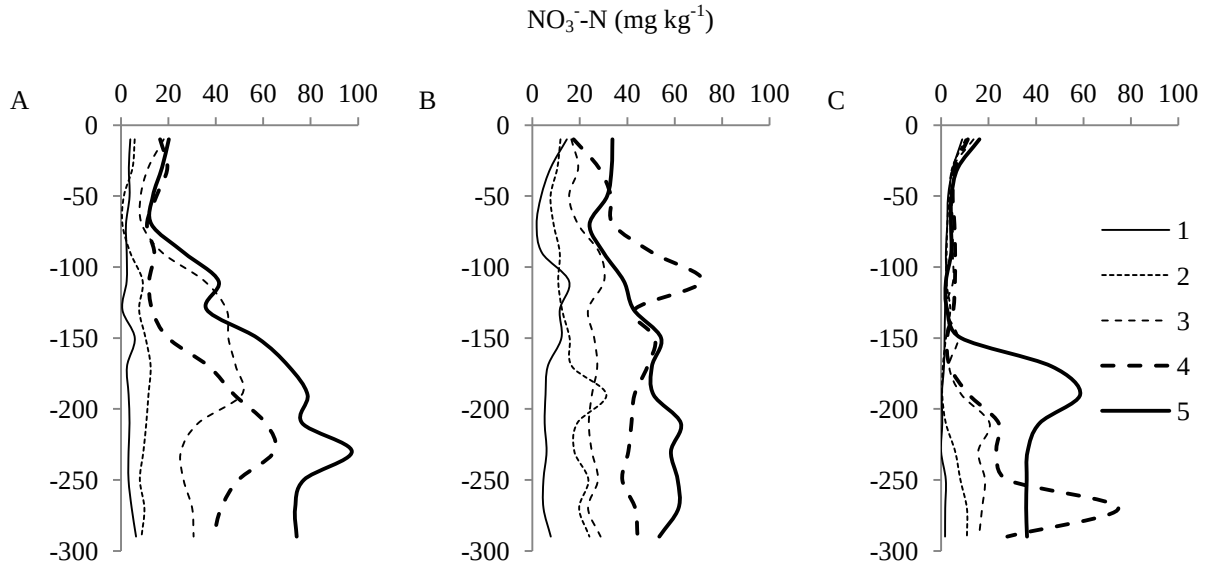
jelentősen lecsökkent. A folyamat a kontroll parcellákon is jelentkezett, tehát a csökkenés oka elsősorban szevesanyag-utánpótlást hiánya és az intenzív művelés miatt felgyorsult mineralizáció volt.

A műtrágya eredetű tápelemek a műtrágyázás ideje alatt feldúsultak a nagyobb adagú kezelések parcelláinak talajában. Az AL-oldható P_2O_5 és K_2O koncentrációja jelentősen megemelkedett a szántott rétegben, de a hatás 60-80 cm mélységig érzékelhető volt. A P a gyenge kategóriából a közepes, ill. igen jóba került, a K-tartalom a közepes kategóriából a jó és igen jó ellátottsági szintig növekedett. A trágyázás elhagyása az AL-oldható foszfor- és káliumtartalom jelentős csökkenését és a felhalmozódási pontok elmozdulását eredményezte. Ez a kálium esetében fokozottabban mutatkozott meg (*8. ábra*). A szuperfoszfát alkalmazása miatt a szántott réteg SO_4^{2-}-tartalma növekedett, majd a műtrágyázás szüneteltetése után jelentősen csökkent.



8. ábra:
A műtrágyázás és az extenzív művelés hatása az AL-P_2O_5 (A) és AL-K_2O (B) tartalom mélységi eloszlására (0-100 cm) az erdőtelepítés előtt.
Folyamatos vonal: 17 év műtrágyázás után (1986), szaggatott vonal: 8 évvel a műtrágyázás felhagyása után (1998).
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő adagú műtrágya (NPK) kezelések.

A nagyobb adagú műtrágyakezelést kapott parcellákon már 17 év után nagy mennyiségű ásványi nitrogén-felhalmozódást (NO_3^- + NH_4^+) mutattak ki a talajképző kőzetben. Ezt főként a nitrát-N felhalmozódása okozta, a növények szükségleteit meghaladó N-műtrágyázás esetén. A legnagyobb nitrogén műtrágya adag esetén ez közel 2000 kg nitrát-N ha^{-1} felhalmozódását jelentette a 3 m-es talajrétegben.
A NO_3^--tartalom mélységi eloszlása alapján feltételezhető, hogy a felhalmozódás nem korlátozódott a felső 3 m es talajrétegre, a mélyebb rétegek szintén jelentős mennyiséget tartalmazhattak. A 4 évnyi lucernatermesztést követően a felső 150 cm-es talajréteg ásványi-N felhalmozódása megszűnt (*9. ábra*).



9. ábra:
A nitrát-N mélységi eloszlása hosszútávú műtrágyázás hatására, 1986-ban (A) és 1989-ben (B), valamint 4 évnyi lucernatermesztést követően, 1994-ben (C).
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő adagú műtrágya (NPK) kezelések. Vékony folyamatos vonal: kontroll (1) parcellák, vékony szaggatott vonalak: kis és közepes műtrágyakezelések (2, 3), vastag szaggatott vonal: nagy adagú műtrágyakezelés (4), vastag folyamatos vonal: legnagyobb műtrágyakezelés (5) parcellái.

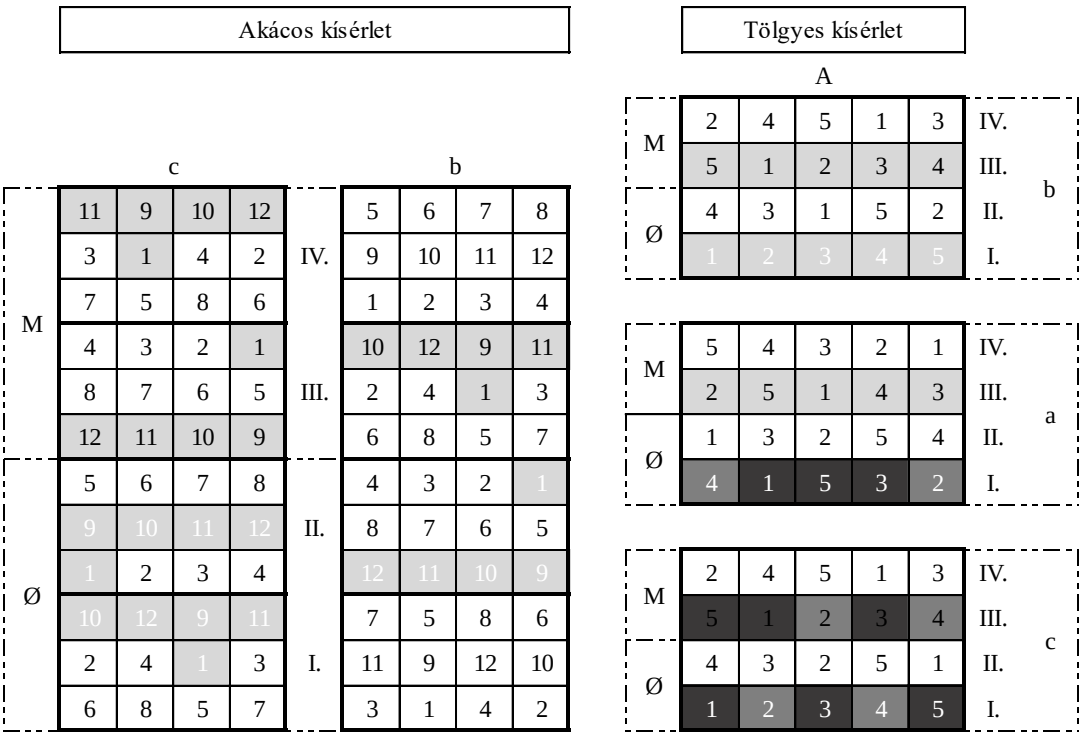
A talaj tápanyag-szolgáltató képességében bekövetkezett változások mindkét kísérletben (tölgy, akác) hasonló tendenciát és értékeket mutattak a hasonló mennyiségű műtrágyák és a meszezés hatására. Habár a talaj egyes paraméterei változtak az erdőtelepítést megelőző kísérleti időszak alatt, a talaj tápanyag-szolgáltató képessége és termékenysége alapvetően gyenge.

A kísérleti területek talajában az erdőtelepítés előtt bekövetkezett változások ismertetését a következő publikációk alapján készítettem el: Füleky és Debreceni (1991), Kovács és Füleky (1991), Füleky és Kovács (1993), Füleky és Debreczeni (1994), Füleky és Kovács (1994), Füleky et al. (1994ab), Kovács és Füleky (1994), Deák (1998), Füleky és Tasi (1998), Füleky (2008), Füleky (2014).

3.3. Mintavételi módszerek és laboratóriumi vizsgálatok

Az egyes **kontroll élőhelyeket** (AK, TK, RT, SZ, FSZ) három ismétlés reprezentálta, ahol egy ismétlés egy kijelölt 10 × 10 m oldalhosszúságú kvadrát volt. Egy kvadrátból 5 db random talajmintavétel történt (*3. ábra*). Az öt kontroll élőhelyről így 15 db kompozit talajminta (0-20 cm) laboratóriumi vizsgálatára, illetve 15 db kompozit talaj+avarminta futtatására (ugróvillás vizsgálat) került sor.

A két beerdősített kísérletben (2.3 fejezet), vizsgálatainkat a tölgyes (T) „A” szakaszában, illetve az akácos (A) „c” és „b” blokkjában végeztük. A kísérlet tényezői közül a műtrágyázási szinteket (1-5), valamint a meszezést (Ø, M) vettük figyelembe. Az akácos műtrágyázási szintjeit a tölgyes szintjeihez igazítva, az 1, 9-12 számú kezeléseket vizsgáltuk (továbbiakban szintén 1-5). A tölgyesben a szervestrágyázott sorokat (II., IV.), az akácosban a nem megfeleltethető kezelésváltozatokat (2-8) nem mintáztuk. A nagyszámú kivágott fa miatt az akácos „a” blokkja, valamint „b” blokkjának I. és IV. sora szintén kimaradt a vizsgálatokból (*10. ábra*).



10. ábra:
A beerdősített kísérleti területek felépítése és a mintavételi helyek. Jelmagyarázat: világosszürke – felszíni (0-20 cm) talajmintavétel, sötétebb szürke – mélységi (0-100 cm) talajmintavétel, legsötétebb szürke – mélységi (0-300 cm) talajmintavétel, fehér számok – ugróvillás mintavétel. Ø: nem meszezett parcellák, M: meszezett parcellák, 1: kontroll parcellák, 2-12: műtrágyázási kezelésváltozatok.

Minden kezelésváltozatot három ismétlésben vizsgáltunk. Mindkét kísérletből, mindkét kezelésből (meszezés, műtrágyázás 1-5) mintáztuk a 0-20 cm mélységű talajt (60 db minta). Mindkét kísérletből, a műtrágyázás tényezőből (1-5) vizsgáltuk az ugróvillásokat (30 db minta). Az avarlebontást és földigilisztákat a tölgyesből a meszezés és műtrágyázás (1-5, gilisztavizsgálatnál 1,3,5) tényezőből, az akácosban a talajmintavétel eredményei alapján csak a meszezés tényezőből vizsgáltuk (36, ill. 24 db minta). A tölgyes kísérletből, a meszezés és a műtrágyázás tényezőből (1-5) vizsgáltuk az állományparamétereket (30 db parcella) is. A tölgyes kísérletből (T), 20-100 cm-es mélységből minden kezelésből (1-5), 100-300 cm-ről az 1, 3, 5 számú kezelésekből gyűjtöttünk talajmintákat (összesen 15 parcella, amiből 9 db 300 cm-ig). A három ismétlés egyikét minden műtrágyakezelés esetén meszezett sorból (c III) vettük. A mélységi mintákat 20 cm-es rétegekre osztottuk fel, így összesen 15 parcelláról vettünk 150 db mintát (*4. táblázat*).

4. táblázat:
A vizsgált paraméterek, a faállományok, kezelések, és a mintaszámok.

3 ismétlés	Tölgyes			Akácos		Kontroll élőhelyek	Parcella (db)	Minta (db)
	meszezés	műtrágya		meszezés	műtrágya			
		1-5	1,3,5		1-5			
talaj 0-20 cm	x	x		x	x	x	75	75
talaj 20-100 cm	x	x					15	60
talaj 100-300 cm	x		x				9	90
avar	x	x		x			36	216
Collembola		x			x	x	45	45
Lumbicidae	x		x	x			24	96
állomány	x	x					30	636

A két kísérleti terület (A, T) összehasonlításához figyelembe kellett vennem az erdősítés előtti eltérő múltjukat (termesztett növények, kísérleti időszak hossza stb.). Ezért szükséges volt a kijuttatott műtrágya-hatóanyagok összes mennyiségét, valamint az erdősítést közvetlenül megelőző tápelem-mérlegeket összevetni. Így az egyes kezelések parcelláin maradt tápanyagok különbségeit kívántam kiszámolni. A publikált terméseredmény-, beltartalom- és mérlegadatok (Füleky és Debreczeni 1991, Kovács és Füleky 1991) alapján, a minél pontosabb eredményekhez több ezer oldalnyi dokumentumot is feldolgoztam. Az erdősítés előtti tápanyagmérlegek számítását így az egyes műtrágyázási szintek átlagain túl, lehetőség szerint parcellánként is elvégeztem. A számításhoz a kijuttatott műtrágya hatóanyagok mennyiségéből kivontam a termesztett növények által kivont tápanyagok mennyiségét (szem+szár). Egyéb befolyásoló tényezőkkel (pl. csapadék, talajban való megkötődés, stb.) nem számoltam, mert a kísérletek kis kiterjedése, valamint homogén jellege miatt, azokat állandónak vettem minden parcellára. A melléktermés a kísérletek folyamán minden alkalommal lehordásra került. A számolásokhoz használt adatok a *6. mellékletben* találhatóak.

3.3.1. Talajvizsgálatok

Talajmintákat 2017. szeptemberében gyűjtöttük a két beerdősített kísérletből és a kontroll élőhelyekről. A 0-20 cm-es rétegből minden ismétlésből (parcella vagy kvadrát) öt db talajmintát (50 $g \cdot db^{-1}$) vettünk, véletlenszerű eloszlásban. Az ugyanabból az ismétlésből származó 5 db talajmintát alaposan összekevertük, így kompozit mintákat kaptunk. Az avarréteget minden mintavétel előtt eltávolítottuk a talaj felszínéről. Mélységi talajmintákat (20-100, ill. 20-300 cm) a tölgyes kiválasztott parcelláiból vettünk, saját készítésű mintavevő hengerrel (d=32,6 mm). Minden kiválasztott parcelláról egy helyről vettünk mintát, melyet 20 cm-es rétegekre osztottunk fel (250 $g \cdot 20\ cm^{-1}$).
A mintákat laboratóriumban légszárazra szárítottuk, kézi mozsárral összetörtük, majd 2,0 mm szembőségű szitán átszitáltuk. Hogy az eredményeink összehasonlíthatóak legyenek a tartamkísérlet múltbéli adataival, a mintákból a korábban mért talajparamétereket határoztuk meg, a korábbi laboratóriumi vizsgálati módszerekkel. Minden mintából (0-300 cm) meghatároztuk az ásványi nitrogéntartalmat ($N_{min}=NH_4^+-N+NO_3^--N$) Parnass-Wagner desztillációs módszerrel, 1%-os KCl oldatban. A 0-100 cm-ről gyűjtött mintákban a könnyen oldható foszfor- (P_2O_5) és káliumtartalmat (K_2O) is meghatároztuk, ammónium-laktát-acetát (AL) oldatban. A 0-20 cm-ről gyűjtött mintákban az előzőeken kívül további paramétereket határoztunk meg. A kicserélhető kalcium- és magnéziumtartalmat 1 M töménységű KCl-oldatban mértük (MSZ 20135 1999). A minták karbonát-tartalmát ($CaCO_3$) Scheibler módszerrel, a felszabadult CO_2 alapján határoztuk meg, ami 10%-os sósav HCl mintához adása után történt. A pH-t desztillált vízben (pH_{H2O}) és kálium-klorid oldatban (pH_{KCl}) 1:2,5 arányú szuszpenzióban, potenciometriásan (MSZ-08-0206-2 1978), a humusztartalmat (H) Tyurin szerint, nedves égetéssel, $K_2Cr_2O_7$ és H_2SO_4 segítségével határoztuk meg (Tyurin 1931, MSZ-08-0452-2 1980). A kötöttségeket Arany szerint (MSZ-08-0205, 1978) határoztuk meg. Ez a szám annyi desztillált víz mennyisége dm^3-ben kifejezve, amit 100 g légszáraz talaj a képlékenység felső határáig tart.
Mélységi minták esetében a $mg \cdot kg^{-1}$ dimenzióban kapott eredményeket 1,3 $g \cdot cm^{-3}$ térfogattömeggel számítottam át $kg \cdot ha^{-1}$ értékekre, a kísérletek korábbi vizsgálataihoz hasonlóan (2.3 fejezet).
Az erdősítés hatásainak kimutatásához eddig nem értékelt adatokat is felhasználtam, melyeket Prof. Füleky György bocsájtott rendelkezésre. Ezeket az adatsorokat feldolgoztam és referenciaként értékeltem. A tölgyes jelenlegi eredményeit (0-20 cm) az ugyanazon parcellákról a telepítés előtt (1997) gyűjtött és mért talajminták adataival vetettem össze. Az akácos adatait a tölgyes adataival hasonlítottam össze, az 1997-es adatokkal nem. A foszfor és kálium mélységi eloszlásának jellemzéséhez felhasználtam egy az akkor 8 éves akácosból származó adatsort is

(2003, 0-100 cm), ami szintén nem lett ezidáig feldolgozva. A kemizálási kísérlet talajának 1998-ban mért mélységi P és K jellemzéséhez szintén nem publikált adatsorokat dolgoztam fel.
Az erdősítés előtti foszfor- és kálium-tartalom mélységi eloszlásának kiszámításához a két rendelkezésre álló adatsort használtam fel. A számítások a *7. mellékletben* találhatóak.
A tölgyesben a kontroll kezelés (1) összes, illetve a többi kezelés (2-5) műtrágyázás hatásaival nem érintett szintjeinek (60-100 cm) tápanyagtartalmát a két adatsor (1986, 1998) átlagából számoltam ki. A többi réteg (2-5; 20-60 cm) értékeit a talaj AL-oldható P_2O_5-, illetve K_2O-tartalma és a kijuttatott műtrágyamennyiség közötti lineáris összefüggés alapján határoztam meg, az 1986-os adatsor alapján (folyamatos műtrágyázás).
A leendő akácos területén, mivel 20 év műtrágyázást követően 5 évig extenzív művelés folyt (lucerna), a műtrágyázás hatásaival nem érintett 1 kezelés, valamint a 2-5 kezelések 60-100 cm-es rétegben az 1998-as adatsor értékeit vettem át. Ez a kemizálási kísérlet „B" szakaszából származik ugyan, de ott szintén 20 év műtrágyázás, majd 5 év extenzív művelés után gyűjtötték az adatokat (1998). Itt a kijuttatott műtrágyamennyiség helyett a tápanyagmérlegek lineáris összefüggéseivel számoltam, a 2-5 kezelés 0-60 cm-es rétegében.

3.3.2. Avarlebontás-vizsgálatok

A vizsgálatokhoz a levélhullás időszakában (2017. november vége), az akácos és a tölgyes kísérletekből gyűjtöttünk mintákat, a már lehullott avarból. A mintákat szárítószekrényben, 75°C-on tömegállandóságig szárítottuk, majd a száraz mintákból 10-10 grammot 15x15 cm-es, 3-4 mm szembőségű nylon avarzsákokba töltöttünk. A megtöltött avarzsákokat visszahelyeztük azokra a parcellákra, amelyről az avar begyűjtésre került, közvetlenül a talajfelszínen rögzítve őket. Minden parcellára 6 db avarzsák került ki, melyből a mintavételek a 28., 105., 168., 303. és 491. napon történtek, kezelésenként 3 párhuzamos mintával. A laboratóriumba szállítást követően a mintákat (visszamaradt avar) megtisztítottuk, szárítás (75°C) után meghatározzuk a visszamaradt tömeget, ezt követően exponenciális összefüggés segítségével kiszámoltuk a „k" lebontási együtthatót, melynek segítségével az avarokat bomlási kategóriákba sorolhatjuk (Gessner és Newell 1997):

$$M_t=M_0*e^{-kt}$$

ahol, M_t a visszamaradt száraz avar tömege (g), M_0 a száraz avar tömege a 0 időpontban, k az exponenciális bomlási együttható, t a kihelyezés óta eltelt idő (nap) (Boulton és Boon 1991). Ha k <0,005, akkor az avar lassú, ha k=0,005-0,01, akkor közepes, ha k> 0,01, akkor gyors bomlási kategóriába került. Meghatároztuk a minták felezési idejét is az alábbi összefüggés segítségével:

$$TH= \ln 2*k^{-1}$$

Ez megmutatja, hogy mennyi idő alatt csökken felére a minta tömege (Bärlocher et al. 2005).

A 0. időpontban begyűjtött avarminták összes N, P, K, Ca és Mg tartalmát meghatároztuk. Laboratóriumban légszárazra szárítást követően mintánként 500 g-ot 0,5-1,0 mm nagyságúra darálva homogenizáltak, majd az elemanalízist ezután nedves roncsolatból (kénsav) végezték. Az összes nitrogén meghatározása Parnas-Wagner vízgőzdesztillációt követően klasszikus analitikai módszerrel történt. A foszfor meghatározása Metertek SP-830 spektrofotométerrel, a kálium meghatározása FP910 PG Instruments lángfotométerrel, míg a Ca és Mg vizsgálatokat AURORA AI1200 atomabszorpciós spektrométerrel (AAS) történt, standardoldatok segítségével (MSZ-08-1783-2-6 1983).

3.3.3. Talajfaunisztikai vizsgálatok

Ugróvillások vizsgálata

Az ugróvillások mintavételét 2017 őszén végeztük egy relatív csapadékos időszakban, ahol a csapadék eloszlása egyenletes volt. Ez kiegyenlített humiditást biztosított a talajban és az avarban, így a nedvesség, mint tényező hasonlónak volt tekinthető az élőhelyek között. Az élőhelyek közelsége és a talajuk hasonló víztartó képessége biztosította a minimális különbségeket a habitatok humid kondícióiban. Ezekkel a körülményekkel kívántuk elkerülni, hogy a talajnedvesség, mint a különbözőképpen mulcsolt élőhelyek eredménye a vizsgált paramétereket meghaladó mértékben meghatározó tényező legyen.
Az ugróvillások meghatározásához minden kiválasztott mintaterületről 5 bolygatatlan talajmintát gyűjtöttünk hossztengelyében két palástra osztott fémhengerrel (100 cm^3, d=3,6 cm, h=10,0 cm), a hozzá tartozó avarral együtt, véletlenszerűen. Az egy parcelláról (kvadrátból) származó mintákat összekevertük, majd műanyag zacskóban tároltuk. A mintákból az ugróvillásokat 14 napos futtatással nyerjük ki, 70%-os etanolba, szobahőmérsékleten, módosított, nem fűtött Berlese-Tullgren futtatók segítségével.
A faji szintű határozás az adult és a fiatal egyedekre is kiterjedt (az első stádiumra nem). Az egyes fajokat a főbb taxonómiai kulcsok (Deharveng 1982, Fjellberg 1980, 1998, Babenko et al. 1994, Zimdars és Dunger 1994, Weiner 1996, Jordana et al. 1997, Pomorski 1998, Bretfeld 1999, Potapov 2001, Thibaud et al. 2004, Jordana 2012) segítségével a Soproni Egyetem Erdőmérnöki Karán működő Talajfaunisztikai kutatócsoport (irányítói: Dr. Winkler Dániel és Dr. Traser György) határozta meg. A taxonómiai osztályozást a legfrissebb rendszer (Janssens és Christiansen 2011) szerint végeztük el. Az ugróvillások rendszertani áttekintésénél a magyar fauna besorolását (Dányi és Traser 2008) vettük alapul. Taxonómiai megjegyzés: A *Pseudosinella wahlgreni* faj azonosíthatóságának bizonytalansága miatt (Stomp 1971), a kontroll tölgyesben talált, 5+5 pontszemmel (ocelli) rendelkező *Pseudosinella* fajok, a főbb morfológiai jellemzők alapján *Pseudosinella sp. wahlgreni*-csoportként lettek feljegyezve.

Földigiliszták vizsgálata

Földigiliszta vizsgálatokat két éven keresztül végeztünk, egymást követő két őszi és két tavaszi időszakban (2018. ősz – 2020. tavasz). Az állatokat kézi válogatás módszerével (ISO 23611-1 2006) mintáztuk. A parcellák közepéről ásóval vettünk egy 25 × 25 × 25 cm-es talajszeletet, majd az ebből kinyert földigilisztákat megszámoltuk, illetve digitális mérlegen lemértük. Az adatokból abundanciát ($db \cdot m^{-2}$) biomassza-tömeget ($g \cdot m^{-2}$) számoltunk. A felnőtt egyedeket a külső bélyegek alapján, fajszinten is meghatároztuk (Csuzdi és Zicsi 2003).

3.3.4. Faállományszerkezeti jellemzők meghatározása

A tölgyes kísérleti terület kiválasztott parcelláin az összes fa (636 db) mellmagassági átmérőjét ($d_{1,3}$) és ezen belül 53 db mintafa magasságát (h) mértük meg. A többi fa magasságát a mintafák mellmagassági átmérője és magassága közötti függvénykapcsolat alapján határoztam meg (famagassági görbe). Mintafáknak a parcellák közepén lévő, jellegzetes fákat választottuk ki úgy, hogy lehetőleg minden parcella, illetve ezen belül a meszezés és műtrágyázás tényező hasonló arányban reprezentálva legyen. A mintafák kijelölésénél szempont volt, hogy a különböző átmérőcsoportok (5-10, 10-15, 15-20 cm) mindegyike szerepeljen a mérésben. A mellmagassági átmérőket egyvonós, milliméter beosztású átlalóval, minden faegyed esetében két merőleges irányban, a talajfelszíntől 1,3 m magasságú síkban mértük. A kiértékelés során a két átmérő mértani átlagával számoltam. A famagasságokat a sűrű állomány miatt nem tudtuk a távolságfüggetlen Christen-féle famagasság-mérővel megmérni, ezért azokat SUUNTO PM-5 PC lejtőfokmérő készülékkel mértük le. Ekkor a mért fától 5 m távolságban állva megmértem a

fa csúcsával bezárt szöget, majd a számítások során, a tangensfüggvény (tg α) segítségével, a szemmagasságomat (180 cm) hozzáadva meghatároztam az adott fa magasságát. A lombkorona- (Z_A, %) és cserjeszint-záródást (Z_B, %) öt százalékos pontossággal, szintenként, szembecslés alapján állapítottam meg, a vizsgálati parcellák közepére állva. A záródási érték a lomb vízszintes vetületének területe volt a parcella területez viszonyítva, déltájban (fénysugarak legnagyobb beesési szöge). Az állományszerkezeti jellemzők számításait az alábbi képletek segítségével végeztem (Veperdi 2008a):

$$a = \sqrt{\frac{20000}{N\sqrt{3}}} \quad (1)$$

$$g = \frac{d^2\pi}{4} \quad (2)$$

$$D_g = \sqrt{\frac{4G}{N\Pi}} \quad (3)$$

$$H_g = \frac{g_1h_1 + g_2h_2 + ... + g_nh_n}{g_1 + g_2 + ... + g_n} = \frac{\sum gh}{\sum g} \quad (4)$$

$$v = (p_1 + p_2dh + p_3d + p_4h)\left(\frac{h}{h-1{,}3}\right)^k\left(\frac{d^2h}{10^8}\right) \quad (5)$$

ahol: a a fák közötti átlagos távolság (m); N a hektáronkénti törzsszám ($db \cdot ha^{-1}$); d a mell-magassági átmérők mértani átlaga (cm), Dg a körlappal súlyozott átlagos mellmagassági átmérő (cm); G a hektáronkénti körlapösszeg ($m^2 \cdot ha^{-1}$); g az egyes fák mellmagassági körlapja (m^2); h az egyes fák magassága (m); v a fatérfogat ($m^3 \cdot ha^{-1}$) és p1 – p4 az illesztés paraméterei; k: kitevő).

A terepen mért adatokból számított állományszerkezeti paraméterek a törzsszám (N, $db \cdot ha^{-1}$), a fák közötti átlagos távolság (a, m, *1. egyenlet*), a körlapösszeg (G, $m^2 \cdot ha^{-1}$, *2. egyenlet*), az átlagos mellmagassági átmérő (Dg, cm, *3. egyenlet*) és az átlagmagasság (Hg, m, *4. egyenlet*) voltak. A fatérfogatok (V, $m^3 \cdot ha^{-1}$, 5. egyenlet) kiszámításához a kétváltozós ($d_{1,3}$; h) Király-féle fatérfogat-függvényt használtam, amely alapján a vágáslap feletti összes fatérfogat kiszámítható. Parcellánként megadtam a biológiai felsőmagasságot is (Hf, m) olymódon, hogy a kimagasló és uralkodó fák magasságának kiszámítottam a mértani, tehát körlappal súlyozott átlagait (Veperdi 2008b). A tölgyes kísérlet adatait az állomány 20 éves korában mértem, így azokat az akácos kísérletben 2015-ben, annak 20 éves korában mért adataival (Harta et al. 2016) hasonlítottam össze. Az akkor mért adatokba beletettem a 8 cm mellmagassági átmérő alatti fákat is és csak a kontroll (1) és a tölgyes kezeléseihez hasonló 9-12 kezeléseket vettem figyelembe.

3.3.5. Statisztikai kiértékelési módszerek

A két kísérleti terület (A, T) elrendezése lehetővé tette a paraméteres tesztek alkalmazását, ezért a műtrágyázás (1-5) és a meszezés (Ø, M) tényező, illetve interakciójuk hatásainak kimutatásához kéttényezős variancia-analízist (*two-way ANOVA*) alkalmaztunk. A szignifikáns hatásokat a műtrágyázás tényező esetében a kontrollhoz (1) képest vizsgáltuk, a két állományban külön-külön.

Az erdősítés hatásának és a két állomány különbségének statisztikai értékeléséhez *t-próbát,* a kontrollterületek (SZ, FSZ, TK, AK, RT) összehasonlításához egytényezős varianciaanalízist (*one-way ANOVA*) alkalmaztuk.

A megengedett szignifikancia-szint minden esetben 5% volt. Az értékelések előtt teszteltük az adatok normalitását (*Shapiro-Wilk teszt*) és a varianciák homogenitását (*Levene's teszt*). Az

esetek függetlenségét a mintagyűjtés módszere biztosította. Ha a normalitás erősen sérült (*Shapiro-Wilk teszt*; p <0,05), a nemparametrikus *Mann-Whitney tesztet (t-próba* helyett), illetve *Kruskal-Wallis tesztet* (*ANOVA* helyett) alkalmaztuk. A *Levene's* teszt szignifikáns eredménye (p <0,05) esetén az egyenlőtlen varianciájú *ANOVA* típus (*Welch F test*) eredményét vettük figyelembe. A varianciaanalízis szignifikáns eredménye esetén a műtrágyázás hatását az egyes szinteken *Tukey's pairweise post-hoc próbával* (*Tukey Ba*) vizsgáltuk (Copenhaver és Holland 1998). A Kruskal-Wallis teszt szignifikáns eredménye esetén az élőhelyek közötti különbségeket *Dunn's pairwise post-hoc teszttel* (Dunn 1964) értékeltük (*raw p values*).
A tápanyagokkal (NPK) különböző mértékben feltöltött talaj hatását az erdősítés után bekövetkező változásokra, illetve az erdősítés előtti tápanyagmérlegek és az egyes rétegek tápelem-tartalmának kapcsolatát *lineáris regresszióanalízis* segítségével határoztuk meg. A vizsgált paraméterek közötti kapcsolatok feltárására parametrikus korrelációs együtthatót (*Pearson linear r*) számítottunk, ahol a korrelációs együtthatók szignifikanciájának ellenőrzéséhez a *t-Student kritériumot* használtuk (*two-tailed t test, n-2 szabadságfok*).
Az erdősítés előtti (1997), illetve a tölgyes és az akácos talajparamétereinek legnagyobb különbségeit *diszkriminancia-analízis* (*DA*) segítségével vizsgáltuk. Az eljárás célja, hogy alacsony mérési szintű függő változót magas mérési szintű független változók együttes figyelembevételével magyarázzon.

Az **ugróvillások közösségi-ökológiai elemzése** során az átlagos abundancia (db m^{-2}) és a fajszám mellett megadtuk a fontosabb származtatott közösségi karakterisztikákat is, mint a diverzitás, dominancia-viszonyok és kiegyenlítettség, valamint hasonlósági indexek segítségével végeztük el az egyes habitatok összehasonlító értékelését. A közösségi idexeket kummuláltan adtuk meg, az egyes kezeléseket és élőhelyeket az ismétlések alapján egyben jellemezve.
A Collembola közösségek kvantitatív értékeléséhez a fajok α diverzitását több módon számoltuk. A diverzitás-indexek közül a legelterjedtebb, a Shannon és Weaver (1949) által leírt formula *(H'* = $-\sum$ pi ln pi – ahol a pi az egyes egyedek relatív abundanciája) mellett a *Simpson-féle diverzitás-indexet* (*D*) (Simpson 1949) alkalmaztuk. A műtrágyázás hatásainak vizsgálata során, a diverzitások (*Shannon-indexek*) statisztikai összehasonlítását a *Hutcheson-féle módosított t-próbával* végeztük el (Hutcheson 1970).
Míg a *Shannon függvény* inkább a ritka fajokra, a *Simpson-függvény* a domináns fajok egyedszámára érzékeny, ezért előfordulhat, hogy két közösség diverzitását rangsorolva eltérő eredményt kapunk. Ezt a hatást az úgynevezett diverzitási rendezés használatával lehet kiküszöbölni, ami lehetővé teszi a közösségek diverzitásának rangsorolását a teljes gyakorisági skála mentén. A *Rényi-diverzitási profilok* – amelyek a *Shannon-indexen* kívül további sokféleségi mutatókat (pl. fajszám, *Simpson-index*) tartalmaznak – megrajzolásához egy egyparaméteres diverzitási függvénycsaládot használunk, aminek van egy α skálaparamétere (α rendű entrópia), amitől a függvény érzékenysége függ. Egy adott közösséget diverzebbnek nevezünk egy másiknál, ha profilja a másik fölött fut. Ha a profilok metszik egymást, akkor a diverzitás szempontjából a közösségek nem rangsorolhatók. A Rényi-féle diverzitási rendezés egyben a *Hutcheson-féle t-teszt* igazolására is alkalmas (Tóthmérész 1997).
Az ugróvillás-közösségek összehasonlításához kiszámítottuk még a *Pielou-féle egyenletességi indexet* (*J* = H' / ln S – ahol S a fajszám) is (Pielou 1966).
A közösségek dominancia fokát *McNaughton közösségi dominancia indexével* (*CDI*) állapítottuk meg (McNaughton 1967), ami az első és a második legnagyobb abundanciájú faj százalékos abundanciájának összege.
A vizsgált élőhelyek Collembola közösségek alapján vett hasonlóságának vizsgálatára klasszifikációs eljárásként *hierarchikus agglomeratív cluster analízist* (*UPGMA*) végeztünk a *Bray-Curtis index alapján* (Michie 1982). A *Bray-Curtis index* (Bray és Curtis 1957) előnye más hasonlósági, fajazonossági indexekkel (*Jaccard, Sørensen*) összevetve, hogy a mennyiségi viszonyokat is figyelembe veszi.

Hogy rendszerezzük a különböző élőhelyek Collembola-közösségeit, *főkoordináta-analízist* (*PCoA*) is számítottunk az eredményeinkre (Legendre és Legendre 2012). Az eljáráshoz számított távolságmátrixot szintén a *Bray-Curtis-féle eltérés* mértékével határoztuk meg.
Az ugróvillás közösségek fajkészlete, valamint a talajparaméterek közötti lehetséges összefüggések feltárásához közvetlen ordinációs módszert, a *Kanonikus Korreszpondencia Analízist* (*CCA*) alkalmaztuk, előre változó szelekcióval. Az elemzésben a fő mátrixhoz az egyes fajok abundanciaértékeit, míg a környezeti mátrixhoz a pH_{KCl}, humusztartalom, ásványi-N, AL-P_2O_5, AL-K_2O és $CaCO_3$ változókat használtuk. Azokat a fajokat, amelyek kevesebb, mint öt mintában fordultak elő, vagy amelyeket kevesebb, mint 10 egyed reprezentált, eltávolítottuk az elemzésből, hogy elkerüljük a mintavételi adatok félrevezetését. Ezzel párhuzamosan korlátlan *Monte Carlo-tesztet* hajtottunk végre 1000 véletlenszerű permutáció figyelembevételével, hogy feltárjuk az elemzésben használt korlátozó paraméterek hatását (ter Braak 1986).
A statisztikai elemzéseket az SPSS vs. 20.0 (IBM Corp. 2011), a Past ver 3.25 (Hammer et al. 2001) és a CANOCO ver. 4.5 (ter Braak and Šmilauer 2002) programok segítségével végeztük el.

4. EREDMÉNYEK

4.1. Tápanyagmérlegek az erdősítés előtt

A 20, illetve 25 év alatt kijuttatott műtrágya-hatóanyagok mennyiségét és az erdősítés előtti tápanyag-mérlegeket az *5. táblázat* tartalmazza.

5. táblázat:
Az erdősítés előtt (1970-90, ill. 1972-97) kijuttatott műtrágya-hatóanyagok mennyisége (A) és az átlagos tápelem-mérlegek (B) a kísérleti területeken.
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő adagú műtrágya (NPK) kezelések. Tápelem-mérleg = kijuttatott műtrágya – növényi felvétel (szem+szár).

	N		P_2O_5		K_2O	
	Tölgyes	Akácos	Tölgyes	Akácos	Tölgyes	Akácos
	kg ha^{-1}					
	*A. Kijuttatott műtrágya-hatóanyag (*kg ha^{-1} 20 év^{-1} 25 év^{-1})					
1	50	0	60	0	158	0
2	1660	1800	1020	1200	1288	1000
3	3270	3600	1980	2400	2418	2000
4	5400	5400	3245	3600	3923	3000
5	7530	7200	4510	4800	5428	4000
	*B. Tápelem-mérleg (*kg ha^{-1} 25 év^{-1})					
1	-2402	-1719	-844	-565	-2322	-1151
2	-1329	-837	23	432	-1634	-904
3	30	815	938	1574	-819	-303
4	2145	2576	2174	2765	438	537
5	4271	4362	3466	3987	1825	1641

A műtrágyával kijuttatott nitrogén hatóanyag a negyedik kezelésben megegyezett a két állományban. A második és harmadik kezelésben, az akácosban (+140, ill. +330 kg N), az ötödik kezelésben, a tölgyes állományban juttattak ki több (+330 kg) nitrogén hatóanyagot. A nitrogén-mérleg alapján az akácos telepítése idején több nitrogén volt a talajban, mint a tölgyes esetében. Ezt azonban át kell értékelni a nitrát-nitrogén talajban való relatív gyors mozgását figyelembe véve. A *9. ábrán* látható, hogy 1994-ben az extenzív lucernatermesztést követően a nitrát-felhalmozódás gyakorlatilag megszűnt a 100-150 cm-es mélységben. Mivel a leendő tölgyes területén a telepítésig folytatódott az intenzív műtrágyázás, a tölgyes kísérlet talaja több nitrogént kellett, hogy tartalmazzon az erdőtelepítés kezdeti stádiumában.
A műtrágyával kijuttatott foszfor hatóanyag az akácos területen volt nagyobb az egyes kezelésekben (3-as kezelés, +420 kg P_2O_5). A foszfor-mérleg alapján a talajban maradt foszfor mennyisége a telepítés előtt minden kezelésnél az akácosban volt nagyobb.
A műtrágyával kijuttatott kálium hatóanyag minden esetben a tölgyesben volt nagyobb, a legnagyobb kezelésben 1428 kg-mal. A mérlegek alapján az 1-4 kezelésben az akácos, a legnagyobb kezelésben, a tölgyes talajában (+184 kg) volt nagyobb a kálium mennyisége.
Az egyes tápanyagmérlegek korrelációja szoros (*Pearson lineáris korreláció*; $r > 0{,}9983$; $p < 0{,}0001$), így ha a mérlegekre számoltunk összefüggést, az mindhárom tápanyag-mérleg (N, P_2O_5, K_2O) esetében hasonló eredményt adott. Az összefüggés a kijuttatott hatóanyagok és a mérlegek között szintén szoros. Az összes (NPK) kijuttatott műtrágya a vetésforgó műtrágyázási kísérletben (25 év): 0, 3968, 7668, 12 568, 17 468 kg·ha^{-1}, kukorica monokultúrában (20 év): 0, 4000, 8000, 12 000, 16 000 kg·ha^{-1}.

4.2. Talajeredmények

4.2.1. A műtrágyázás és meszezés hatása (0-20 cm)

A műtrágyázás és a meszezés az erdőtelepítés előtt jelentős változásokat okozott a kísérleti területek talajának tápanyagszolgáltató-képességében, az 1997-es talajvizsgálatok alapján. Húsz évvel később, 2017-ben a 20 éves állományok közül a tölgyesben több, az akácosban csak néhány paraméter esetében volt kimutatható hatása a korábbi kezeléseknek (*6. táblázat*).

6. táblázat:
A műtrágyázás és meszezés hatása a talajparaméterekre (0-20 cm) az erdősítés előtt (A), illetve a 20 éves tölgyesben (B) és akácosban (C). Ø: meszezetlen, M: meszezett parcellák. A trágyázott kezelés esetében a szignifikancia-szinteket (Tukey B_a; *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001) a kontrollhoz (1) viszonyítva adtuk meg. 2-5: növekvő műtrágyaszintek, H: humusztartalom, n.a.: nincs adat.

Minta	K_A	pH_{KCl}	pH_{H2O}	H	AL-P_2O_5	AL-K_2O	NH_4^+-N	NO_3^--N	Ca^{2+}	Mg^{2+}
				%	mg kg^{-1}					
A. Erdősítés előtt (1997)										
1		**6,1**		**1,23**	**98**	**187**	**4,7**	**14,0**	**1734**	**168**
2		5,1		1,13	108	202	5,5	15,7	1401	157
3	n.a.	4,8	n.a.	1,12	173**	249	4,9	18,9	1227	151
4		4,5*		1,19	258***	314***	7,4	26,5	769	128**
5		4,0**		1,21	365***	417***	10,0	42,3**	435	107***
Ø	n.a.	4,6	n.a.	1,22	196	285	7,8	26,3	1120	111
M		5,2		1,13	204	263	5,2*	20,6	1106	173***
B. Tölgyes (2017)										
1	**27**	**5,5**	**6,3**	**1,67**	**71**	**155**	**6,4**	**4,3**	**471**	**100**
2	27	5,4	6,2	1,64	89	168	6,4	5,2	418	98
3	27	5,0	5,9	1,70	130*	171	4,9	5,5	386	94
4	27	5,0	5,8	1,86	183***	209*	6,5	4,9	349	93
5	27	4,8	5,7	1,79	251***	240***	8,4	3,8	298	87
Ø	27	4,9	5,9	1,75	163	205	7,8	3,9	364	84
M	27	5,4	6,1	1,72	126**	172**	5,3**	5,6*	405	105***
C. Akácos (2017)										
1	**29**	**6,3**	**6,9**	**2,92**	**19**	**203**	**4,6**	**8,3**	**1486**	**113**
2	29	6,3	6,8	3,06	34	229	4,9	4,7	675	111
3	29	6,3	6,8	3,06	39	215	5,9	8,0	735	106
4	29	6,3	6,8	2,68	52	203	4,8	5,4	640	106
5	29	6,3	6,8	3,07	69*	208	4,0	6,5	1279	103
Ø	29	6,2	6,7	2,63	34	197	4,3	7,9	619	92
M	29	6,4	6,9	3,28	51	226	5,3	5,2	1307	124***

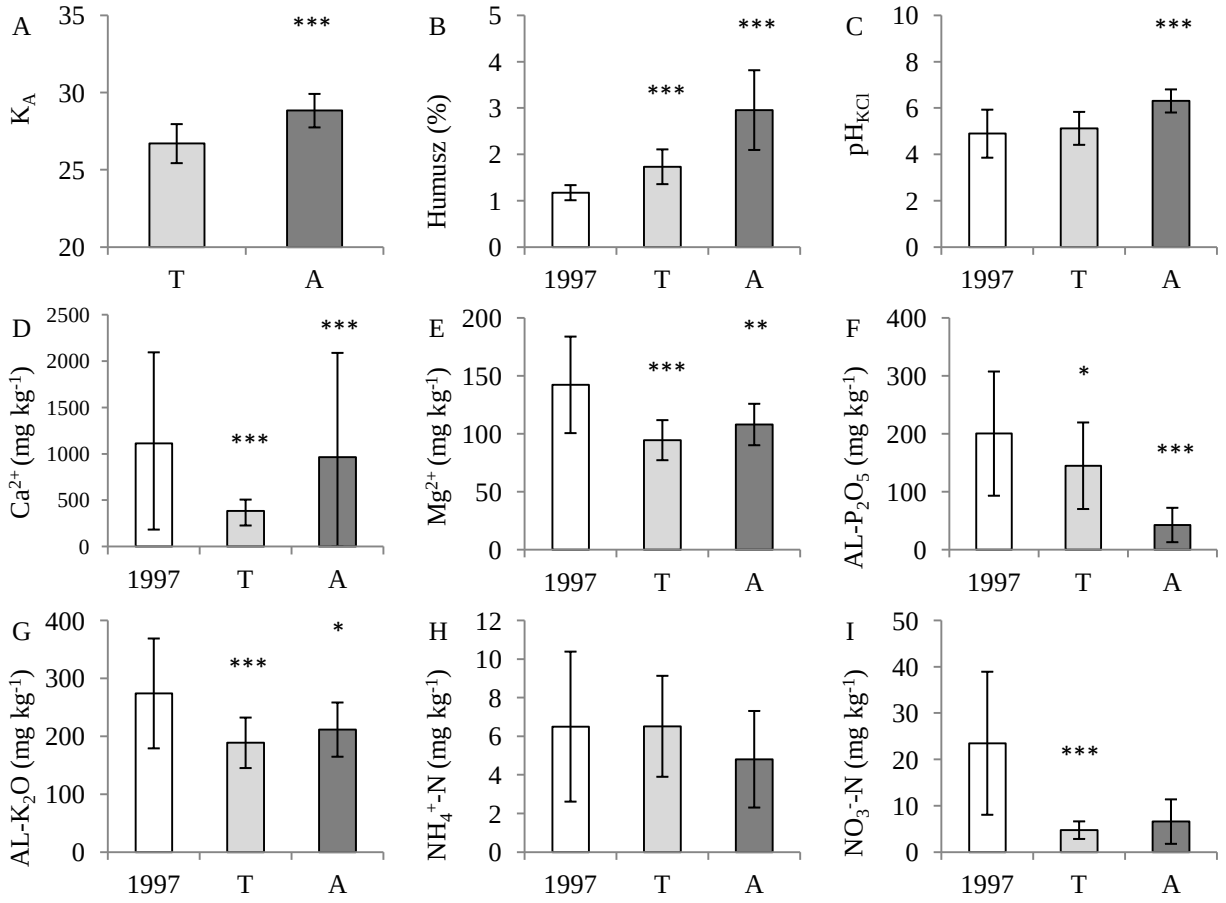
A $\mathbf{K_A}$ értékekre nem volt hatással a műtrágyázás és a meszezés sem az erdőtelepítés előtt, sem a két erdőtársulásban (*ANOVA*; p> 0,05). A **karbonát-tartalom** 0% körüli volt az erdőtelepítés előtt és mindkét kísérleti területen, jelentős különbségeket nem lehett kimutatni.
A **humusztartalomban** bár szintén nem lehetett különbségeket kimutatni a műtrágyázás hatására (*ANOVA*; p> 0,05), a tölgyes meszezetlen parcelláin az átlagértékek emelkedő tendenciát mutattak (Ø1: 1,51%, Ø5: 2,11%). Az akácos meszezett parcelláin a humusztartalom átlagértéke jelentősen magasabb volt, de statisztikai különbséget nem sikerült igazolni (*ANOVA*; p=0,0675).

Az erdőtelepítést megelőzően a **pH_{KCl}** jelentősen lecsökkent a nagy adagú műtrágyák hatására (*ANOVA*; p <0,01). Ez tendencia szinten még megmutatkozik a 20 éves tölgyesben, de statisztikailag nem igazolható (*ANOVA*; p> 0,05). Az erdősítést megelőzően a pH_{KCl}-t növelte a meszezés, ami a tölgyesben is megmutatkozik, de különbséget nem tudtunk igazolni (*ANOVA*; p=0,067). Az akácos értékeiben nincsenek jelentős különbségek (*ANOVA*; p> 0,05).
Az erdősítés előtt a **Mg-tartalom** lecsökkent a nagy adagú műtrágyák hatására, a meszezés hatására pedig jelentősen nőtt (*ANOVA*; p <0,001). Ez a tendencia mindkét állományban megmutatkozott, de a műtrágyázás tényezőnél nem volt igazolható (*ANOVA*; p> 0,05), csak a meszezés esetén (*ANOVA*; p <0,001). A két tényező interakciója a tölgyesben (*ANOVA*; p <0,001) és az akácosban (*ANOVA*; p <0,05) is szignifikáns. A **Ca-tartalom** a magnéziumhoz hasonló tendenciát mutatott, de a különbségek között nem volt statisztikai különbség (*ANOVA*; p> 0,05).
Az **AL-oldható P_2O_5- és K_2O-tartalom** számottevően megnőtt a műtrágyázás hatására és ez a 20 éves tölgyesben még igazolható volt (*ANOVA*; p <0,001). Az akácosban az egykori növekvő trágyárási dózisoknak megfelelő növekvő tendenciát 20 év után már csak az AL-oldható P_2O_5-tartalom mutatott (*ANOVA*; p <0,05). Az AL-oldható P_2O_5- és K_2O-tartalom, a tölgyesben a meszezés hatására alacsonyabb volt (*ANOVA*; p <0,01). A telepítés előtti AL-P_2O_5-tatalom esetében a két tényező interakciója szignifikáns volt (*ANOVA*; p <0,05).
A **NO_3^--tartalom** a műtrágyázás hatására jelentősen megnőtt (*ANOVA*; p <0,01). Az NH_4^+-tartalom emelkedő tendenciát mutatott, de nem találtunk statisztikai különbséget a műtrágyázási szintek között (*ANOVA*; p=0,0543). Az állományokban a műtrágyázás hatására nem voltak statisztikailag igazolható különbségek egyik ásványi N-forma esetében és együtt (N_{min}) sem (*ANOVA*; p> 0,05). Az **NH_4^+-tartalom** jelentősen alacsonyabb volt a meszezés hatására a telepítés előtt (*ANOVA*; p <0,05) és a tölgyesben is (*ANOVA*; p <0,01). A tölgyesben a NO_3^--tartalom (*ANOVA*; p <0,05) és a NO_3% (*ANOVA*; p <0,001) meszezés hatására magasabb volt. A nem meszezett parcellákon az ammónium-ion volt túlsúlyban (66,7%), a meszezett parcellákon a nitrát ion 51,7%-ban határozta meg az ásványi nitrogéntartalmat. Az ásványi nitrogéntartalom különbsége azonban meszezés hatására nem volt jelentős (*ANOVA*; p> 0,05).

4.2.2. Az erdősítés hatása (0-20 cm)

A talajparamétereket a 20 éves tölgyesben összevetettük az ugyanazokon a parcellákon mért telepítés előtti (1997) értékekkel (erdősítés hatása). Az akácosban mért paramétereket a tölgyes értékeihez hasonlítottuk (fafaj hatása) (*11. ábra*).
Az erdősítés után mért **K_A** értékek különböztek a két állományban (*Mann-Whitney-teszt*; p <0,001), az akácosban átlagosan 2,13 egységgel nagyobbak voltak (T: 26,7; A: 28,8). A különbség összefüggésben lehetett az akácos jelentősen magasabb humusztartalmával (*Pearson lineáris korreláció*; r=0,51, n=60, p <0,001).
Az erdőtelepítést követően a **humusztartalom** nagymértékben emelkedett a tölgyesben (1997: 1,17%, T: 1,73%), az akácos talajának humusztartalma (A: 2,96%) pedig jelentősen meghaladta a tölgyesét (*Mann-Whitney teszt*; p <0,001).
A **pH_{KCl}** értékei emelkedtek a tölgyesben az erdősítést követően (1997: 4,90; T: 5,12), de a különbség nem volt igazolható (*ANOVA*; p> 0,05). Az akácos átlagos pH_{KCl}-értéke (A: 6,31) jelentősen meghaladta a tölgyesét (*ANOVA*; p <0,001). A vízben mért pH értékek (pH_{H2O}) az akácosban átlagosan 0,49 egységgel, a tölgyesben 0,84 egységgel nagyobbak voltak a kálium-klorid oldatban mérteknél (pH_{KCl}). Ez nagyobb mennyiségű potenciális savat jelez a kolloidok felületén adszorbeálódva, főként a tölgyesben. A **pH_{H2O}** hasonló tendenciát és eltérést mutatott, mint a pH_{KCl}, a két paraméter korrelációja szoros (*Pearson lineáris korreláció*; r=0,97, n=60, p <0,001).
Az erdőtelepítés hatására a **Ca-tartalom** jelentősen csökkent a tölgyesben (1997: 1113 $mg \cdot kg^{-1}$, T: 384 $mg \cdot kg^{-1}$). Az akácos értékei (A: 963 $mg \cdot kg^{-1}$) meghaladták a tölgyesét (*Mann-Whitney teszt*; p <0,001).

A **Mg-tartalomban** bekövetkezett változások (1997: 142 mg kg^{-1}, T: 94 mg kg^{-1}) a kalciumhoz hasonlóak voltak a tölgyesben (*ANOVA*; p <0,001). Az Mg-tartalom az akácosban (A: 108 mg·kg^{-1}) szintén jelentősen meghaladta a tölgyes értékeit (*ANOVA*; p <0,01). A talaj Mg-tartalma és a pH_{KCl} közötti kapcsolat szignifikáns (*Pearson lineáris korreláció*; r=0,49, n=60, p <0,001).
A könnyen oldható **foszfortartalom** (AL-P_2O_5) csökkent a tölgyesben az erdősítést követően (1997: 200 mg kg^{-1}, T: 145 mg kg^{-1}), a különbség jelentős (*Mann-Whitney teszt*; p <0,05). Az akácosban az értékek (A: 42 mg kg^{-1}) lényegesen alacsonyabbak (*Mann-Whitney teszt*, p <0,001). Az oldható foszfortartalom és a pH_{KCl} közötti korreláció negatív és szignifikáns (*Pearson lineáris korreláció*; r=-0,68, n=60, p <0,001).
Az oldható **káliumtartalom** (AL-K_2O) csökkent a tölgyesben az erdősítést követően (1997: 274 mg kg^{-1}, T: 189 mg kg^{-1}), a különbség statisztikailag igazolható (*Mann Whitney teszt*; p <0,001). Az akácosban az értékek (A: 211 mg kg^{-1}) kissé magasabbak (*Mann-Whitney teszt*, p <0,05).
Az ásványi **nitrogéntartalom** (N_{min}) csökkent a tölgyesben (1997: 30,0 mg kg^{-1}, T: 11,2 mg kg^{-1}) a telepítés után (*Mann-Whitney teszt*; p <0,001). A fogyást a **NO_3^- mennyiségének** csökkenése (1997: 23,5 mg kg^{-1}, T: 4,7 mg kg^{-1}) okozta, az **NH_4^+-tartalom** szinte megegyezik a telepítés előtt és a tölgyesben (6,5 mg kg^{-1}). Az akácos ásványi nitrogéntartalma (A: 11,4 mg kg^{-1}) nem különbözik jelentősen a tölgyesétől, ami külön-külön is igaz a NO_3^-- és NH_4^+-tartalomra (*Mann-Whitney* teszt, p> 0,05). Az ásványi nitrogéntartalmat a telepítés előtt elsősorban a nitrát-N (1997: 77,5%), a tölgyesben az ammónium-N (T: 57,4%), az akácosban szintén a nitrát-N (A: 55,8%) határozta meg. A NO_3% erdősítés után jelentősen csökkent a tölgyesben (*ANOVA*; p <0,001), az akácosban az értékek a tölgyesnél jóval nagyobbak (*ANOVA*; p <0,01).



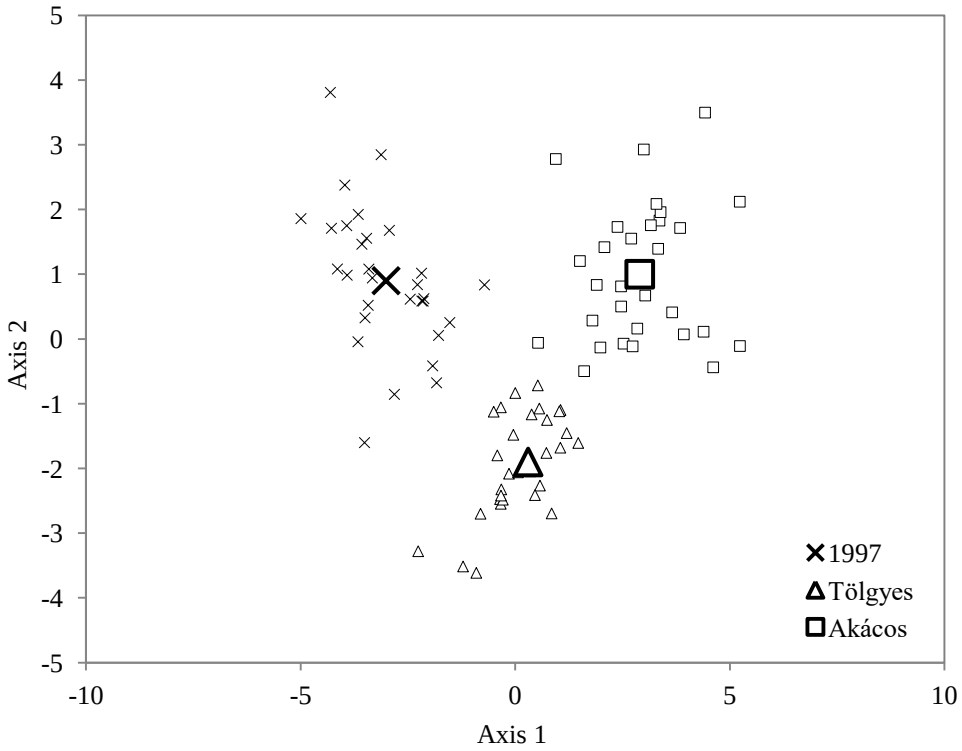
11. ábra:
Az erdősítés hatása a talajparaméterekre (0-20 cm; *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001). Talajtulajdonságok az erdősítés előtt (1997), a 20 éves tölgyesben (T) és akácosban (A). A statisztikai próbák során a telepítés előtti (1997) értékeket a tölgyes (T) értékeivel, az akácos (A) értékeit a tölgyes értékeivel vetettük össze.
H: humusztartalom.

A kísérleti területek talajának tápanyag-szolgáltató képességében az erdőtelepítés, illetve a két különböző fafaj hatására jelentkező legnagyobb különbségek kimutatásához ***diszkriminancia-analízis*** eljárást alkalmaztunk. Az összesen 90 ismétlés talajparamétereinek analízise során kapott modellben két diszkrimináló függvény jött létre (*7. táblázat*).

7. táblázat:
A kanonikus diszkriminancia-függvények standardizált együtthatói

Diszkrimináló függvény	pH_{KCl}	H	AL-P_2O_5	AL-K_2O	NH_4^+-N	NO_3^--N	Ca^{2+}	Mg^{2+}
1	**-0,448**	**-0,772**	**0,635**	-0,308	0,308	0,249	0,333	**0,810**
2	0,063	0,185	**-0,989**	**1,201**	-0,238	**0,558**	0,383	**0,462**

A tengelyek az eredeti változók lineáris kombinációi. A diszkrimináló függvények standardizált együtthatóinak értékei alapján az első diszkrimináló függvényt legerősebben a Mg-, a humusz- és a foszfortartalom, illetve a pH_{KCl} határozta meg. A második diszkrimináló függvényt legerősebben az AL-oldható P_2O_5-, K_2O-tartalom és NO_3^--N, illetve az Mg-tartalom befolyásolta.
A két diszkrimináló függvény által együttesen magyarázatlanul hagyott négyzetösszeget a függvények teljes heterogenitását jelentő négyzetösszeghez viszonyítva a vizsgált csoportok szétválnak egymástól (*Wilks próba*: λ=0,340, χ^2=90,133, p <0,0001), a csoportok centroidjai közötti különbség szignifikáns (α=0,05).
A megmagyarázott hányad legnagyobb részében (76% sajátérték: 6,17) a Mg-, a humusz- és a foszfortartalom, illetve a pH_{KCl} által meghatározott diszkrimináló függvénynek köszönhető. A második függvény 24%-ot magyaráz (sajátérték: 1,94). A helyesen besorolt esetek aránya 98,89%-nak adódott.
A diszkriminancia-analízis alapján tehát következetes eltérést találtunk az erdősítés előtti és a beerdősítést követő talajállapot, illettve a két állomány talajparaméterei között (*12. ábra*).



12. ábra:
A kísérleti területek diszkriminancia topológiája a talajparaméterek alapján létrejött függvények szerint.

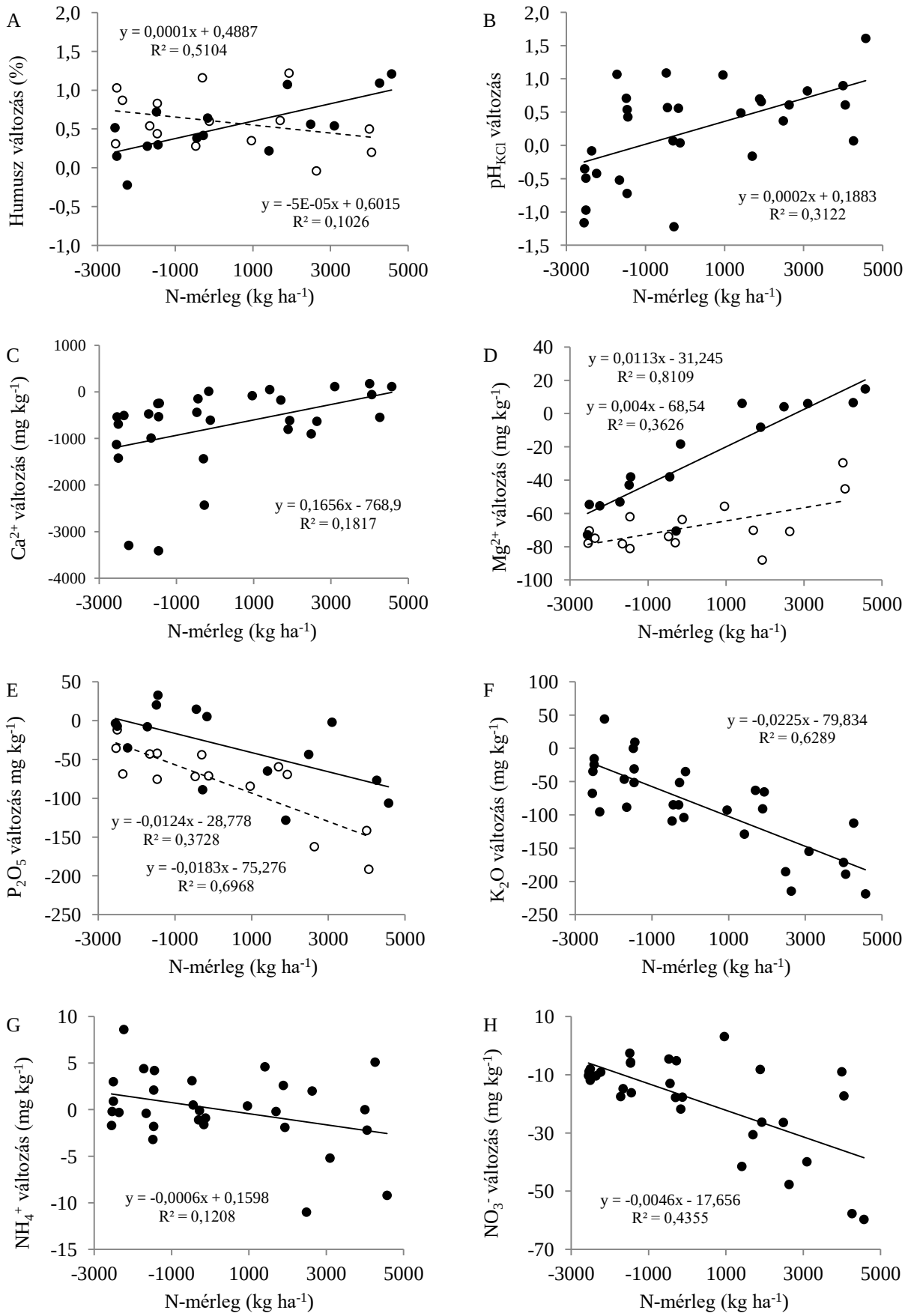
A tölgyesben megvizsgáltuk a műtrágyázás és a meszezés hatását a talajparaméterek változására az erdősítés óta eltelt 20 évben (*8. táblázat*).

8. táblázat:
A műtrágyázás (A) és a meszezés (B) hatása a talajparaméterek erdősítés utáni változására a tölgyesben (0-20 cm; *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001). 1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés. Ø: nem volt meszezés, M: meszezett parcellák. H: humusztartalom.

	pH_{KCl}	H	AL-P_2O_5	AL-K_2O	NH_4^+-N	NO_3^--N	Ca^{2+}	Mg^{2+}
		%	mg kg^{-1}					
A. Műtrágyázás								
1	**-0,6**	**0,44**	**-27**	**-32**	**1,7**	**-9,8**	**-1263**	**-68**
2	0,3	0,52	-19	-35	0,9	-10,5	-983	-59
3	0,2	0,58	-43	-78	0,0	-13,4	-841	-57
4	0,52*	0,67	-75	-104*	-0,9	-21,7	-420	-35**
5	0,77**	0,58	-113**	-177***	-1,6	-38,6**	-138	-20***
B. Meszezés								
Ø	0,2	0,53	-33	-80	-0,1	-22,5	-756	-28
M	0,2	0,59	-78**	-90	0,1	-15,0	-702	-68***
C. Átlag								
	0,2	0,56	-55	-85	0,0	-18,8	-729	-48

A korábbi műtrágyázás hatására, a tápanyagokkal jobban feltöltött talajon a pH_{KCl}-értékek emelkedése nagyobb volt (*ANOVA*; p <0,01), míg a Ca és a Mg fogyása mérséklődött. Az Mg fogyása a műtrágyázás tényezőre szignifikáns (*ANOVA*; p <0,001). Az AL-oldható P_2O_5- és K_2O-, illetve az ásványi nitrogéntartalom a nagyobb műtrágyadagok hatására nagyobb mértékben csökkent (*ANOVA*; p <0,001). Az N_{min} csökkenését elsősorban a NO_3^--tartalom csökkenése okozta (*ANOVA*; p <0,01), az NH_4^+-tartalom szinte alig változott (*ANOVA*; p> 0,05). A meszezett parcellákon a felvehető P_2O_5- (*ANOVA*; p <0,01) és a Mg-tartalom (*ANOVA*; p <0,001) jelentősen nagyobb mértékben csökkent. Az NO_3% a meszezezés hatására kevésbé csökkent (Ø: -41,4%, M: -24,8%) (*ANOVA*; p <0,05). A humusz- (*ANOVA*; p <0,05) és a Mg-tartalom változásában (*ANOVA*; p <0,01) a műtrágyázás és a meszezés interakciója szignifikáns.

A talaj egyes paramétereiben bekövetkező változásokat összevethetjük az adott parcella talajának erdőtelepítés előtt rendelkezésre álló relatív tápanyagkészletével (*13. ábra*). Ezt jól mutatják a parcellákra számolt telepítés előtti tápanyagmérlegek. Mivel a N, P_2O_5 és K_2O-mérlegek korrelációja nagyon szoros (*Pearson lineáris korreláció*; r> 0,99, p <0,001), így a nitrogénmérlegre tett megállapítások a P_2O_5 és K_2O mérlegek esetében is érvényesek.
A tápanyagokkal jobban feltöltött talajon a humusztartalom növekedése nagyobb mértékű volt a nem meszezett parcellákon (*Lineáris regresszió*; r=-0,71, n=15, p <0,01). A meszezett parcellákon az összefüggés negatív, de nem szignifikáns (*Lineáris regresszió*; r=-0,32, n=15, p> 0,05). A pH_{KCl} az alacsony tápanyagtartalmú talajon kissé csökkent, a nagyobb tápanyagtartalmú talajokon emelkedett (*Lineáris regresszió*; r=0,56, n=30, p <0,01). A Ca esetében a legnagyobb fogyás a kontroll parcellákon történt, a nagyobb tápanyagellátottságú talajokon szinte alig mutatható ki csökkenés (*Lineáris regresszió*; r=0,43, n=30, p <0,05). Hasonló a tendencia a Mg esetében a meszezetlen területeken (*Lineáris regresszió*; r=0,90, n=15, p <0,001), a meszezés hatására a fogyás mértéke nagyobb volt (*Lineáris regresszió*; r=0,60, n=15, p <0,05). A nagyobb tápanyagtartalmú parcellákon az AL-oldható K_2O (*Lineáris regresszió*; r=-0,79, n=30, p <0,001) és a NO_3^--N (*Lineáris regresszió*; r=-0,66, n=30, p <0,001) fogyása nagyobb mértékű volt. Az AL-oldható P_2O_5 esetében ugyanez a tendencia a meszezetlen (*Lineáris regresszió*; r=-0,61, n=15, p <0,05) parcellákon, sőt a meszezett parcellákon ez még kifejezettebb (*Lineáris regresszió*; r=-0,83, n=15, p <0,001). Az NH_4^+-N esetében az összefüggés nem bizonyítható (*Lineáris regresszió*; r=-0,35, n=30, p=0,0598).



13. ábra:
A humusztartalom (A), pH (B), Ca (C), Mg (D), AL-K_2O (E) és AL-P_2O_5 (F) változása erdősítés hatására, különböző tápelemszintek (N-mérlegek) mellett. Ahol szignifikáns különbség volt, ott a meszezett parcellákat külön ábrázoltuk (üres körök és szaggatott vonal).

A talajparaméterek változásai közti lineáris kapcsolat a *9. táblázatban* látható.

9. táblázat:
Lineáris korreláció a talajparaméterek változása között (0-20 cm; *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001). n=30

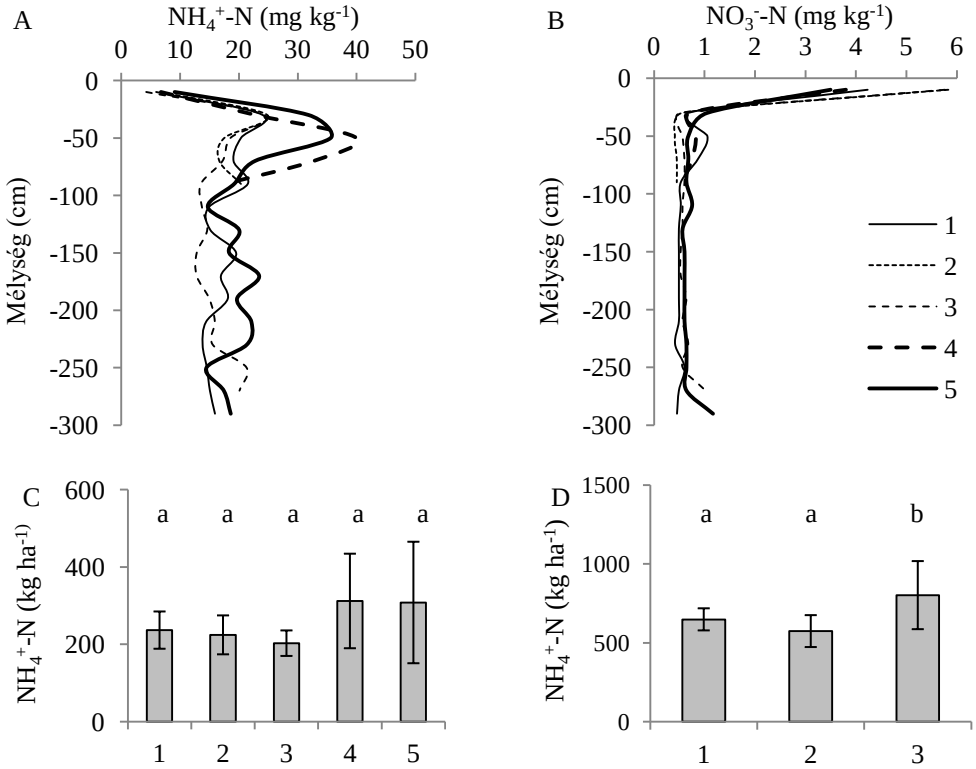
	H	AL-P_2O_5	AL-K_2O	NH_4^+-N	NO_3^--N	Ca^{2+}	Mg^{2+}
pH_{KCl}	0,16	-0,22	-0,49**	-0,17	-0,31	0,67***	0,44*
H		0,00	-0,11	-0,34	-0,23	0,23	0,12
AL-P_2O_5			0,61***	0,06	0,21	-0,03	-0,04
AL-K_2O				0,51**	0,58***	-0,45*	-0,48**
NH_4^+-N					0,20	-0,21	-0,27
NO_3^--N						-0,32	-0,56**
Ca							0,34

A pH_{KCl} és a Ca-, valamint Mg-tartalom változása között pozitív kapcsolat volt (*Pearson lineáris korreláció*). Azokon a parcellákon, ahol a Ca- és az Mg-tartalom fogyása nagyobb mértékű volt, a pH_{KCl} emelkedése visszafogottabb volt. A Ca- és Mg tartalom és az AL-oldható K_2O-tartalom változása között negatív kapcsolat volt. Ahol több kálium állt rendelkezésre, ott kevesebb Ca és Mg fogyott és a pH_{KCl} is emelkedett. A könnyen oldható K változása és az oldható P, valamint az ásványi nitrogénformák változása között a kapcsolat pozitív.

4.2.3. Mélységi eredmények

Ásványi nitrogéntartalom a tölgyesben (0-300 cm)

Az ásványi N-tartalom mélységi eloszlását a tölgyes talajában a *14. ábra* mutatja.



14. ábra:
A műtrágyázás hatása az NH_4-N (A) és NO_3-N (B) tartalom mélységi eloszlására (0-300 cm) és az NH_4-N mennyiségére 0-100 cm (C) és 0-300 cm között (D) a tölgyesben, erdősítés után 20 évvel.
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés. A kisbetűk (a, b, c, d, e) a *Tukey's* vagy *Dunn's teszt* (p <0,05) utáni csoportosítást mutatják.

A nitrát-N csak a felső 20 cm-en volt értékelhető mennyiségben, a 0-20 cm-es réteg élesen elvált a többi szinttől (*ANOVA*; p <0,001), az alsóbb szintek NO_3^--tartalma jelentéktelen mennyiségű volt. Műtrágyázás hatására nem volt kimutatható különbség, ahogy meszezés hatására sem (*ANOVA*; p> 0,05). Az ásványi nitrogéntartalmat mindenhol az ammónium-N határozta meg.
Az NH_4^+-N minimuma ezzel szemben a felső talajrétegben volt, felhalmozódási maximum pedig a 20-80 cm-es rétegben volt, ahol a legnagyobb mennyiséget a 40-60 cm-es rétegben érte el (átlag 35,59 $mg \cdot kg^{-1}$). Az 5-ös kezelésben a 100-120, illetve a 240-260 cm-es rétegekben alacsony értékek voltak, 140-240 cm között pedig még egy felhalmozódási pont látszott. Ezt igazolja, hogy a felső talajréteg 100 cm-ig minden más rétegtől, illetve a 20-40-es réteg a 100-120 és 220-260 cm-es rétegtől különbözött jelentősen (*ANOVA*; p <0,001).
A műtrágyázás szintjei között a 0-100 cm-es rétegben nem találtunk statisztikailag igazolható különbségeket (*ANOVA*; p=0,0542), bár a két legnagyobb kezelés átlagértékei jelentősen magasabbak voltak (1: 255,4 $kg \cdot ha^{-1}$, 4: 329,0 $kg \cdot ha^{-1}$, 5: 324,8 $kg \cdot ha^{-1}$). A 0-300 cm-es rétegben már statisztikailag is igazolható volt a műtrágyázás hatása (*ANOVA*; p <0,001). Az 5-ös kezelés NH_4^+-N tartalma lényegesen nagyobb volt a kontrollhoz (*Tukey's post hoc teszt*; p <0,05) és a 3-as kezeléshez (*Tukey's post hoc teszt*; p <0,001) képest. A meszezés hatása az NH_4^+-N tartalomra a 0-100 cm-es és a 0-300 cm-es rétegben is igazolható volt (*ANOVA*; p <0,01). A meszezett parcellákon az ammónium-N jelentősen kevesebb volt (0-300 cm; Ø: 730,48 $kg \cdot ha^{-1}$, M: 563,04 $kg \cdot ha^{-1}$), így az összes ásványi nitrogéntartalom is (0-300 cm; Ø: 762,03 $kg \cdot ha^{-1}$, M: 602,67 $kg \cdot ha^{-1}$). A vizsgált rétegek NH_4^+-N tartalmát a telepítés előtti N-mérlegekkel is összevetettük (*Lineáris regresszióanalízis*), ezt a *10. táblázat* mutatja.

10. táblázat

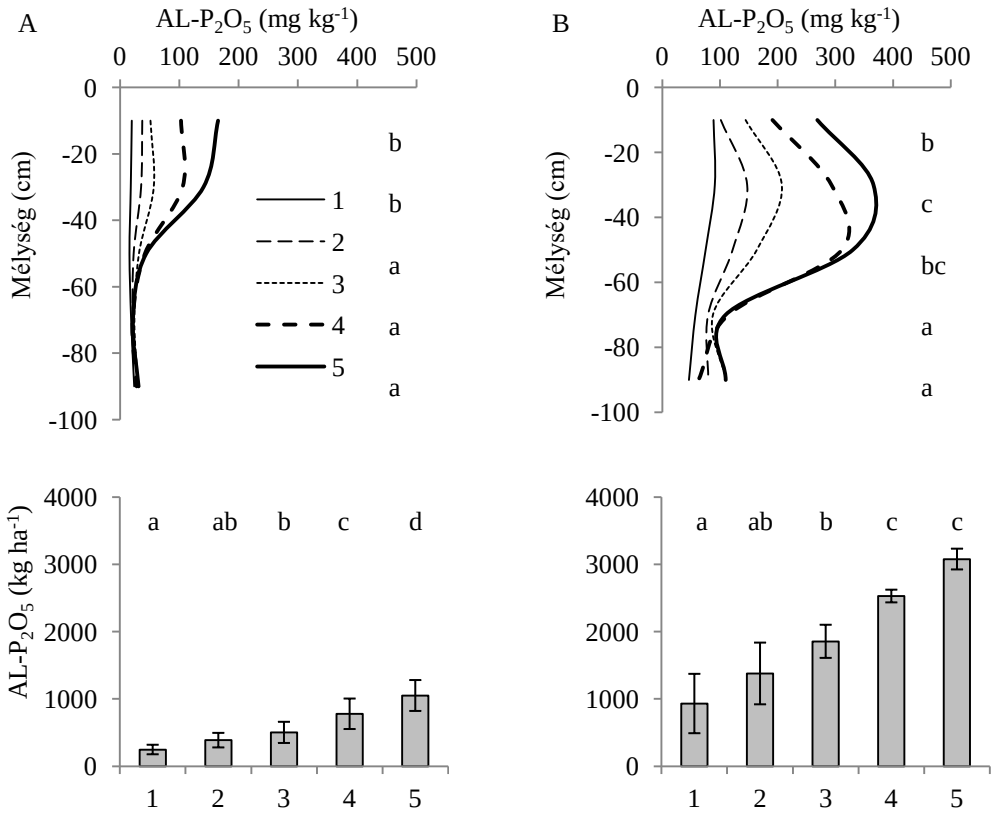
A talaj N-mérlegének és NH_4-N tartalmának összefüggése a tölgyesben, a vizsgált talajrétegek szerint (lineáris regresszió, *p <0,05, **p <0,01, ***p <0,001). x tengely: N-mérleg (kg ha^{-1}), y tengely: NH_4-N tartalom (mg kg^{-1}).

cm	NH_4^+-N			
	a	b	r	n
0-20	0,0004	6,38	0,43	15
20-40	0,0010	25,14	0,23	15
40-60	0,0034	25,04	0,58*	15
60-80	0,0015	21,08	0,43	15
80-100	-0,0002	18,50	-0,06	15
0-100 Ø	0,0020	21,75	0,39**	50
0-100 M	-0,0007	13,95	-0,29	25
0-300 Ø	0,0011	18,15	0,36***	90
0-300 M	-0,0002	14,50	-0,09	45

A felső 100 cm-t 20 cm-es rétegekre bontva, statisztikailag igazolgató összefüggést csak a 40-60 cm-es rétegben találtunk. A 100, illetve 300 cm-es réteget egyben vizsgálva, összefüggés csak a nem meszezett területeken volt igazolható, leginkább a 0-300 cm-es mélységben (p> 0,001).

Foszfortartalom (0-100 cm)

A 8 éves akácosban (2003) az AL-oldható foszfortartalom maximuma a 0-40 cm-es rétegben volt. Az egyes rétegek AL-P_2O_5 tartalmára a mélység, a műtrágyázás hatását is igazolni lehetett, sőt a kettő interakciója is szignifikáns volt (*ANOVA*; p <0,001). A 20 éves tölgyesben a maximum a 0-60 cm-es rétegben volt, de a legnagyobb értékek nem a felszínen, hanem 20-60 cm mélységben voltak. A mélység, a műtrágyázás és a kettő interakciója is szintén szignifikáns volt (*ANOVA*; p <0,001). Az eredményeket a *15. ábra* mutatja.



15. ábra:
Az erdősítés előtti műtrágyázás hatása az AL-oldható P_2O_5 tartalomra 0-100 cm-es talajmélységben, a 8 éves (2003) akácosban (A) és a 20 éves (2017) tölgyesben (B).
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés. A kisbetűk (a, b, c, d, e) a variancia-analízis (*Tukey's post hoc teszt*) szerinti csoportosítást mutatják.

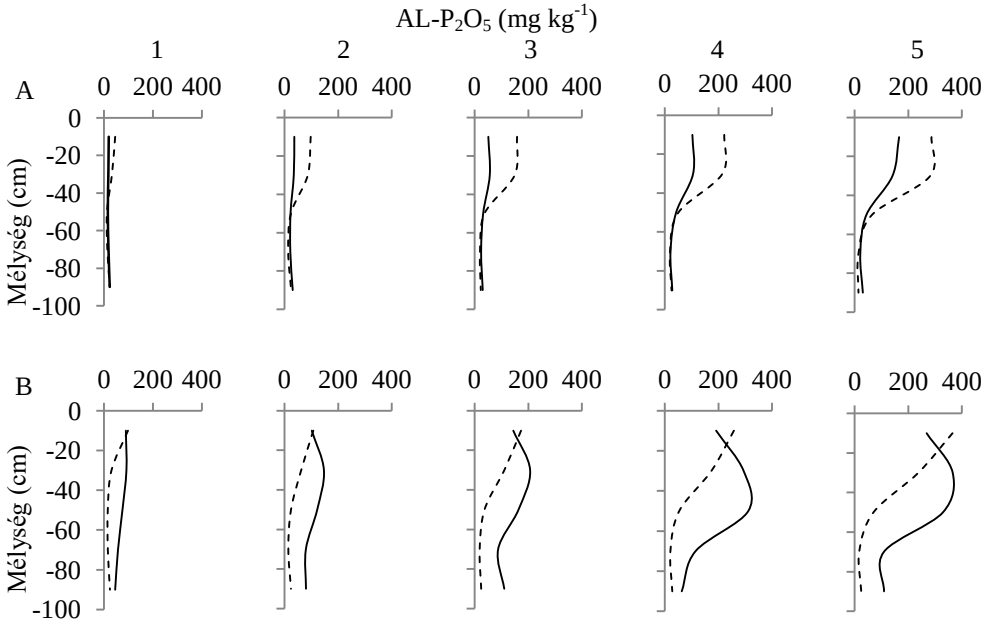
Műtrágyázási szintek szerint az AL-P_2O_5 tartalom folyamatosan emelkedő tendenciát mutatott mindkét állományban. Már a harmadik kezelés is jelentősen különbözött a kontrolltól (A1: 247 kg·ha^{-1}, A3: 502 kg·ha^{-1}, T1: 931 kg·ha^{-1}, T3: 1855 kg·ha^{-1}), a két legnagyobb kezelés pedig a többi kezeléstől is (A5: 1050 kg·ha^{-1}, T5: 3078 kg·ha^{-1}). A meszezésnek egyik állományban sem volt szignifikáns hatása az értékekre (*ANOVA*; p> 0,05). A 0-100 cm-es talajrétegben található összes AL-P_2O_5 mennyisége a 20 éves tölgyesben minden kezelés esetén kb. háromszorosa volt a 8 éves akácosban lévő mennyiségnek. A vizsgált rétegek AL-P_2O_5 tartalmának és a telepítés előtti P_2O_5 mérlegek összefüggéseit (*Lineáris regresszióanalízis*) a *11. táblázat* tartalmazza.

11. táblázat
A talaj erdőtelepítés előtti P_2O_5 mérlegének és AL-oldható P_2O_5, tartalmának összefüggése, a vizsgált talajrétegek szerint (lineáris regresszió, 0-100 cm; *p <0,05, **p <0,01, ***p <0,001). x tengely: P mérleg (kg ha^{-1}), y tengely: AL-oldható P_2O_5 tartalom (mg kg^{-1}). n = 15

cm	Akácos (2003)			Tölgyes (2017)		
	a	b	r	a	b	r
0-20	0,0315	23,47	0,88***	0,0424	109,97	0,90***
20-40	0,0278	25,61	0,86***	0,0631	148,16	0,92***
40-60	0,0067	20,37	0,60***	0,0636	126,98	0,91***
60-80	0,0005	20,69	0,11	0,0121	75,64	0,45
80-100	0,0010	27,15	0,17	0,0116	74,69	0,42

Az erdősítés előtti foszfortrágyázás hatását mindkét állományban a 40-60 cm-es rétegig lehetett kimutatni. Az összefüggés mindhárom réteg esetében szoros volt (p <0,001), főként a tölgyesben

(r> 0,90). Az akácos esetében a lineáris korrelációs együttható értékei kisebbek voltak, leginkább a 40-60 cm-es talajrétegben.
Az AL-P_2O_5 tartalom mélységi eloszlásában bekövetkező változást a *16. ábra* mutatja.

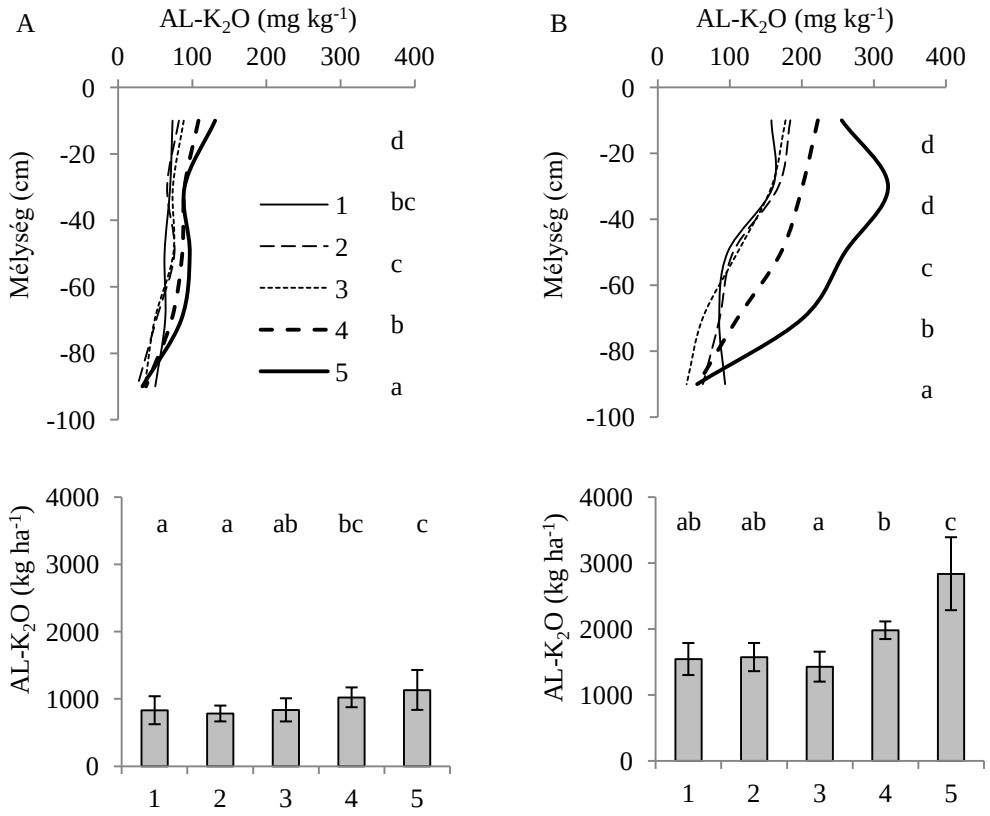


16. ábra
Az erdősítés hatása a P_2O_5 tartalom mélységi eloszlására (0-100 cm) az akácosban (A), 2003-ban és a tölgyesben (B), 2017-ben. Szaggatott vonal: erdőtelepítés előtt, folyamatos vonal: 8 éves akácosban, illetve 20 éves tölgyesben. 1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés.

Telepítés előtt a 0-100 cm-es talajréteg AL-P_2O_5 tartalma hasonló lehetett az akácosban (1: 297 kg·ha^{-1}, 5: 1724 kg·ha^{-1}) és a tölgyesben (1: 443 kg·ha^{-1}, 5: 1863 kg·ha^{-1}). A mérleg szerinti P_2O_5 tartalom szintén hasonló volt (*5. táblázat*). Az akácosban már 8 év alatt jelentősen csökkentek az értékek a 0-60 cm-es rétegben. A több oldható foszfort tartalmazó parcellákon a csökkenés mértéke is nagyobb volt (1: -83 kg·ha^{-1}, 5: -674 kg·ha^{-1}). A tölgyesben 20 év alatt minden kezelésben nőtt az oldható foszfortartalom. A 0-20 cm-es rétegben csökkenést tapasztaltunk, ami a rendelkezésre álló oldható AL-P_2O_5 mennyiségével volt arányos. A többi rétegben az oldható P mennyisége nőtt, főként 40-60 cm-en. A növekedés mértéke a tölgyes estében arányos volt a kezelésekkel (1: 460 kg·ha^{-1}, 5: 1215 kg·ha^{-1}).

Káliumtartalom (0-100 cm)

A 8 éves akácosban (2003) az AL-oldható káliumtartalom maximuma a 0-60 cm-es rétegben volt, de a 20-40 cm-es rétegben egy kissé alacsonyabb értékek adódtak. Az egyes rétegek AL-K_2O tartalmára a mélység és a műtrágyázás hatását is igazolni lehetett (*ANOVA*; p <0,001), a két tényező interakcióját nem (*ANOVA*; p=0,0542). A 20 éves tölgyesben a maximum szintén a 0-60 cm-es rétegben volt, de a legnagyobb értékek itt nem a felszínen, hanem 20-40 cm mélységben voltak. A mélység, és a műtrágyázás (*ANOVA*; p <0,001), illetve a kettő interakciója (*ANOVA*; p <0,01) is szignifikáns volt.
Műtrágyázási szintek szerint az AL-K_2O tartalom emelkedő tendenciát mutatott mindkét állományban. Csak a két legnagyobb kezelés különbözött szignifikánsan a kontrolltól (A1: 831 kg·ha^{-1}, A4: 1023 kg·ha^{-1}, A5: 1133 kg·ha^{-1}, T1: 1543 kg·ha^{-1}, T4: 1428 kg·ha^{-1}, T5: 2837 kg·ha^{-1}). A meszezésnek egyik állományban sem volt szignifikáns hatása az értékekre (*ANOVA*; p> 0,05). A 0-100 cm-es talajrétegben található összes AL- K_2O mennyisége a 20 éves tölgyesben a kontroll (1) esetén kb. kétszerese, a legnagyobb kezelés esetén (5) kb. két és félszerese volt a 8 éves akácosban lévő mennyiségnek. Az eredményeket a *17. ábra* mutatja.



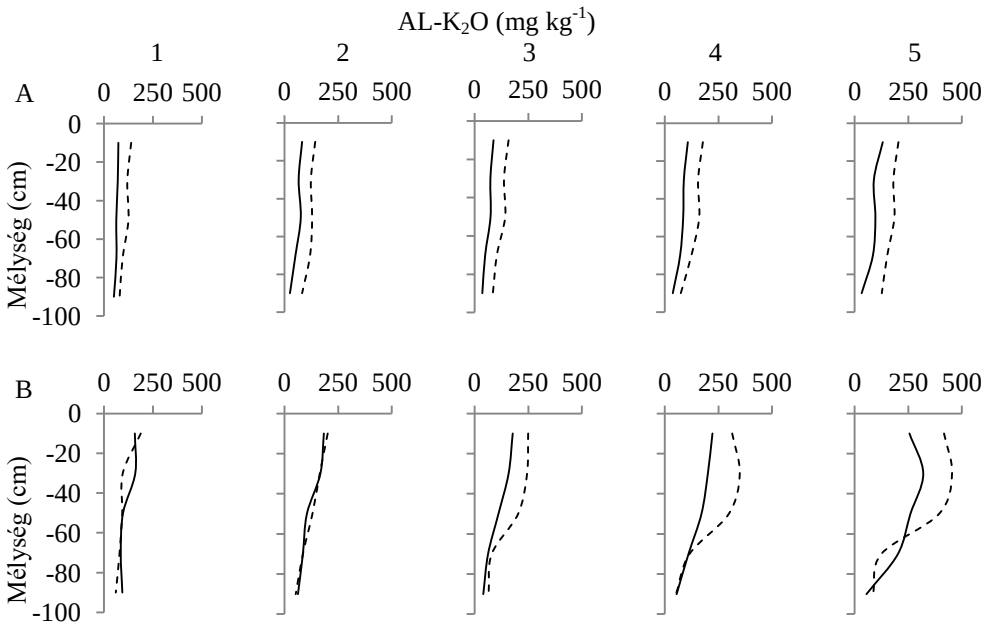
17. ábra
Az erdősítés előtti műtrágyázás hatása az AL-oldható K_2O tartalomra 0-100 cm-es talajmélységben, a 8 éves (2003) akácosban (A) és a 20 éves (2017) tölgyesben (B).
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés. A kisbetűk (a, b, c, d, e) a variancia-analízis (Tukey's post hoc teszt) szerinti csoportosítást mutatják.

A vizsgált rétegek AL-K_2O tartalmának és a telepítés előtti K_2O mérlegek összefüggéseit (*Lineáris regresszióanalízis*) a *12. táblázat* tartalmazza.

12. táblázat
A talaj telepítés előtti K mérlegének és AL-oldható K_2O, tartalmának összefüggése, a vizsgált talajrétegek szerint (lineáris regresszió, 0-100 cm; *p <0,05, **p <0,01, ***p <0,001). x tengely: K mérleg (kg ha^{-1}), y tengely: AL-oldható K_2O tartalom (mg kg^{-1}). n = 15

cm	Akácos (2003)			Tölgyes (2017)		
	a	b	r	a	b	r
0-20	0,0202	97,35	0,80***	0,0234	212,43	0,78***
20-40	0,0089	78,18	0,43*	0,0346	220,60	0,77***
40-60	0,0108	79,62	0,46**	0,0386	170,37	0,93***
60-80	0,0107	64,56	0,44*	0,0264	124,01	0,64*
80-100	-0,0021	36,29	-0,13	-0,0063	57,94	-0,43

Az erdősítés előtti káliumtrágyázás hatását mindkét állományban a 60-80 cm-es rétegig lehetett kimutatni. Az összefüggés az akácosban a legfelső rétegében (r=0,80), a tölgyesben 0-60 cm között volt szoros (p <0,001). A tölgyesben a legszorosabb korreláció a 40-60 cm-es rétegben volt (r> 0,90). Az akácos esetében a lineáris korrelációs együttható értékei kisebbek, főként a 20cm alatti talajrétegekben.
Az AL-K_2O tartalom mélységi eloszlásában bekövetkező változást a *18. ábra* mutatja.



18. ábra

Az erdősítés hatása az AL-K_2O tartalom mélységi eloszlására (0-100 cm) az akácosban (A), 2003-ban és a tölgyesben (B), 2017-ben. Szaggatott vonal: erdőtelepítés előtt, folyamatos vonal: 8 éves akácosban, illetve 20 éves tölgyesben.
1: kontroll parcellák, 2-5: növekvő műtrágyakezelés.

Telepítés előtt a 0-100 cm-es talajréteg AL-K_2O tartalma az akácosban jóval alacsonyabb lehetett a nagyobb kezelésekben (1: 1269 kg·ha^{-1}, 5: 2205 kg·ha^{-1}), mint a tölgyesben (1: 1283 kg·ha^{-1}, 5: 3840 kg·ha^{-1}). A mérleg szerinti K_2O tartalom hasonló volt a két állományban, habár a kijuttatott műtrágya-K mennyisége a tölgyesben jóval magasabb volt (*5. táblázat*). Az akácosban már 8 év alatt jelentősen csökkentek az értékek a teljes 0-100 cm-es rétegben. A több oldható káliumot tartalmazó parcellákon a csökkenés mértéke is nagyobb volt (1: -438 kg·ha^{-1}, 5: -1073 kg·ha^{-1}). A tölgyesben hasonló tendencia figyelhető meg, de a csökkenés csak a 40-60 cm-es rétegig jelentős. A kontroll parcellákon és a legkisebb kezelésben (2) az értékek szinte alig változtak, a nagyobb kezelésekben a csökkenés mértéke az oldható AL-K_2O mennyiségével volt arányos (3: -761 kg·ha^{-1}, 4: -960 kg·ha^{-1}, 5: -1003 kg ha^{-1}). Ez a csökkenés hasonló volt a 8 éves akácosban történthez (3: -796 kg·ha^{-1}, 4: -783 kg·ha^{-1}, 5: -1073 kg ha^{-1}).

4.2.4. Élőhelyek összehasonlítása (0-20 cm)

A vizsgált élőhelyek általában homok fizikai féleségű, relatív savanyú, vagy semleges pH-jú, karbonátmentes talajokkal voltak jellemezhetők. A mért talajparaméterek alapján azonban meglehetősen eltértek. Kizárólag a $CaCO_3$-tartalomban nem volt kimutatható különbség, mert csak az akácos kontroll (AK) esetében haladta meg az átlag az 1%-ot. (*13. táblázat*).
A **K_A értékek** szerint az élőhelyek szignifikánsan különböztek (*Kruskal-Wallis teszt*; $p < 0{,}01$). A legnagyobb értékek a reliktum erdőben (RT), míg a legkisebbek a művelt szántóföldön (SZ) voltak. A két beerdősített állomány (T5, A5) nem különbözött szignifikánsan a megfelelő kontroll erdőtől (TK, AK). A K_A értékek szoros korrelációt mutattak a humusztartalommal (*Pearson lineáris korreláció*; $r = 0{,}89$, $n = 21$, $p < 0{,}001$). A **humusztartalomban** szintén szignifikáns különbségek adódtak a habitatok között (*Kruskal-Wallis teszt*; $p < 0{,}05$). Ahogy várható volt, a legnagyobb humusztartalom a reliktum erdőben volt, ami szignifikánsan különbözött (*Dunn's post hoc teszt*; $p < 0{,}001$) a szántótól. Az erdősített tartamkísérletek (T5, A5) azonban nem különböztek szignifikánsan a kontroll erdőktől (TK, AK), de a reliktum erdőtől sem (RT) (*Dunn's post hoc teszt*; $p > 0{,}05$). A **pH_{H2O} értékek** minden élőhelyen legalább pH 0,5 értékkel magasabbak voltak, mint a **pH_{KCl} értékek**, rejtett savasságot jelezve a talajban.

Mind a pH_{H2O} (*ANOVA*; p <0,01), mind a pH_{KCl} (*ANOVA*; p <0,001) szignifikáns különséget mutatott az egyes élőhelyek között. A legsavanyúbb talaj a reliktum erdőben volt, míg a legmagasabb pH-t a felhagyott szántóterületen mértük. Mindkét pH alacsony volt a tölgyes kísérletben (T5), amíg az akácos kísérletben (A5) a nyílt élőhelyekhez (SZ, FSZ) és a kontroll akácoshoz (AK) hasonló pH volt (*Tukey's post hoc teszt*; p> 0,05). A pH_{KCl} és a Ca^{2+}-tartalom korrelációja közepes volt (*Pearson lineáris korreláció*; r = 0,60, n = 21, p <0,001).

13. táblázat:
Mért talajparaméterek átlagai a 0-20 cm-es talajszintben, a beerdősített kísérletek nem meszezett legnagyobb műtrágya adagú kezeléseiben (T5, A5) és a kontroll élőhelyeken (n=7). H: humusztartalom. A vastagon szedett kisbetűk (a, b, c, d, e) a Tukey's vagy Dunn's teszt (p <0,05) utáni csoportosítást mutatják. TK-tölgyes kontroll, AK- akác kontroll, RT- reliktum tölgyes, SZ- szántó, FSZ- felhagyott szántó.

	Kísérleti területek		Kontroll erdők			Agrárterületek	
	T5	A5	TK	AK	RT	SZ	FSZ
K_A	27 **ab**	28 **ab**	32 **bc**	27 **ab**	44 **c**	21 **a**	33 **bc**
H (%)	2,11 **bc**	2,22 **bc**	2,01 **ab**	1,46 **ab**	3,97 **c**	0,83 **a**	2,19 **bc**
pH_{H2O}	5,57 **b**	6,85 **d**	5,86 **bc**	6,68 **cd**	4,56 **a**	6,27 **bcd**	7,07 **d**
pH_{KCl}	4,56 **ab**	6,26 **de**	4,95 **bc**	6,05 **cde**	3,63 **a**	5,21 **bcd**	6,48 **e**
$CaCO_3$ (%)	0,00	0,00	0,00	1,83	0,00	0,00	0,85
Ca (mg kg^{-1})	265 **a**	671 **b**	456 **ab**	1452 **ab**	323 **a**	431 **ab**	1878 **b**
Mg (mg kg^{-1})	92 **abc**	102 **bc**	119 **c**	75 **ab**	87 **ab**	99 **abc**	69 **a**
P_2O_5 (mg kg^{-1})	280 **c**	46 **a**	27 **a**	88 **ab**	69 **ab**	100 **ab**	173 **bc**
K_2O (mg kg^{-1})	270 **cd**	188 **abc**	126 **a**	146 **ab**	299 **d**	244 **bcd**	218 **abcd**
NH_4-N (mg kg^{-1})	10,1 **b**	1,3 **a**	6,7 **ab**	3,6 **ab**	5,5 **ab**	3,4 **ab**	2,7 **a**
NO_3-N (mg kg^{-1})	2,8 **a**	7,7 **a**	4,3 **a**	5,5 **a**	29,6 **b**	2,9 **a**	5,5 **a**
N min (mg kg^{-1})	12,8 **ab**	9,0 **a**	10,9 **a**	9,0 **a**	35,1 **b**	6,3 **a**	8,2 **a**

Az **AL-P_2O_5 tartalomban** szignifikáns különbségek adódtak az élőhelyek között (*ANOVA*; p <0,001). A tölgyes kísérlet (T) AL-oldható foszfortartalma jóval meghaladta szinte mindegyik élőhelyét (*Tukey's post hoc teszt*; p <0,001), csak a felhagyott szántóét nem (*Tukey's post hoc teszt*; p=0,0564). Az élőhelyek **oldható K-tartalomban** is különböztek (*ANOVA*; p <0,001). A reliktum tölgyes (RT) tartalmazott a legnagyobb mennyiségű oldható K-t a feltalajban, a két kontroll erdő pedig a legkevesebbet. A tölgyes kísérlet (T) értékei szintén nagyon magasak. Az **ásványi nitrogéntartalom** hasonló volt minden élőhelyen, csak a reliktum tölgyes értékei voltak jóval magasabbak (*Tukey's post hoc teszt*; p <0,05). Az ásványi N-tartalmat leginkább a nitrát-N határozta meg, kivéve a tölgyes állományokat (T5, TK), ahol az ammónium-N aránya nagyobb volt (T5: 78%, TK: 59%). Az ásványi N-tartalom és a humusztartalom közötti kapcsolat szorosnak adódott (*Pearson lineáris korreláció*; r = 0,86, n = 21, p <0,001).

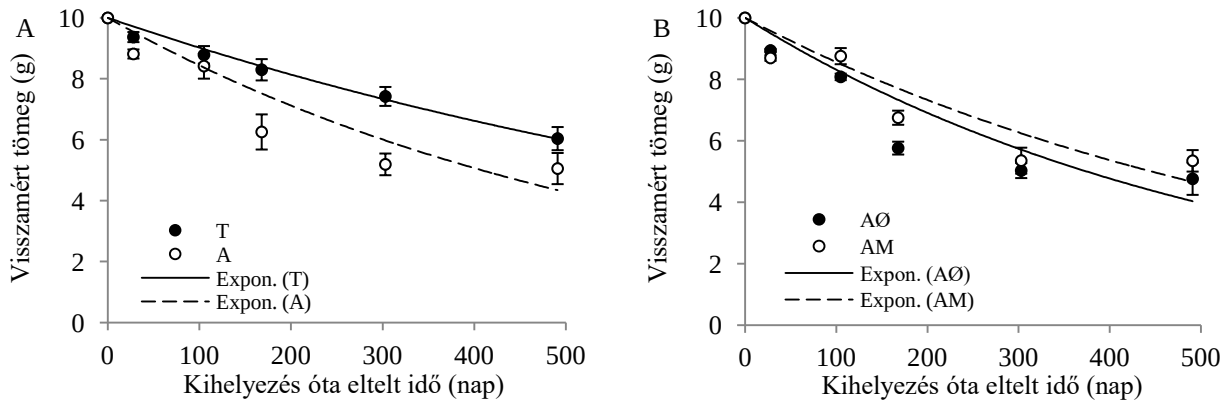
4.3. Avar-lebontás eredmények

Az eredmények alapján a műtrágyázás tényező hatására nem voltak jelentős különbségek az avar vizsgált tápanyagtartalmában (*ANOVA*; p> 0,05). A tölgyesben a meszezés hatására a K, Ca és Mg mennyiségei magasabbak voltak, de nem találtunk statisztikailag igazolható különbségeket (*ANOVA*; 0,05 <p <0,1). A meszezés tényező az akácosban sem okozott jelentős különbségeket az egyes elemekben (*t-teszt*; p> 0,05). A két állomány az avar vizsgált tápanyagtartalmai alapján a K-tartalom kivételével mindegyik elem alapján különbözik egymástól. A P-tartalom a tölgyesben (*Mann-Whitney-teszt*; p <0,01), az összes N mennyisége (*Mann-Whitney-teszt*; p <0,001), a Ca- (*Mann-Whitney-teszt*; p <0,01) és Mg-tartalom (*t-teszt*; p <0,01) az akácosban volt magasabb (*14. táblázat*).

14. táblázat:
Az avar tápelemtartalma és lebomlási tulajdonságai a műtrágyázás (A), meszezés (B) és állomány típus (C) tényezők szerint. 1: kontroll, 2-5: növekvő adagú műtrágyakezelés, Ø: nem volt meszezés, M: meszezett parcellák, T: tölgyes, A: akácos, m: bemért tömeg az utolsó begyűjtéskor (491. nap), k: lebontási együttható, TH: felezési idő. Szignifikancia-szintek: *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001.

Minta	N	P	K	Ca	Mg	m	k	TH
	%					g		nap
	A. Műtrágya (Tölgyes)							
1	**1,15**	**0,27**	**0,26**	**0,99**	**0,19**	**6,17**	**0,0013**	**547**
2	1,25	0,24	0,25	0,84	0,19	5,72	0,0015	482
3	1,32	0,27	0,26	0,69	0,18	5,85	0,0014	499
4	1,16	0,25	0,23	0,87	0,18	5,93	0,0013	531
5	1,22	0,25	0,27	0,80	0,18	6,53	0,0012	574
	B. Meszezés							
TØ	1,24	0,26	0,24	0,74	0,18	5,94*	0,0013	536
TM	1,20	0,24	0,27	0,93	0,19	6,13	0,0014	517
AØ	1,96	0,21	0,23	1,32	0,20	4,76	0,0026*	264
AM	2,06	0,21	0,24	1,16	0,26	5,35	0,0024	291*
	C. Állomány							
T	1,22	0,25**	0,25	0,84	0,19	6,04	0,0013	526***
A	2,01***	0,21	0,24	1,24**	0,23**	5,06***	0,0025***	278

A lebontási tényező (k) esetében nem volt statisztikailag igazolható különbség a műtrágyázás hatására, az utolsó begyűjtéskor (491. nap) visszamért tömegek alapján azonban a 2. műtrágyaszint a kontrolltól jelentősen alacsonyabb volt (*Tukey's post-hoc teszt*; p <0,05). A legnagyobb műtrágyaszint (5) a kontroll (1) kivételével minden kezeléstől különbözött a visszamért tömegek alapján (*Tukey's post-hoc teszt*; p <0,001). A meszezés tényező hatására az akácosban a k lebontási együttható a nem meszezett parcellákon nagyobb volt (*t-teszt*; p <0,05). A tölgyesben a meszezés nem volt hatással a lebontási együtthatóra (k), az utolsó időpontban begyűjtött minta alapján azonban a meszezett parcellákon nagyobb tömeg maradt vissza (*ANOVA*; p <0,05). Az avar lebontása a k tényező és a visszamardt tömeg szerint is az akácosban jelentősen gyorsabban ment végbe (*t-teszt*; p <0,001). A felezési idők a lebontási együtthatók szerint változtak.
Az avar visszamaradt tömegeinek időbeli változását a *19. ábra* mutatja.



19. ábra:
Az avar visszamaradt száraz tömegének időbeli változása a vizsgálati időszakban, az akácosban és a tölgyesben (A), valamint az akácos meszezett (AM) és mésszel nem kezelt (AØ) parcelláin (B).

Az avar összes N-tartalma pozitív kapcsolatban volt a Ca- ($p < 0,05$) és Mg-tartalmával ($p < 0,01$), illetve Ca- és Mg-tartalma között is pozitív kapcsolat volt ($p < 0,001$). A k lebontási együttható és az avar mért tápelemtartalmai alapján a magasabb N, Ca és Mg szint hatására gyorsabb, a magasabb P-tartalom hatására lassabb volt a lebomlás (*15. táblázat*).

15. táblázat:
Az avar tápelemtartalmának és lebomlási együtthatójának (k) kapcsolata egymással (A) és a talajparaméterekkel (B). Pearson lineáris korreláció; n=36, szignifikancia-szintek: *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001.

	N	P	K	Ca	Mg	k
	A. Avar					
N		-0,16	-0,05	0,40*	0,47**	0,67***
P			0,23	-0,12	-0,09	-0,47**
K				-0,02	-0,02	-0,10
Ca					0,55***	0,48**
Mg						0,48**
	B. Talaj					
pH_{KCl}	0,50**	-0,19	0,08	0,44**	0,50**	0,57***
pH_{H2O}	0,47**	-0,17	0,10	0,43**	0,41*	0,56***
Humusz	0,72***	-0,24	-0,19	0,43**	0,54***	0,61***
AL-P_2O_5	-0,38*	0,15	-0,03	-0,32	-0,39*	-0,59***
AL-K_2O	0,25	-0,03	-0,11	0,11	-0,07	0,04
NH_4^+-N	-0,10	0,25	-0,17	-0,26	-0,05	-0,25
NO_3^--N	0,19	-0,46**	-0,02	0,14	-0,15	0,31
K_A	0,71***	-0,03	0,16	0,47**	0,21	0,51**
$CaCO_3$	0,11	0,33	0,09	0,08	0,27	0,17
Ca^{2+}	0,51**	-0,20	-0,13	0,22	0,43**	0,48**
Mg^{2+}	0,35*	-0,32	-0,01	0,33*	0,39*	0,24

A talaj magasabb pH-szintje, K_A-értékei, valamint humusz- és Ca-tartalma pozitív, magasabb foszforszintje negatív korrelációban volt a lebomlási együtthatóval. A talaj pH értékei, humusz és Mg-tartalma az avar N-, Ca- és Mg-szintjeivel is pozitív kapcsolatban voltak. A talaj foszfortartalma az avar N- és Mg-tartalmával volt negatív kapcsolatban. A talaj K_A-értékei az avar N- és Ca-tartalmával pozitív kapcsolatban voltak. A talaj Ca-tartalma az avar N- és Mg-tartalmával volt kapcsolatban.

4.4. Ugróvillás vizsgálatok eredményei

4.4.1. A kísérleti területek

Összesen 8 545 db Collembola egyedet gyűjtöttünk a két kísérleti területen (A, T), melyek 10 családhoz, 21 génuszhoz és 34 fajhoz tartoztak (*16. táblázat*).
Az egyes ugróvillás csoportok megoszlása alapján megállapítható, hogy a legnagyobb fajszámmal az Entomobryidae család képviselt, ugyanakkor szembetűnő az Isotomidae család kiemelkedő abundanciája. Ez elsősorban néhány, időszakos tömegszaporodásra is hajlamos faj (pl. *Folsomia manolachei, F. quadrioculata, Parisotoma notabilis*) kiugróan magas egyedszámának köszönhető. A vizsgálati terület geográfiai és klimatikus viszonyainak megfelelően számos xerotermofil ugróvillás (pl. *Mesaphorura critica, Metaphorura denisi, Entomobrya multifasciata, Orchesella cincta*) került elő a gyűjtött mintákból. Az akáccal és kocsánytalan tölggyel újraerdősített mintaterületeken az állományok fiatal kora és környező habitatok (szántó, felhagyott szántó, erdősáv) miatt kevés a tipikusan erdőlakó fajok

(*Ceratophysella luteospina, Neanura muscorum, Entomobrya muscorum*) száma, ugyanakkor több, elsősorban a nyíltabb élőhelyekre jellemző faj (pl. *Pseudachorutes pratensis, Lepidocyrtus cyaneus*) is megtalálható még.

16. táblázat:
A kísérleti területek Collembola fajlistája, az egyes műtrágyakezelésekhez tartozó átlagos abundancia (egyed·m^{-2}) értékekkel.

	Tölgyes					Akácos				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Hypogastruridae										
Ceratophysella luteospina (Stach, 1920)	0	0	0	13	20	0	0	0	0	0
Willemia virae (Kaprus, 1997)	300	127	160	220	280	313	420	213	187	193
Neanuridae										
Neanura muscorum (Templeton, 1835)	0	13	0	7	27	0	0	0	0	0
Pseudachorutes parvulus (Börner, 1901)	27	0	27	47	33	27	0	0	0	7
Pseudachorutes pratensis (Rusek, 1973)	13	0	0	0	0	0	7	0	13	0
Odontellidae										
Superodontella lamellifera (Axelson, 1903)	0	0	0	7	13	0	0	0	0	0
Onychiuridae										
Protaphorura armata (Tullberg, 1869)	433	287	407	500	747	527	440	453	440	347
Protaphorura campata (Gisin, 1952)	0	13	0	0	20	20	7	13	0	47
Tullbergidae										
Mesaphorura critica (Ellis, 1976)	80	60	113	220	93	400	520	540	413	373
Mesaphorura italica (Rusek, 1971)	73	53	13	47	0	107	27	20	47	53
Mesaphorura krausbaueri (Börner, 1901)	360	100	387	133	100	347	513	467	487	453
Mesaphorura macrochaeta (Rusek, 1976)	33	33	13	40	27	320	173	267	253	180
Metaphorura denisi (Simon, 1985)	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomobryidae										
Entomobrya dorsalis (Uzel, 1891)	0	7	20	13	13	0	7	0	0	0
Entomobrya multifasciata (Tullberg, 1871)	320	260	240	567	220	513	473	487	460	433
Entomobrya muscorum (Nicolet, 1842)	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0
Lepidocyrtus cyaneus (Tullberg, 1871)	13	0	0	0	0	0	27	0	13	0
Lepidocyrtus lanuginosus (Gmelin, 1788)	173	207	320	267	427	147	180	133	140	133
Pseudosinella alba (Packard, 1873)	173	113	167	180	133	60	87	47	60	67
Pseudosinella petterseni (Börner, 1901)	0	13	20	20	33	0	20	33	13	20
Heteromurus major (Moniez, 1889)	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteromurus nitidus (Templeton, 1835)	0	13	0	33	0	0	0	7	0	0
Orchesella cincta (Linnaeus, 1758)	187	193	160	200	147	167	233	227	120	153
Orchesella flavescens (Bourlet, 1839)	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
Orchesella multifasciata (Stscherbakow, 1898)	307	300	433	507	447	240	267	287	120	267
Isotomidae										
Cryptopygus bipunctatus (Axelson, 1903)	0	0	20	27	13	0	0	13	0	0
Folsomia manolachei (Baggnall, 1939)	613	700	573	533	567	1180	720	1267	1047	833
Folsomia quadriocuculata (Tullberg, 1871)	360	427	413	420	373	920	1093	787	1027	973
Isotomiella minor (Schäffer, 1896)	327	340	387	440	347	120	120	160	200	133
Parisotoma notabilis (Schäffer, 1896)	633	700	600	507	627	1133	1707	1433	953	1727
Proisotoma minuta (Tullberg, 1871)	7	0	0	0	20	0	0	0	0	0
Neelidae										
Megalothorax minimus (Willem, 1900)	13	20	13	213	167	7	27	0	0	20
Katiannidae										
Sminthurinus elegans (Fitch, 1863)	40	13	80	7	53	20	47	27	33	7
Sminthurididae										
Sphaeridia pumilis (Krausbauer, 1898)	20	167	73	107	93	73	100	60	40	20

Az átlagos abundancia az akácosban lényegesen magasabb volt (A: 6660 db·m^2, T: 4732 db·m^2) és ezt statisztikailag is igazolni lehetett (*ANOVA*; $p < 0{,}001$). A korábbi műtrágyakezelések hatására sem a tölgyesben, sem az akácosban nem volt igazolható különbség (*ANOVA*; $p > 0{,}05$), bár az átlagos abundancia-értékek tendencia szinten nőttek a nagyobb kezelések hatására

mindkét állományban (*17. táblázat*). Az abundancia a két állományt együtt vizsgálva (*Pearson lineáris korreláció*; r = 0,69, n = 30, p <0,001) és a tölgyesben külön is (*Pearson lineáris korreláció*; r = 0,57, n = 15, p <0,05) pozitív kapcsolatban volt a talaj humusztartalmával.

17. táblázat:
A Collembola közösségek strukturális indexei a műtrágyázás szintjei alapján. A – abundancia (db m^{-2}), S – fajszám; H' – Shannon–Weaver's diverzitás index; J – Pielou's egyenletességi index; CDI – közösségi dominancia index (%).

	Tölgyes					Akácos				
	1	2	3	4	5	**1**	2	3	4	5
A	**4440**	4607	4627	4847	5140	**6407**	6080	6760	6987	7067
S	**23**	25	22	26	27	**20**	23	21	20	21
H'	**2,644**	2,604	2,653	2,767	2,712	**2,488**	2,476	2,436	2,445	2,372
D	**0,915**	0,904	0,917	0,926	0,916	**0,894**	0,885	0,885	0,889	0,868
J	**0,843**	0,809	0,858	0,849	0,823	**0,830**	0,790	0,800	0,816	0,779
CDI	**27,58**	33,49	25,29	20,86	27,21	**34,84**	38,82	38,90	34,17	41,93

A fajszám a tölgyesben lényegesen magasabb volt, mint az akácosban (T: 34 faj, A: 26 faj). A műtrágyakezelések alapján a fajszám magasabbnak adódott a tölgyes 2-es, 4-es és 5-ös kezelésében a kontrollhoz (1) viszonyítva, amíg az akácosban csak a 2-es kezelés volt egy kissé nagyobb a kontrollhoz képest. A tölgyesben az egyenletesség (*J*) magasabb, a közösségi dominancia index (*CDI*) értékei is alacsonyabbak voltak.

18. táblázat:
A Shannon diverzitások összehasonlítása (*Hutcheson t-teszt*) az akácos (A) és a tölgyes (T) kísérleti területen. Szignifikancia-szintek: *p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001.

	T1	T2	T3	T4	T5	A1	A2	A3	A4
T2	0,956								
T3	-0,247	-1,197							
T4	-3,182**	-3,801**	-3,022**						
T5	-1,583	-2,349*	-1,389	1,376					
A1	3,907**	2,478*	4,286**	7,422**	5,355**				
A2	4,105**	2,700**	4,473**	7,505**	5,506**	0,329			
A3	5,164**	3,619**	5,572**	8,677**	6,535**	1,372	1,004		
A4	4,831**	3,348**	5,220**	8,267**	6,201**	1,084	0,731	-0,262	
A5	6,339**	4,803**	6,737**	9,613**	7,587**	2,865**	2,485*	1,575	1,796

A két állomány között jelentős különbségek voltak a közösségek diverzitásban (*Hutcheson t-teszt*; p <0,001), de csak eseti különbségek voltak az egyes állományokon belül, a műtrágyakezelések szerint (*18. táblázat*).

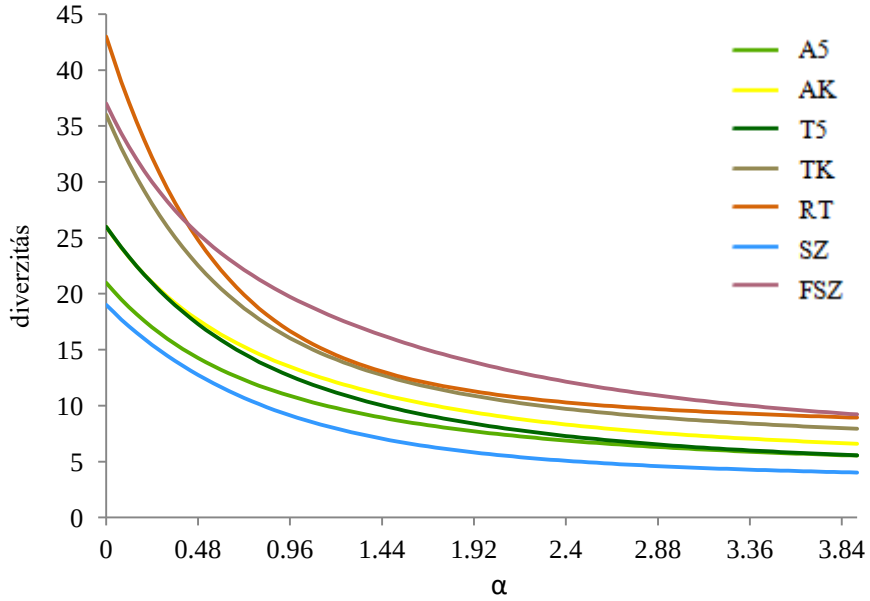
4.4.2. Élőhelyek összehasonlítása

Összesen 11 410 db ugróvillást találtunk a hét különböző élőhely mintáiban, melyek 15 család, 40 génuszának 76 fajához tartoznak (*8. melléklet*). A legnagyobb fajszám a reliktum erdő mintáiban volt, míg a legkisebb fajszámot a művelt szántóterületen találtuk (*19. táblázat*). Az abundancia alapján szignifikáns különbségeket találtunk az egyes élőhelyek között (*Kruskal-Wallis teszt*; p <0,05). A különbség a művelt szántó és a fiatal ültetvények között kifejezett volt, az ültetvényekben átlagosan 2,5-ször nagyobb értékek adódtak. A két különböző ültetvény között szignifikáns különbség nem volt (*Dunn's post hoc teszt*; p> 0,05), de az átlagos abundancia az akácosban magasabb volt. Az átlagos abundancia az öreg reliktum erdőben volt a legmagasabb.

19. táblázat:
A Collembola közösségek abundancia-értékei és strukturális indexei a kísérleti területek (A5, T5) és a vizsgált élőhelyek alapján. A – abundancia (db m^{-2}), S – fajszám; H' – Shannon–Weaver's diverzitás index; D – Simpson's diverzitás index; J – Pielou's egyenletességi index; CDI – közösségi dominancia index (%). A vastagon szedett kisbetűk (a, b, c, d) a Dunn's teszt (p <0,05) utáni csoportosítást mutatják. Az élőhelyek rövidítéseit az *1. ábra* jelmagyarázata tartalmazza.

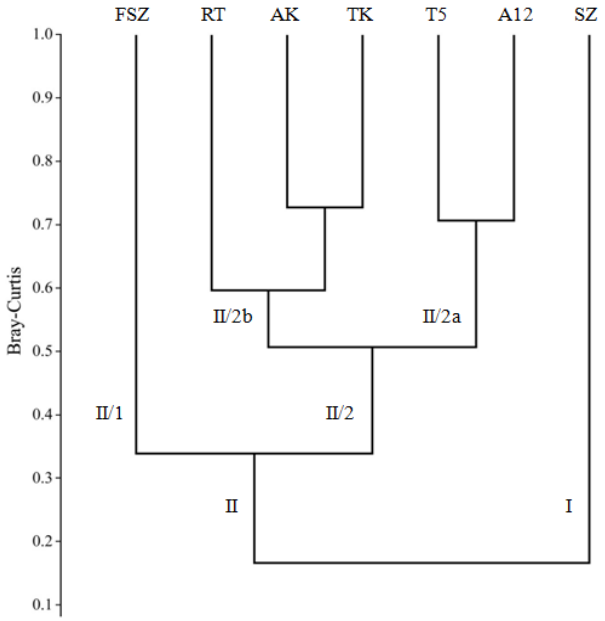
	Kísérleti területek		Kontroll erdők		Agrárterületek		
	T5	A5	TK	AK	RT	SZ	FSZ
A	6 067 **ab**	6 433 **abc**	14 040 **cd**	11 780 **bcd**	23 033 **d**	2 633 **a**	12 033 **bcd**
S	26	21	36	26	43	18	37
H'	2,527	2,368	2,752	2,582	2,788	2,188	2,965
D	0,879	0,867	0,906	0,891	0,910	0,823	0,940
J	0,772	0,778	0,768	0,793	0,741	0,743	0,821
CDI	39,67	41,97	33,76	37,75	28,74	53,16	29,81

Mind a tölgyes, mind az akácos kísérleti terület magasabb fajszámmal rendelkezett és a Shannon diverzitás is szignifikánsan magasabb volt a szántóval összehasonlítva (*Hutcheson t-teszt*; p <0,001). A kontroll erdőkkel összehasonlítva azonban, az ültetvények diverzitása jelentősen kisebbnek adódott (*Hutcheson t-teszt*; p <0,001). A legnagyobb fajszám a reliktum tölgyesben volt, a legmagasabb diverzitás azonban a szintén fajgazdag felhagyott szántón adódott. A közösségi struktúra is ezen az élőhelyen volt a legkiegyenlítettebb, amit a legnagyobb egyenletesség (J) és a relatív alacsony átlagos közösségi dominancia index (CDI) mutat.
A Renyi diverzitási profilok is megerősítik ezt a mintát (*20. ábra*).



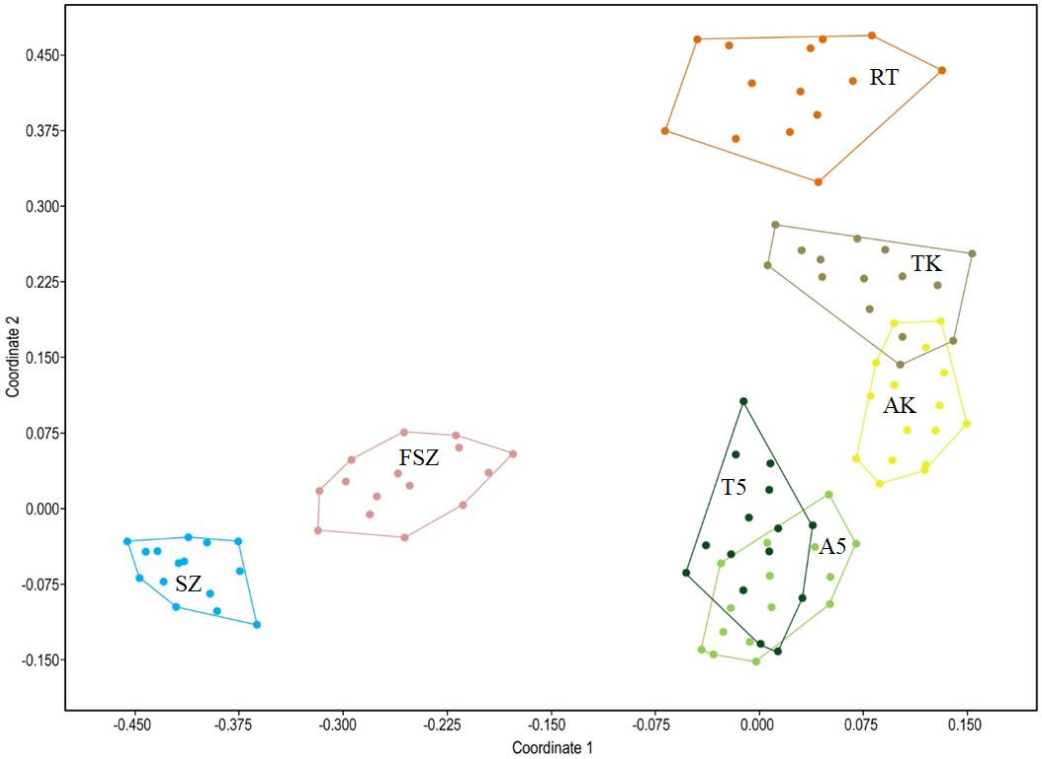
20. ábra:
A a kísérleti területek (A5, T5) és a vizsgált élőhelyek Collembola közösségeinek diverzitási profiljai. A profilok tartalmazzák a Rényi index exponenciálját, ami a teljes fajszámot jelzi α = 0 esetén, a Shannon diverzitással arányos indexet α = 1 esetén, illetve a Simpson diverzitás reciprokának logaritmusát α = 2 esetén. Az élőhelyek rövidítéseit a 3. *ábra* jelmagyarázata tartalmazza.

Az ugróvillás-közösségek hasonlóságát a *Bray-Curtis index* alapján végzett *hierarchikus cluster-analízis* dendrogramja szemlélteti (*21. ábra*). Az analízis a művelt szántó (I) határozott elkülönülését mutatja. A második nagy csoporton (II) belül a nyílt (II/1) és erdei élőhelyek (II/2) különválása figyelhető meg. Utóbbin belül külön alcsoportot alkotnak az erdőtelepítések (II/2a) és a kontroll erdei élőhelyek (II/2b) közösségei.

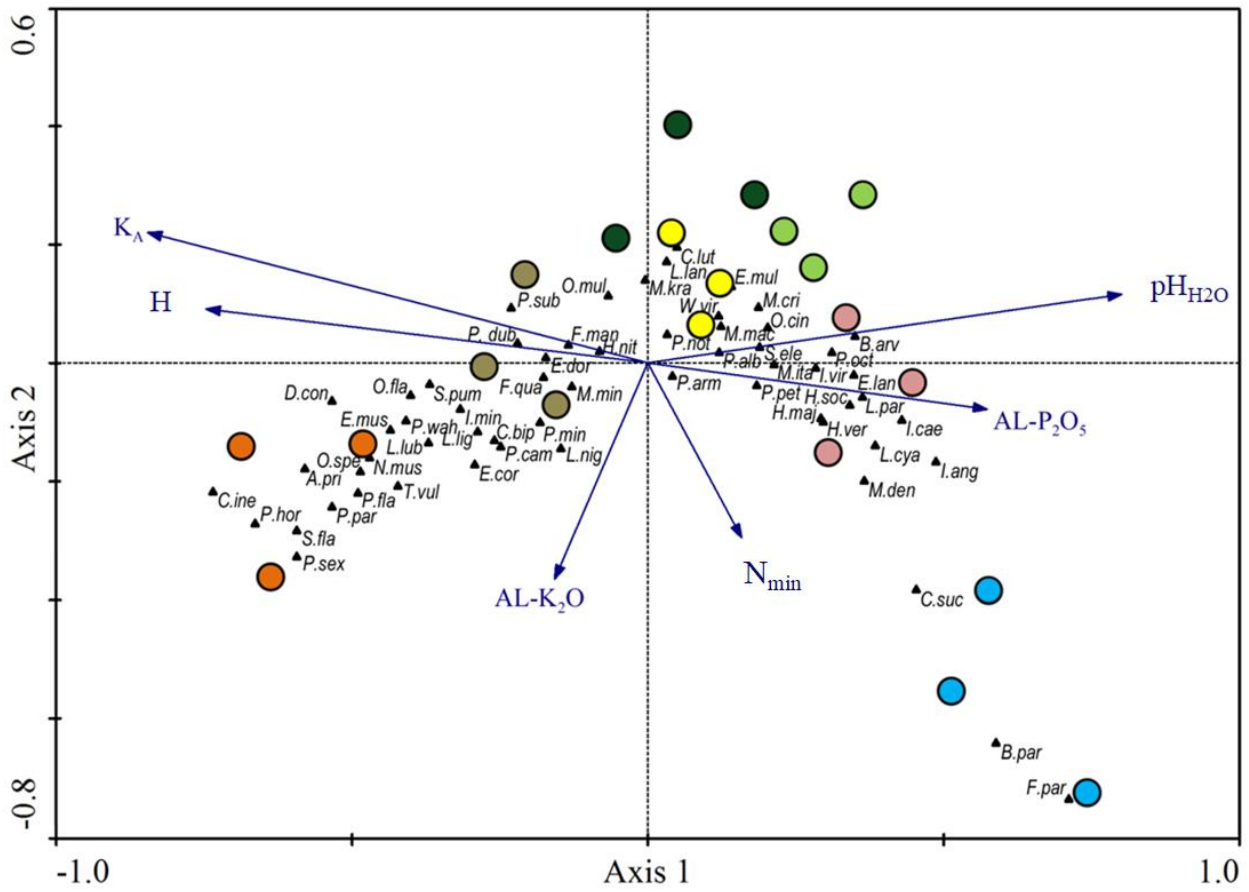


21. ábra:
A *Bray-Curtis hasonlósági indexen* alapuló *hierarchikus cluster-analízis* dendrogramja a kísérleti területek (A5, T5) és a kontroll élőhelyek Collembola közösségei alapján. Az élőhelyek rövidítéseit a *3. ábra* jelmagyarázata tartalmazza.

A *főkoordináta-analízis* (*PCoA*) a parcella-parcella mátrixon végzett ordináció alapján egyértelműen elválasztotta a nyílt élőhelyek közösségeit az ültetvények és a kontrollerdők közösségeitől (*22. ábra*). Az erdei közösségeket tekintve bizonyos mértékű átfedés mutatkozott a tölgy és az akác ültetvények, valamint a kontroll erdők között. A reliktumerdő közössége egyértelműen elkülönült.



22. ábra:
A kísérleti területek (A5, T5) és a kontroll élőhelyek Collembola közösségeinek *főkoordináta-analízise* (*PCoA*), a *Bray-Curtis* távolságok alapján. Az élőhelyek rövidítéseit a *3. ábra* jelmagyarázata tartalmazza.



23. ábra:
A *kanonikus korreszpondencia-analízis* (*CCA*) ábrája (*ordination biplot*) a Collembola fajok átlagos abundanciái és a kiválasztott talajváltozók alapján. H: humusztartalom, $N_{min} = NO_3^- + NH_4^+$. Élőhelyek jelölése (színes körök) lásd *3. ábra*. A Collembola fajok neveinek rövidítése a génusz nevének első betűjét és a fajnév első három betűjét tartalmazza.

A *kanonikus korreszpondencia-analízis* (*CCA*) eredménye részletesebb információt ad az egyes ugróvillás fajok és élőhelyük kapcsolatáról (*23. ábra*). A sajátérték mind az 1. tengely (0,427), mind a 2. tengely (0,169) szempontjából szignifikáns volt és a tengelyek által magyarázott variancia is meglehetősen magasnak adódott (61,71% és 17,92%). A *Monte Carlo permutációs teszt* megerősítette a szignifikanciát mindkét tengely esetében (1. tengely: $p < 0{,}01$; 2. tengely: $p < 0{,}05$). Az elemzésbe bevitt talajváltozók közül, az első tengely főként a pH_{H2O}-t, az oldható foszfortartalmat ($AL\text{-}P_2O_5$), a humusztartalmat (H) és a kötöttséget (K_A), míg a második tengely főként az ásványi nitrogéntartalmat (N_{min}) és az oldható káliumtartalmat ($AL\text{-}K_2O$) reprezentálta. Az 1. tengely gradiense mentén egyértelműen megfigyelhető az élőhelyek sorrendje a nyílt szántóföldektől a fiatal (20 éves) kísérleti területeken át az öreg reliktum erdő irányába. A 2. tengely mentén a művelt szántóterület (SZ) egyértelmű elkülönülést mutatott.

A nyílt élőhelyekre jellemző fajok (pl. *Ceratophysella succinea*, *Lepidocyrtus paradoxus*, *Isotoma caerulea*) az 1. tengely pozitív irányában helyezkedtek el, míg a főként vagy kizárólagosan erdei élőhelyeken előforduló fajok (pl. *Neanura muscorum*, *Entomobrya muscorum*, *Pseudosinella horaki*) ugyanazon tengely negatív oldalára rendeződtek.

Amint azt a 2. tengely negatív oldalán történő elhelyezkedésük és a művelt szántóterület körüli csoportosulásuk mutatja, az olyan fajok, mint a *Brachystomella parvula* vagy a *Folsomides parvulus* jól alkalmazkodnak a kedvezőtlen talajviszonyokhoz (alacsony humusztartalom, nagyobb műtrágyaterhelés) és a folyamatos zavarásnak kitett élőhelyi körülményekhez.

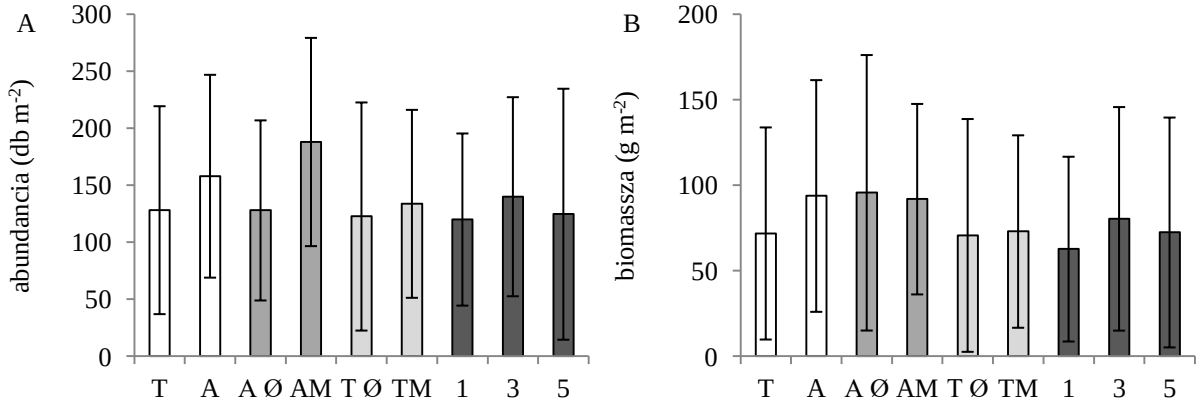
4.5. Földigiliszta vizsgálat

A gyűjtött földigiliszta egyedek átlagosan 90%-a juvenilis állapotban volt a mintavételi időpontokban. Ez az arány az őszi gyűjtéseknél mindig 90% felett, a tavaszi gyűjtéseknél 80-95% között volt. A vizsgálatok során a kifejlett egyedeket határoztuk meg. Ezek alapján összesen öt földigiliszta fajt találtunk a két kísérleti területen. Az *Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa* és a *Lumbricus terrestris* mindkét állomány minden kezeléséből, a *Lumbricus rubellus* csak a tölgyes meszezetlen kontroll parcelláiról (1), az *Allolobophora chlorotica* csak az akácos, meszezett területéről került elő. A leggyakoribb faj mindkét állományban a *Lumbricus terrestris* volt. A vizsgált tényezők szerint nem voltak jelentős különbségek a fajszámban. A kifejlett egyedek alapján az abundancia az akácosban volt nagyobb, azon belül is a meszezett parcellákon. A tölgyesben műtrágya szintek közül a közepes szintben (3) volt a legnagyobb az egyedszám (*20. táblázat*).

20. táblázat:
A kísérleti területeken gyűjtött földigiliszták átlagos abundanciája (db m^{-2} gyűjtés^{-1}) a meghatározott fajok szerint (kifejlett egyedek). A: akácos, T: tölgyes, Ø: meszezetlen, M: meszezett parcellák, 1: kontroll, 3, 5: növekvő műtrágya adagok, S: fajszám.

Földigiliszta faj	T	A	A		T				
			Ø	M	Ø	M	1	3	5
Aporrectodea rosea (Savigny, 1826)	4	3	1	4	6	2	3	8	2
Aporrectodea caliginosa (Savigny, 1826)	4	8	5	11	4	3	4	3	4
Lumbricus terrestris (Linnaeus, 1758)	5	10	11	9	4	6	3	5	5
Lumbricus rubellus (Hoffmeister, 1843)	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Allolobophora chlorotica (Savigny, 1826)	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Σ	13	22	17	25	14	11	11	16	11
S	4	4	3	4	4	3	4	3	3

Az összes gyűjtött egyedre (kifejlett és fiatal) elvégzett vizsgálatok a fent említettekkel voltak összhangban (*24. ábra*).



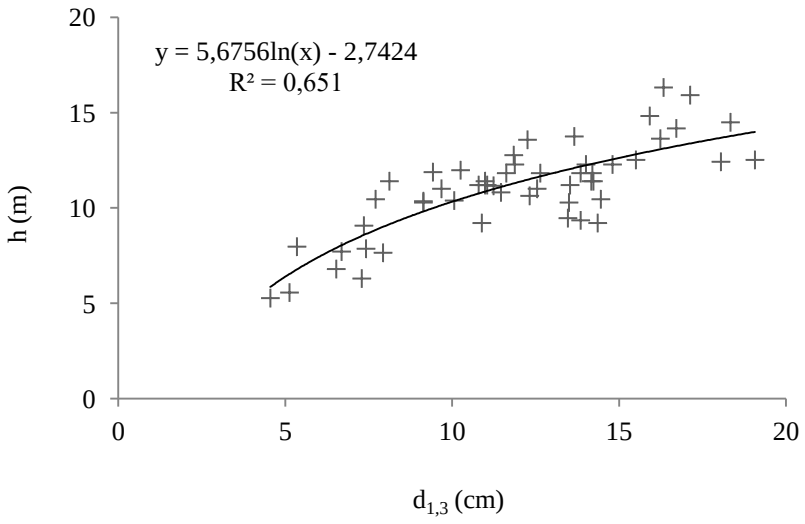
24. ábra:
A földigiliszták (kifejlett és fiatal) abundanciája (A) és biomasszája (B) a kísérleti területeken, a gyűjtések átlagában. T: tölgyes, A: akácos, Ø: meszezetlen, M: meszezett parcellák, 1: kontroll, 3, 5: növekvő műtrágya szintek.

Az akácosban az abundancia (T: 128 db·m^{-2}, A: 158 db·m^{-2}) és a biomassza értékei (T: 72 g·m^{-2}, A: 94 g·m^{-2}) magasabbak voltak, mint a tölgyesben, a statisztikai próba azonban ezt nem igazolta (*Mann-Whitney-teszt*; $p > 0,05$). Az akácos meszezett parcelláin az abundancia magasabb volt (Ø:

128 db·m^{-2}, M: 188 db·m^{-2}), de jelentősen nem tért el a meszezetlen parcelláktól (*t-teszt*; p> 0,05). A biomasszatömeg az akácos meszezett és mésszel nem kezelt parcelláin alig tért el (*Mann-Whitney-teszt*; p> 0,05). A tölgyesben a meszezés hatását nem lehetett statisztikailag igazolni sem az abundancia, sem a biomasszatömeg esetében (*ANOVA*; p> 0,05). A műtrágyázás hatására nem voltak jelentős különbségek sem az abundancia, sem a biomasszatömeg esetében (*ANOVA*; p> 0,05), de a legnagyobb értékek átlagban a közepes műtrágya szint parcelláin voltak.
A földigiliszták egyedszáma a talaj humusztartalmával (*Pearson lineáris korreláció*; n=24, r=0,41, p <0,05) és az avar összes N-tartalmával (*Pearson lineáris korreláció*; n=24, r=0,50, p <0,05) pozitív kapcsolatban volt. A földigiliszta biomassza az avar összes N-tartalmával mutatott kapcsolatot (*Pearson lineáris korreláció*; n=24, r=0,47, p <0,05).

4.6. Faállományszerkezet

A tölgyes kísérlet nagyon sűrű, egyszintes állomány, sok az alászorult, pusztulófélben lévő fa. A sortáv 250 cm, így minden parcellán 3 sor van. Az 53 mintafának megmértük az adott sorban hozzájuk legközelebbi két fa távolságát. Ebből megállapítható, hogy az ültetéskori tőtáv 50 cm volt, ami jelenleg is sok helyen ennyi. A kipusztult egyedek miatt már 100-300 cm-es tőtávok is előfordulnak. Az ebből számolt növőtér szerint a fák átlagos távolsága 1,43 m, az átlagos növőtér 3,57 m^2, ami nagyon kevés, az állomány erősen el van sűrűsödve. Megállapítható, hogy állományritkítás, vagy erdészeti kezelés nem volt a területen. Az átmérők és a magasságok szoros korrelácót mutattak (*Pearson lineáris korreláció*; n=53, r=0,79, p <0,001). A növőtér sem a magsságokkal sem az átmérőkkel nem korrelált. A megmért fákra kiszámoltam a h/d arányt, ami átlagosan 0,97 és a mért adatok között nincs szignifikáns eltérés a meszezés és műtrágyázás tényezők hatására (*ANOVA*; p> 0,05). Mivel a blokk és szegély hatására sincs statisztikai különbség, így az egész állomány magassága függvényesíthető volt (*25. ábra*). A mért fák átlagos magassága 11,01 m, átlagos mellmagassági átmérője 11,88 cm volt, ami jól közelít az egész állományra számolt értékekkel.



25. ábra:
Famagassági görbe a tölgyes kísérleti területen. $d_{1,3}$: mellmagassági átmérő, h: famagasság (n=53).

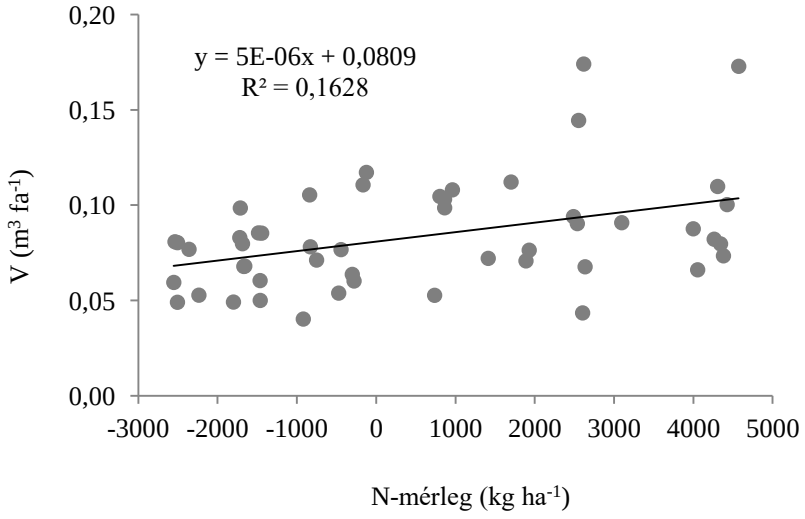
Az akácos állomány szintén egyszintes, a helyenként sűrű cserjeszintet 4–6 m magas cserjék és fiatal akácok alkotják. A sortáv 150 cm, így minden parcellán 4 sor van. Ez az állomány is sűrű, mert a korábbi erdészeti beavatkozások ellenére jelenleg már sok a fiatal akác. Az akácosban a legmagasabb felvett fa 18,5 m volt, de jónéhány fa meghaladta a 15,0 m-es magasságot. A tölgyesben a legmagasabb mért fa 16,3 m magas volt, de a legmagasabb fák is ritkán haladták meg a 14,0 méteres magasságot.

A két beerdősített terület kis mérete és nyílt területekkel való szomszédságuk miatt a szegélyhatás mindkét állományban szemmel látható. A tölgyesben a szegélyhatás a törzsszám, a törzstávolság és a cserjeborítás kivételével minden paraméter esetében statisztikailag igazolható eltéréseket okozott (*ANOVA*; p <0,01). Az akácos szegélyeiben a körlapösszegek, a hektáronkénti fatérfogatok és a lombzáródás jelentősen magasabb volt (*ANOVA*; p <0,001), a cserjezáródás pedig alacsonyabb (*ANOVA*; p <0,05). Blokkok alapján a tölgyes „b" blokkjában igazolhatóan kisebbek voltak a lombzáródás értékei (*ANOVA*; p <0,05).
A műtrágyázás tényező alapján egyik állományban sem voltak jelentős különbségek a meghatározott paraméterekben. A tölgyesben a hektáronkénti törzsszám a magasabb műtrágyázási szintek felé csökkenő tendenciát mutatott (*ANOVA*; p <0,05), de a kontroll (1) és a legnagyobb kezelés (5) között nem találtunk eltérést (*Tukey's post-hoc teszt*; p=0,0636). Az átlagos mellmagassági átmérők, így a magasságok és az egyes fatérfogatok is enyhén növekvő tendenciát mutattak a műtrágyázási szintek hatására, mindkét állományban. A meszezés hatására a tölgyesben (*ANOVA*; p <0,001) és az akácosban (*ANOVA*; p <0,01) is jelentősen megnőtt a cserjeszint borítottsága. Az akácos meszezett parcelláin a hektáronkénti törzsszám (*ANOVA*; p <0,001) és a körlapösszegek (*ANOVA*; p <0,05) is magasabbak voltak (*21. táblázat*).

21. táblázat:
Állományszerkezeti paraméterek a 20 éves tölgyesben (A) és akácosban (B). Ø: meszezetlen és M: meszezett parcellák. 1: kontroll, 2-5: növekvő műtrágya-hatóanyag szintek (*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001).

Minta	N	a	G	Dg	Hg	Hf	V	V	ZA	ZB
	db ha^{-1}	m	m^2 ha^{-1}	cm	m		m^3 ha^{-1}	m^3 fa^{-1}	%	%
					A. Tölgyes (2017)					
1	**3497**	**1,8**	**31,7**	**10,8**	**11,4**	**12,18**	**228,2**	**0,067**	**86**	**20**
2	3306	1,9	32,9	11,2	11,7	12,42	241,4	0,072	84	11
3	2831	2,0	30,1	11,6	11,8	12,56	226,7	0,080	86	18
4	2807	2,0	32,5	12,2	12,2	12,69	247,4	0,089	87	17
5	2688	2,1	32,6	12,2	12,4	13,37	258,4	0,095	88	28
Ø	3149	1,9	34,8	11,9	12,0	12,74	263,3	0,085	86	11
M	2902	2,0	29,2	11,3	11,8	12,55	217,5	0,076	86	26***
					B. Akácos (2015)					
1	**2202**	**2,4**	**19,5**	**10,8**	**12,7**	**13,77**	**154,0**	**0,074**	**45**	**54**
2	2262	2,3	21,1	10,8	12,6	13,70	166,9	0,074	49	45
3	2679	2,1	28,1	11,8	13,5	14,47	227,4	0,090	46	39
4	1964	2,5	24,7	12,9	13,6	14,14	203,6	0,113	46	40
5	2143	2,4	24,6	11,9	13,6	14,09	199,8	0,091	50	43
Ø	1762	2,6**	19,2	11,9	13,4	14,11	155,5	0,092	43	31
M	2738***	2,1	28,0*	11,4	13,0	13,96	225,1	0,084	52	57**
					C. Állomány					
T	3026***	2,0	32,0***	11,6	11,9	12,65	240,4*	0,081	86***	19
A	2250	2,3***	23,6	11,6	13,2***	14,03***	190,3	0,088	47	44***

A tölgyes állományban a hektáronkénti törzsszám, a körlapösszegek, a lombzáródás értékei (*ANOVA*; p <0,001) és a hektáronkénti fatérfogatok (*ANOVA*; p <0,05) nagyobbak, a famagasságok és a cserjezáródás értékei alacsonyabbak (*ANOVA*; p <0,001) voltak az akácos állományhoz képest. A mellmagassági átmérők átlaga szinte megegyezik és az egyedenkénti fatérfogatok között sem volt jelentős különbség (*ANOVA*; p> 0,05).



26. ábra:
A talaj telepítéskori tápanyagtartalmának (N-mérleg) és az egyedenkénti fatérfogatok (V) összefüggése a kísérleti területeken (n=50).

A meghatározott paramétereket a talaj telepítés előtti relatív tápanyagtartalmával (N-mérlegek) összevetve, az akácosban nem találtunk statisztikailag igazolható összefüggéseket (*Lineáris korreláció vizsgálat*). A tölgyesben a telepítéskori magasabb tápanyagtartalom a törzsszámokat jelentősen csökkentette (*Lineáris korreláció vizsgálat*; n=30, r=-0,47, p <0,01), az átmérőket (*Lineáris korreláció vizsgálat*; n=30, r=0,43, p <0,05) és a magasságokat (*Lineáris korreláció vizsgálat*; n=30, r=0,49, p <0,001) pedig növelte. A két értékből az egyes faegyedekre számolt térfogat a két állományban nem tért el és a műtrágyázási szintek alapján növekvő tendencia volt látható. Így ezeket egyben összevetve a telepítéskori tápanyagtartalommal, az összefüggés statisztikailag igazolható volt (*Lineáris korreláció vizsgálat*; n=50, r=0,40, p <0,01) (*26. ábra*).

22. táblázat:
Korrelációs vizsgálat (*Pearson lineáris korreláció;* n=50) a szerkezeti paraméterek és a talajparaméterek között (r érték). Szignifikancia szintek: *p<0,05; **p<0,01; ***p<0,001

	N (db)	G	Dg	Hg	V (ha)	V (fa)	Z_A	Z_B
N (db)		0,59***	-0,29*	-0,54***	0,45***	-0,33*	0,56***	-0,18
Z_A		0,53***	0,01	-0,48***	0,42**	-0,10		-0,46***
Z_B		-0,19	-0,08	0,36*	-0,10	0,00		
pH_{KCl}	-0,31*	-0,43**	-0,15	0,27	-0,36*	-0,03	-0,60***	0,45**
pH_{H2O}	-0,34*	-0,48***	-0,18	0,23	-0,42**	-0,07	-0,59***	0,34*
H	-0,16	0,06	0,21	0,52***	0,16	0,27	-0,46***	0,70***
AL-P_2O_5	0,20	0,42	0,23	-0,20	0,38**	0,16	0,63***	-0,40**
AL-K_2O	-0,19	0,04	0,17	0,26	0,11	0,20	-0,09	0,19
NH_4^+-N	0,47***	0,42**	0,03	-0,21	0,36*	-0,05	0,45**	-0,25
NO_3^--N	-0,29*	-0,16	0,17	0,32*	-0,12	0,17	-0,43**	-0,02
K_A	-0,36*	-0,27*	0,04	0,44**	-0,18	0,11	-0,55***	0,49***
$CaCO_3$	0,19	-0,18	-0,38**	-0,22	-0,19	-0,30*	-0,02	0,14
Ca^{2+}	-0,06	-0,03	0,00	0,20	0,01	0,03	-0,35*	0,50***
Mg^{2+}	0,00	-0,18	-0,21	0,02	-0,16	-0,16	-0,26	0,57***

A hektáronkénti törzsszám emelkedésével az átmérők és a magasságok, így az egyes fák térfogata is csökkent. A hektáronkénti körlapösszeg és fatérfogat, valamint a lombkorona záródása viszont nőtt. A cserjeszint záródása pozitív kapcsolatban volt a famagassággal, de a lombkorona záródásával negatív összefüggést mutatott (*22. táblázat*).
A tölgyes állományban a Dg és a Hg, így az egyedenkénti fatérfogat összefüggésben volt a talaj AL-P_2O_5 (*Pearson lineáris korreláció*; n=30, r=0,48, p <0,01) és K_2O tartalmával (*Pearson lineáris korreláció*; n=30, r=0,44, p <0,05). Együtt vizsgálva az állományokat, a cserjeborítottság erős pozitív kapcsolatban van a pH értékekkel, valamint a Ca-, Mg- és humusztartalommal.

4.7. Eredmények megvitatása

4.7.1. A talaj tápanyag-szolgáltató képessége

Humusztartalom

A kísérleti területek 20 éves erdőállományaiban (T, A) jelentősen nőtt a feltalaj (0-20 cm) humusztartalma az erdősítés előtti szinthez képest (*11. ábra*). Az értékek egy kissé magasabbak a kontroll erdőkétől (TK, AK) és átmenetet képeznek a szántóterület (SZ) és a reliktum erdő (RT) között (*13. táblázat*). Az eredményeink összhangban vannak azokkal a megállapításokkal, amelyek szerint bár az erdősítést követően a talaj szénkészlete általában csökken (Berthrong et al. 2009, Hoogmoed et al. 2012), a szerves széntartalom növekszik, ha az erdőtelepítés szántóterületen valósult meg (Guo és Gifford 2002, Paul et al. 2002, Laganiére et al. 2010, Li et al. 2012). Hazai vizsgálat szintén alátámasztotta, hogy mind az akác, mind a kocsánytalan tölgy telepítésekben már viszonylag rövid idő alatt (20 év) nő a talajban tárolt szén mennyisége, ami a nagy mennyiségű avar miatt megnövekedett humusztartalomban tárolt szénnek köszönhető (Bidló et al. 2014). A humusztartalom fogyása a mikrobiális légzés okozta veszteségek és szerves anyagok utánpótlása közötti egyensúlyhiány miatt következhet be. Ekkor még a humuszanyagok mineralizációját nem képes ellensúlyozni a relatív csekély mennyiségű alom. Az új egyensúly beállta után az erdőtalajon aztán megindul a gyors szénakkumuláció, bár kezdetben még főleg labilis formákban (Jandl et al. 2007). Annak ellenére, hogy az erdősítés után 20 évvel már túlsúlyba kerülnek a sokkal stabilabb humuszfrakciók (Del Galdo et al. 2003), a humuszanyagok stabilitása főként a talajban lévő biotikus és abiotikus környezet komplex interakcióitól függ (Schmidt et al. 2011). Az egyik biotikus ok, hogy erdősítés után a gomba-baktérium arány akár 50%-al növekedhet, így a talajközösség a gomba-dominancia felé mozdul el, amely mérsékli a humuszanyagok dekompozícióját és fokozza a szénraktározást (Jastrow et al. 2007, Macdonald et al. 2009). Ugyanakkor a klíma, a talajtípus, az erdőt alkotó fák és az erdősítést megelőző földhasználat mind hatással vannak a változások irányára és mértékére (Paul et al. 2002, Laganière et al. 2010, Hoogmoed et al. 2014). A területre jellemző nyári-őszi szárazság, amit a homok fizikai féleségű talaj méginkább fokoz, pl. csökkentheti a humusz bomlásának sebességét (Jandl et al. 2007).
A különböző fafajokkal történő erdősítés eltérő hatása szintén látható az eredményeinkből (*11. ábra*). Az akácos talajának humusztartalma már az állomány 11 éves korában is jelentősen nőtt a telepítés előtti szinthez képest. Bár a 0-10 cm-es rétegben még 1-2%-os értékeket mértek, a 10-30 cm-es talajrétegben már 2-3% volt a jellemző (Ockert 2006). Egy megközelítés szerint a gyorsan növő idegenhonos fafajok, mint az akác sokkal hatékonyabban képesek a légköri CO_2-t megkötni, így a lombkorona záródása és az erdei struktúra kifejlődése is gyorsabb (Haggar et al. 1997, Lindenmayer et al. 2003). A vizsgált kísérletben ezt az akác számára optimális kocsánytalan tölgy termőhely méginkább fokozhatja (Balogh et al. 2006, Bartha et al. 2014). Eredményeink alapján az akácos átlagmagassága ugyan nagyobb volt, de az egyes fák átlagos térfogatában nem találtunk szignifikáns eltérést (*21. táblázat*). A két állomány humusztartalmának jelentős különbségét tehát sokkal inkább okozhatták az avar lebomlási tulajdonságai. A vizsgált kísérleti területeken a tölgy felhalmozta nehezen bomló avarrétegét,

míg az akácosban a lebomlási ütem akár kétszer olyan gyors volt a felezési idők alapján (*14. táblázat*). Az akáclevelek N, Ca és Mg tartalmai is jelentősen nagyobbak voltak, és ezek pozitív korrelációt mutattak a lebomlási együtthatóval (*15. táblázat*). Tateno et al. (2007) szerint az akáclevelek C/N aránya optimális, mineralizációjuk relatív gyors. Egy másik ok az akácos nyitottabb szerkezeti tulajdonságaiból adódó jóval nagyobb cserjeborítás lehet, mert ha a telepített erdőkben cserjék is előfordulnak, az érett erdőre jellemző szerkezet rövidebb idő alatt kialakul (Munro et al. 2009), a szerkezeti komplexitás fejlettebb lesz (Kanowski et al. 2003). Kísérleti területeinken a cserjeborítás és a talaj humusztartalma között szoros kapcsolat volt kimutatható (*22. táblázat*). A két állomány humusztartalmának jelentős különbségét tehát leginkább az akácavar kedvezőbb lebomlási tulajdonságai, valamint az akácos fejlett cserjeszintje okozhatja.

A humusztartalomban nem találtunk jelentős különbségeket a korábbi meszezés, vagy műtrágyázás hatására, az akácosban azonban a meszezett parcellák átlagértékei jóval nagyobbak voltak (*6. táblázat*). Ez azzal lehet összefüggésben, hogy az akácos meszezett parcelláin az állomány sűrűsége és a cserjék mennyisége (*21. táblázat*), így így az avarproduktum is jóval nagyobb volt. Ezt megerősítik Ockert (2006) eredményei is, hiszen az akkor 11 éves akácosban a meszezett parcellák alommenyisége jóval nagyobb volt. Akkor ez a megállapítás a nagyadagú N-el kezelt parcellákra már nem volt igaz, azonban a N-többlet az óta kifogyott a talajból, így a meszezés hatása jobban érvényesülhetett. Meszezés hatására a cserjeborítottság mindkét állományban jóval magasabb volt.

A tölgyesben a humusztartalom a nagyobb tápanyagtartalommal rendelkező talajokon jobban nőtt, de csak a nem meszezett parcellákon (*13. ábra*). Különböző vizsgálatok szerint akácállományokban (Plass 1972, Burner 2005, Grunewald et al. 2007, Tabari et Salehi 2009) és más fafajú erdőkben a trágyázás okozta tápanyagtöbblet hatására a biomasszaprodukció, a lombkoronazáródás és a növekedés gyorsabb, így az avar potenciális mennyisége és bomlási sebessége is nő (Tanner et al. 1992, Turkington et al. 1998, Mirmanto et al. 1999). A trágya eredetű magas nitrogéntartalom növeli a talaj humusztartalmát, a szerves szén bomlását csökkenteti. Ez a hatás azonban csak a telepítés utáni néhány évig jelentős, kb. öt év elteltével az erdőszerkezet stabilizálódik (Mäkipää 1994, Jandl et al. 2007). Kutatásunkban azt tapasztaltuk, hogy a nagyobb tápanyagtartalmú talajokon az egyes fák magassága (*21. táblázat*) és térfogata tendencia szinten nagyobb volt (*26. ábra*), de ez már csak alig észrevehető, ami figyelembe véve a tölgyesben a törzsszám jelentős csökkenését a nagyobb tápanyagtartalmú parcellákon (*21. táblázat*), kezdeti gyors fejlődésre utal. Később azonban valószínűsíthető, hogy ahogy a magassági növekedés lelassult, az állomány erősen homogenizálódott.

Nitrogéntartalom

A fák kezdeti nagy nitrogénigénye miatt, erdősítés után a talaj N-tartalmának nagy része a biomasszába transzlokálódik (Hooker és Compton 2003, Berthrong et al. 2009). Ez a szántók beerdősítését követően a feltalaj N-tartalmának nagymértékű csökkenését okozza (O'Connell et al. 2003, Parfitt et al. 2003, Li et al. 2012), ahogy azt kutatásunkban is igazoltuk (*11. ábra*). Az erdők talajában a növények számára felvehető ásványi N-tartalom legfontosabb forrása a humusz, így a fák növekedését a szervesanyag-tartalom és annak mineralizációs tulajdonságai befolyásolják leginkább. A nitrogén mineralizációja azonban az erdősítést követően csökken (Berki 1999, O'Connel et al. 2003). A lebomlás lassulásával és a stabilabb szénvegyületek létrejöttével a C/N arány idővel szintén növekszik (Chen et al. 2000, Cunningham et al. 2012). Az arány eltolódása a N immobilizációját idézheti elő a mikrobák biomasszájában, ami a növények számára felvehető N-formák mennyiségének még nagyobb csökkenéséhez vezethet (Berthrong és Finzi 2006, Li et al. 2012). Ezek alapján a talaj telepítéskori nitrogénellátottsága nagymértékben meghatározza a fák kezdeti fejlődésének intenzitását. A feltalaj N-ellátottságának értékei csak a reliktum erdő (RT) állományban voltak jóval magasabbak. Ez arra utal, hogy az öreg erdők feltalajában már elindul a nitrogén felhalmozódása, amit az okozhat,

hogy a mineralizáció során felszabaduló nitrogén mennyisége már meghaladja az idős fák igényét.
A tölgyesben a mélységi nitrát-akkumuláció teljesen megszűnt, az ammónium-N kismértékű felhalmozódása a korábbi műtrágyázás hatására azonban még kimutatható volt, főként a 20-80 cm-es mélységben (*14. ábra*). Az akácos mélységi NO_3^- felhalmozódása már 9 év után megszűnt (Szováti et al. 2006, Tolner et al. 2010). A fák fokozott felvételén túl, az erdőtalajok N-veszteségéhez a nitrifikáció is nagymértékben hozzájárul. A nitrát-N forma negatív töltése miatt ugyanis a talajban nagyon mozgékony, így a nagy mennyiségű csapadékkal kimosódhat a mélyebb talajrétegekbe, vagy akár a talajvízbe. Ez különösen degradált, humuszban szegény, vagy homokos textúrájú talajokon fordul elő, ha az input (mineralizáció) meghaladja a növényi szükségletet (Gundersen et al. 2006, Berthrong et al. 2012). A vizsgált kísérleti területeken tehát a relatív kevés csapadék és a mélyen fekvő talajvíz ellenére a homokos textúra okozhatta nagyobb mennyiségű N kimosódását a gyökérzónából (Füleky és Debreczeni 1991).
A kimosódási veszteséget csökkenthette, hogy a talaj kötöttsége a mélységgel egyre nő, így 200 cm mélységben már számottevő vastagságú agyagréteg található (*5. ábra*). Eredményeinkből az is látható, hogy a nagyobb tápanyagtartalmú parcellákon jóval nagyobb volt a nitrát-N fogyása (*13. ábra*) és az egyes műtrágyaszintekben a talaj N-tartalma homogenizálódott (*6. táblázat*). Ez arra utal, hogy a fák N-szükséglete jelentős volt, így felhasználták a talaj készleteit. A tölgyes talajában a többletben lévő nitrogén egy része ammonifikáció folyamatán ment keresztül, az egyes trágyázási szintek közötti különbség az ammónium-N esetében még kimutatható (*14. ábra*). A legnagyobb kezelés (5) 0-300 cm-es rétegében a N-mérlegnek megfelelő nitrogén 20,8%-a megtalálható, a 0-100 cm-es rétegben ez az érték csak 8,8%. A korábbi meszezés jelentősen csökentette az ammónium arányát, így a nagyobb NO_3% miatt a meszezett parcellákon a N fogyása is erőteljesebb volt.
A két állományt összehasonlítva az ásványi nitrogénformák mennyisége nem különbözik, de míg az akácos talajában a nitrát-N, a tölgyes talajában az NH_4^+ forma dominál. Ezt az magyarázhatja, hogy a nitrifikáló baktériumok az alacsony pH-tartományban kevésbé hatékonyak (Parfitt et al. 2003, Gundersen et al. 2006). A kontroll erdőkkel összehasonlítva, a kontroll tölgyesben (TK) szintén az ammónium-N, míg a kontroll akácosban (AK) a nitrát-N volt túlsúlyban (*13. táblázat*). Már a 9 éves akácosban kimutatható volt, hogy bár a mélységi nitrátfelhalmozódás megszűnt, a nitrát-többlet a gyökérzónában jelentkezett (Szováti et al. 2006, Tolner et al. 2010). Ennek oka, hogy a pillangós növények (Fabaceae), mint az akác N-ellátásában rendkívül fontos szerepet játszanak a gyökérgümőkben élő szimbionta rhizóbium baktériumok, melyek képesek a légköri nitrogén asszimilációjára. A meszezés a *Rhizobium* fajok életműködését kedvezően befolyásolja (Loch 1999), sőt N-trágyázás hatására a biológiai nitrogén-fixáció még hatékonyabb (Mantovani et al. 2015).

pH és bázikus kationok (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+)

Erdőtelepítést követően a talaj általában elsavanyodik és ez a felsőbb rétegekben fokozottan érvényes. Ennek egyik oka a fák gyökerei által kibocsátott nagy mennyiségű szerves sav, melynek nagy része a megnövekedett autotrofikus légzés során felszabaduló szénsav. Ugyanakkor az alacsonyabb pH-tartomány felé való elmozdulást a Ca^{2+}, Mg^{2+}, és K^+ bázikus kationok biomasszába építése is elősegíti. Ezeket a kationokat a talajkolloidok kicserélődési helyein H^+ ionok váltják fel a növényi felvétel során, így megváltozik a talajcsere komplexben adszorbeált ionok aránya, a bázistelítettség csökken (Chen et al. 2000, Jobbágy és Jackson 2003, 2004, Ritter et al. 2003, Bardgett et al. 2005, Jackson et al. 2005, Farley et al. 2008, Shaifullah et al. 2008, Berthrong et al. 2009).
A tölgyesben a pH_{KCl}-értékeinek átlagai kissé emelkedtek ugyan a műtrágyázás előtti szinthez képest, a különbséget azonban nem tudtuk igazolni. Az akácos pH-értékei viszont jelentősen megemelkedtek nem csak a telepítés előtti értékekhez képest (*11. ábra*), de az akkor 11 éves állományban mértekhez (átlag pH_{H2O}: 5,0-6,0) képest is (Ockert 2006). A fiatal akácosban

ráadásul a nagyobb N-trágyával kezelt parcellákon alacsonyabb volt a pH, ahogy ez jellemző volt a telepítés előtt is. Ez a tendencia a vizsgálataink időpontjában már csak a tölgyesben volt megfigyelhető, az akácos értékei a műtrágyázás tényező hatását vizsgálva homogének voltak (*6. táblázat*). A pH_{KCl} és pH_{H2O} értékei minden vizsgálat során magasabbak voltak a korábbi meszezés hatására, a mészkezelés hatása tehát tartós. Vizsgálataink alapján a tölgyes talajának pH-értékei szintén a kiegyenlítődés irányába tartottak, a nagyobb tápanyagtartalmú parcellák alacsonyabb pH_{KCl} értéki nőttek, a kontrollparcellák magasabb értékei pedig csökkentek (*13. ábra*). Így kutatásom igazolja azt az elméletet, mely szerint erdősítés után a pH kiegyenlítődik, csökken a bázikus és nő a savanyú talajokban (Hong et al. 2018). Ennek ellenére erdősítés után a talaj elsavanyodása hosszútávon jelentős lehet, amit az is megerősít, hogy az idős reliktum tölgyes (RT) felső talajrétegének (0-20 cm) pH-értékei extrém alacsonyak voltak, a többi kontroll élőhellyel összehasonlítva.

A lombhullató erdők talajának adszorpciós komplexében a kalcium játssza a legfontosabb szerepet, mivel a talaj-növény rendszerben körforgása jóval gyorsabb más elemekkel összehasonlítva (Jobbágy és Jackson 2004). Tölggyel való erdősítést követően a pH_{KCl}, valamint a Ca^{2+} és Mg^{2+} változása között pozitív kapcsolat volt (*9. táblázat*). Minél nagyobb volt ennek a két kationnak a fogyása, annál kevésbé emelkedett a pH. Mivel a legkisebb fogyás a magas tápanyagtartalmú parcellákon volt, a pH itt emelkedett legjobban (*13. ábra*). Ezt a kapcsolatot az akácos talajának jelentősen magasabb Ca^{2+} és Mg^{2+} tartalma és jóval magasabb pH értékei is megerősítik. A kalcium értékei nagyon hasonlóak a 11 éves állományban mértekhez (átlag Ca^{2+}: 500-1000 $mg \cdot kg^{-1}$), az átlagos magnéziumtartalom azonban a korábbi értékekhez képest (átlag Mg^{2+}: 100-250 $mg \cdot kg^{-1}$) lecsökkent (Ockert 2006). Az akácos Ca^{2+} és Mg^{2+} tartalma a tölgyes értékeit minden kezelési szinten meghaladják. A Ca^{2+} és Mg^{2+} értékei már a korábbi vizsgálatok során és a jelenlegi állományokban is magasabbak voltak meszezés hatására. A Ca^{2+} és a pH kapcsolatát a kontroll élőhelyek értékei is megerősítik, a legalacsonyabb Ca^{2+} tartalmat ugyanis a reliktum tölgyesben (RT) mértünk. A talaj pH értékei és kalciumtartalma a kontroll területek esetében is az akácos állományban (AK) voltak magasabbak a tölgyes állományban (TK) mértekhez képest. Ennek egyik oka az lehet, hogy az akácosban a gyorsan bomló avar jóval nagyobb mennyiségű kalciumot és magnéziumot tartalmaz, mint a tölgyavar (*14. táblázat*) és ezek az értékek pozitív kapcsolatban voltak a *k* lebontási együtthatóval (*15. táblázat*). A lebontási együttható (*k*) a talaj pH értékeivel és Ca^{2+} tartalmával szintén szoros kapcsolatban volt. A magasabb cserjeborítottság szintén a talaj magasabb pH értékeivel és Ca^{2+}, valamint Mg^{2+} tartalmával járt együtt a kísérleti területeken.

A kalcium és magnézium tendenciájával éppen ellenkezőleg, az oldható kálium fogyása a nagyobb tápanyagkészletű talajokon volt jelentősebb a tölgyesben (*13. ábra*). A tölgytelepítést követő Ca^{2+}, Mg^{2+}, illetve pH változása és az oldható káliumtartalom változása közötti kapcsolat negatív volt (*9. táblázat*). Az akácosban a pH értékek, a Ca^{2+} és Mg^{2+}, illetve az átlagos oldható K tartalom jóval magasabbak voltak a tölgyes értékeinél. Ezek alapján tehát a nagy mennyiségű oldható káliumot tartalmazó talajokból a fák kevesebb kalciumot és magnéziumot vettek fel, így a pH csökkenése megállítható volt, az értékek emelkedtek.

Az oldható kálium mennyiségének változásában érdekes tendenciát figyelhetünk meg. 11 évvel az akácos telepítése után a talaj 0-30 cm-es mélységének AL-K_2O értéki nagyon lecsökkentek (átlag: 70-100 $mg \cdot kg^{-1}$), sőt a 30-50 cm-es réteg átlagértékei a 70 $mg \cdot kg^{-1}$ koncentrációt sem érték el (Ockert 2006). Ezeknél az értékeknél az akácosban most jelentősen nagyobbakat kaptunk (*11. ábra*), a kezelések közötti különbségek pedig eltűntek (*6. táblázat*). Az akácosban az oldható kálium fogyása ráadásul a teljes 0-100 cm-es szelvényben feltételezhető volt a 8 éves állományban mért adatok alapján (*18. ábra*). Ez azt jelzi, hogy a fák káliumszükséglete jelentős ugyan, de a kálium, mint gyors ciklusú elem, relatív rövid idő alatt vissza is jut a talajba és idővel felhalmozódik az erdőtalaj felső rétegében. Vizsgálataink során a 0-20 cm-es talajréteg legnagyobb oldható K-koncentrációját is az idős reliktum tölgyesben (RT) találtuk. Ezt a tendenciát megerősítik Jobbágy és Jackson (2004) vizsgálatai, miszerint az erdőkben a kicserélhető K^+ a felszínen koncentrálódik és a koncentráció nagyobb, mint a mélyebb

rétegekben, mivel a fák által a mélyebb rétegekből felvett K egy része az avarral visszahull a felszínre. Az erdőtalajban a magasabb humusztartalom az adszorpciós helyek számát (CEC) is növeli, így a fák által a mélyebb rétegekből felvett, majd az avarból mineralizálódó bázikus kationok megkötődése is hatékonyabb lehet.
Műtrágyázott talajokon az oldható K koncentráció maximumai általában a felső talajrétegben vannak (Szűcs és Szűcs 2003, Tóth és Tóth 2007), de évek alatt a kálium eloszlása megváltozhat a növényi felvételtől és a visszapótlástól függően (Holanda et al. 1998, Jobbágy és Jackson 2001, Mallarino és Borges 2006). A növényi felvétel általában csökkenti a feltalaj oldható K-tartalmát (Kádár és Szemes 1994), laza, homokos talajokon pedig különösen nagy lehet a mélyebb rétegekben bekövetkező K-felhalmozódás. A lefelé irányuló mozgás függ a kijuttatott műtrágya mennyiségétől, növényi felvételtől, gyökérzet tulajdonságaitól, és a csapadékmennyiségtől is (Debreczeni és Debreczeniné 1994, Badran et al. 2000).
A tölgyes mélységi eredményei alapján az oldható K felhalmozódása a legnagyobb kezelésben nem a felszínen volt, a mélyebb rétegek is jelentős mennyiséget tartalmaztak (*17. ábra*). Ez a telepítés előtti mélységi eloszlás tendenciáját tükrözi (*18. ábra*). A kálium ráadásul relatív mozgékony elem a talajban, képes elmozdulni a mélyebb rétegek felé. Ezt igazolja, hogy a kísérleti területen már 17 év folyamatos műtrágyázás után összefüggést találtak a káliummérleg és a talaj mélyebb rétegeinek (80 cm-ig) káliumtartalma között (Füleky és Debreczeni 1991). Ez az összefüggés vizsgálataim során is eddig a mélységig volt igazolható. A talaj kötöttsége (K_A) ebben a mélységben kezd el emelkedni (*5. ábra*), valószínűsíthető tehát, hogy a nagyobb agyagtartalom miatt 80 cm alatt már a kálium erőteljesebb megkötődésével kell számolni. A K mélységi elmozdulásával tehát nem kell számolni, a mélyebb rétegekben a fogyás oka sokkal inkább a biomasszába való beépülés.

Foszfortartalom

Erdősítés után a talaj oldható foszfortartalmának változása számos tényezőtől függ, többek között az erdősítést megelőző földhasználattól, a telepített fafajtól, az állomány korától, valamint a talaj komplex biológiai és kémiai tényezőitől. A szántók beerdősítése után a felvehető és a teljes P-tartalom is általában csökken (Chen et al. 2008, Macdonald et al. 2012, Deng et al. 2017, Li et al. 2019). Ezt megerősitik az eredményeink is, mert a feltalajban (0-20 cm) mindkét beerdősített kísérletben jelentősen csökkent az AL-oldható P-tartalom (*9. táblázat*). Az erdőtelepítések utáni kezdeti időszakban a gyorsan növő fák fokozott P-felvétele a talaj teljes foszfortartalmának csökkenéséhez vezet, kb. 15 év elteltével aztán a teljes P-tartalomban egyensúly áll be. Az oldható P legfontosabb forrása erdőkben általában a szerves kötésben lévő foszfor és így a talaj szerves anyagai, amit az is igazol, hogy az erdősítések után huzamosabb idő elteltével a szerves P mennyisége csökken, a felvehető P mennyisége viszont megnőhet. A kiterjedtebb gyökérzet, a nagy mennyiségű gyökérnedv és a fokozott mikrobiális folyamatok, a kedvezőbb nedvességi és hőmérsékleti viszonyok mind elősegítik bizonyos szerves anyagok és az agyagásványok bomlását, foszfort szabadítva fel (Chen et al. 2000, Zhao et al. 2007, Smal és Olszewska 2008, Vitousek et al. 2010, Chirino-Valle et al. 2016).
Ezt igazolják a tölgyes mélységi eredményei, mert a 0-60 cm-es talajréteg az oldható P-tartalma még mindig jelentős volt (*15. ábra*), sőt az erdősítés előtti szintekhez képest az egész 20-100 cm-es réteg értékei nőttek, még a kontroll parcellákon is. A 0-60 cm-es talajrétegben a legnagyobb kezelésben (5) a mérleg 72%-ának megfelelő foszfort mutattuk ki, a kisebb kezelésekben ez az érték több mint 100%. A P-mérleg hatása az oldható P-tartalom mélységi eloszlásra tehát 60 cm-ig mutatható ki (*11. táblázat*), ettől a mélységtől hirtelen lecsökkent az oldható P mennyisége. Ez a pont a jelentősebb mennyiségű $CaCO_3$ megjelenésének szintje (*6. ábra*), ami a talajban leginkább felelős a foszfor megkötéséért. A talaj foszforvegyületei hosszú idő alatt is csak kevésbé mozgékonyak vertikálisan a talajban és rövid idő alatt lekötődhetnek ásványi és szerves összetevőkhöz, nehezen oldható vegyületek formájában (Blake et al. 2000). Elsősorban ez okozza, hogy a foszfortartalom maximumai általában a talaj 0-40 cm-es rétegében vannak

(Cserni 1983, Holanda et al. 1998, Szűcs és Szűcs 2003, Mallarino és Borges 2006, Tóth és Tóth 2007), ahogy a kísérleti területek talajában is (*6. ábra*). A foszfor jelentős mélységi elmozdulása tehát nem valószínűsíthető, sokkal inkább a kiterjedtebb gyökérzetnek és az intenzívebb biológiai aktivitásnak tulajdonítható a tölgyesben a 20 cm alatti rétegek magas foszfortartalma. Ugyanakkor a növényi felvétel a 0-20 cm-es talajrétegben jelentős.
Az oldható P-tartalom változása függ a talaj kémiai és fizikai tulajdonságától, mint a pH és az agyagtartalom (Sharpley 1995). A homoktalajokban általános az alacsonyabb teljes P-tartalom (Cserni 1983), míg a magasabb pH az oldahó foszfortartalmat csökkenti. Nagy agyagtartalmú, vagy savanyú kémhatású talajokon azonban jelentősen nagyobb oldható P-tartalommal kell számolni (Debreczeni és Debreczeniné 1994, Árendás és Sarkadi 1995, Macdonald et al. 2012, Csathó és Kádár 2013). Az akácos jelentősen alacsonyabb foszfortartalmát (*11. ábra*) a magasabb pH és az a tény okozhatja, hogy a pillangós virágú növények (Fabaceae), így az akác foszforszükséglete nagy (Plass 1972, Loch 1999, Kanzler et al. 2015). Az akácosban az AL-P_2O_5 fogyása már a 8 éves állományban is jelentős volt 60 cm-ig (*16. ábra*), az állomány 11 éves korában a nagyobb kezelésekben azonban még mindig jelentős mennyiségű (átlag AL-P_2O_5: 100-200 $mg \cdot kg^{-1}$) oldható foszfort találtak, egészen 50 cm-ig (Ockert 2006). Az értékek az óta még jobban csökkentek, de a kezelések közötti különbség még látható (*6. táblázat*).
Bár a tölgyes kísérletben a nagyobb tápanyagtartalmú talajokon jóval nagyobb csökkenés következett be az oldható P tartalomban, ami a meszezett parcellákon még kifejezettebb volt (*13. ábra*), a nagyobb kezelések oldható foszfortartalma még mindig jelentősen nagyobb a kontroll (1) parcelláénál (*6. táblázat*). A foszfor tehát hosszú ideig maradhat a talajban és kevésbé limitáló tápelem. Más élőhelyekkel összehasonlítva a tölgyes oldható P-tartalma extrém magas a legnagyobb kezelésben, csak a szántó és a felhagyott szántó értékei szintén magasak (*13. táblázat*). A szántón a talajművelés miatt szerves anyagok bomlása gyorsabb, ez emelheti a felvehető P mennyiségét (Lupwayi et al. 2007, Laganière et al. 2010), ahogy már kisebb adagú műtrágyázás is (Buzás et al. 1979).

4.7.2. Talajfauna

A szántóföldek beerdősítése után a lombkorona teljes záródása és az erdőre jellemző struktúra kialakulása a legtöbb fafajnál a telepítést követő két évtizeden belül lezajlik (Oliver és Larson 1996). A megfelelő vastagságú és minőségű avarréteg kialakulásához szintén kb. 20 év szükséges (Cunningham et al. 2012). Ez a szakasz egy fontos lépés az erdők fejlődése szempontjából, hiszen a záródott lombkorona és az avarszint csökkenti a radiációt, a talajhőmérsékletet és a szélsebességet (Vetaas 1992), megfelelő körülményeket biztosítva az erdei talaj közösségeinek. Az avarréteg az erdők egyik legfontosabb szerkezeti eleme, növényi tápanyagok forrása és a talajállatok élettere. A faállományok telepítése óta 20-22 év telt el a vizsgálatok idején, ami megerősíti a kutatásunk időszerűségét.

Ugróvillások (Collembola)

A talajtulajdonságok (*13. táblázat*) mellett, az ugróvillás-közösségek fajösszetétele, diverzitása és abundanciája is azt mutatja, hogy a két beerdősített kísérlet átmenet képez a szántóföldek és a kontroll erdők között (*19. táblázat*). A *Bary-Curtis távolságokon* alapuló *PCoA* és *Cluster-analízis* (*21. és 22. ábra*) szintén ezt bizonyítja, az elemzések alapján ugyanis a beerdősített kísérleti területek (A5, T5) következetesen elválnak mind a nyílt (SZ, FSZ), mind az erdei kontroll élőhelyektől (AK, TK, RT).
A kísérleti területeken az erdősítés előtti talajfaunisztikai adatokkal ugyan nem rendelkezünk, az az intenzív mezőgazdasági művelés azonban általában negatívan befolyásolja a talaj mikroarthropódáinak élőhelyét. A rendszeres talajművelés, a növényvédő szerek és műtrágyák használata megváltoztatja a talaj szerkezetét és kémiai tulajdonságait, talajdegradációhoz vezethet (Lagerlöf és Andrén 1991, Cortet et al. 2002, Brussaard et al. 2007, Kalia és Gosal

2011, Wachira et al. 2014, Tsiafouli et al. 2015). A talaj tömörödik, az aggregátumok szétesnek, a pórustér, valamint a talaj szerves széntartalma lecsökken (Collins et al. 2000, Song et al. 2005, Birkás 2006), ami rendszerint az ugróvillás-közösségek alacsony fajszámát, abundanciáját és diverzitását okozza (pl. Frampton 1997, Giller et al. 1997, Alvarez et al. 2001, Kováč et al. 2001, Culik et al. 2002, Sousa et al. 2006, Vanbergen et al. 2007, Muturi et al. 2009, Gruss és Twardowski 2012, Winkler és Traser 2012, Winkler és Traser 2017). Vizsgálataink során így a legalacsonyabb Collembola fajszámot, diverzitást és abundanciát a szántóterületen (SZ) találtuk. Eredményeink alapján a szántó élőhely alacsony K_A értékekkel jellemezhető, ami gyenge víztartó képességre és így száraz körülményekre utal. Ez a homok textúra mellett a rendkívül kis humusztartalomnak is köszönhető. A szántók talaja elérhető táplálékban (növényi maradványok) is szegény, azonban néhány faj olyan alternatív táplálékforrásokat hasznosít, mint pl. a baktériumok és a gombák (Lagerlöf és Andrén 1991, Hiol et al. 1994). A szántóföldi mintákból így több kozmopolita faj került elő (pl. *Brachystomella parvula, Ceratophysella succinea, Mesaphorura macrochaeta, Parisotoma notabilis, Entomobrya multifasciata, Folsomides parvulus, Lepidocyrtus cyaneus*), amik gyakran megtalálhatóak az intenzíven művelt területeken (Kováč és Miklisová 1997, Filser et al. 2002, Debeljak et al. 2007, Twardowski et al. 2016). Ezek a fajok a kedvezőtlenebb körülményeket jobban tolerálják, mint azt a *CCA ordináció* is mutatja (*23. ábra*).

A mezőgazdaság okozta környezeti stresszből való felszabadulás a biomassza markáns reakciójához vezet (Chauvat et al. 2007), a fiatal parlagok így magas fitomasszaprodukcióval és nagy avarmennyiséggel jellemezhetőek (Bálint et al. 2014). Ez humusztartalom gyors növekedését okozza (McLauchlan et al. 2006, Liu et al. 2020), ahogy a felhagyott szántó (FSZ) humusztartalma több mint kétszeres a szántóhoz (SZ) képest. Ezek a körülmények a nedvességviszonyok javulását eredményezik a talajban (magasabb K_A értékek). A megváltozott körülmények hatására a kolonizáció ráta általában magas, az ugróvillás populációk gyors növekedést mutathatnak (Kaczmarek és Kajak 1997, Chauvat et al. 2007). A rudeális vegetáció spontán szukcessziója tehát nagyszámú élőhelyet és bőséges táplálékot biztosít, így a felhagyott szántón fajgazdag és abundáns közösséget találtunk. A *Shannon diverzitás* éréke még a reliktum erdő (RT) értékeit is meghaladja, azonban a két élőhely *Rényi diverzitási profiljai* között megfigyelhető metszéspont (*20. ábra*) megerősíti, hogy a nyílt területek és az erdők Collembola-közösségei kizárólag a diverzitás alapján nem hasonlíthatók össze (Tóthmérész 1997). A szántó esetében említett nyílt élőhelyekre jellemző fajokon kívül a felhagyott szántón megtaláltuk a *Hypogastrura vernalis, Entomobrya lanuginosa, Lepidocyrtus paradoxus, Isotoma viridis* fajokat, melyek jellemzőek a gyepekre (Ponge 1993, Ponge et al. 2003, Chauvat et al. 2007). Ezeknek a fajoknak már speciális ökológiai igényeik vannak, mint a sűrűbb vegetáció, vagy a magasabb humusztartalom.

A kontroll állományok (AK, TK) és a reliktum erdő (RT) ugróvillás-közösségeinek kimagasló értékei ugyanakkor az erdősítés pozitív hatását támasztják alá. A növényzet záródása, a nagy mennyiségben felhalmozott szervesanyag és a kedvező nedvességviszonyok miatt az erdőtalajok nagyszámú és diverz Collembola-közösségek élőhelyei (Ponge et al. 2003, Bardgett et al. 2005, Potapov et al. 2017). A szántók beerdősítésének pozitív hatása megmutatkozik a kísérleti területek (T, A) talajfauna eredményeiben is. Az abundancia, fajszám és diverzitásértékek, bár elmaradtak a kontroll akác és kocsánytalan tölgyes állományokétól, a környező szántóterületek faunájával összehasonlítva a kísérleti területekben jóval magasabb Collembola diverzitást találtunk. A talajművelés felhagyása után, az erdőtelepítést követő első években a talaj mezofaunájának abundanciája és biomasszája gyorsan növekedhet (Dunger 1968, Arbea és Jordana 1985, Jordana et al. 1987, Bardgett et al. 2005, Hasegawa 2006). A közösségek faji összetételének változása azonban általában lassabb folyamat, amit leginkább a táj heterogenitása és a környező élőhelyek mozaikossága, valamint a forrás élőhelyek távolsága és az ökológiai folyosók jelenléte befolyásol. Ezek összessgében határozzák meg az újonnan erdősített területek fajkészletének változását (Sousa et al. 2004, Vanbergen et al. 2007, Querner et al. 2013). A vizsgált beerdősített kísérletek ugróvillás-kolonizációja így relatív lassú folyamat, amit

leginkább a környező élőhelyekkel (művelt szántók, felhagyott szántók, kevésvé záródott erdősáv) magyarázhatunk. A két kísérlet területe ráadásul csak kb. 1,5 ha és ez azt jelenti hogy az állományok mikroklímáját a környező nyílt élőhelyek erősen befolyásolják (Murcia 1995).
Másik ok lehet egyes ugróvillás fajok korlátozott diszperziós képessége is (Salmon és Ponge 1998, Ponge et al. 2006, Auclerc et al. 2009). Míg a felszínen mozgó epedafikus fajok (pl. Entomobryidae) képesek az aktív vándorlásra, így könnyebben terjedhetnek a kissé távolabbi erdőkből is (Mebes és Filser 1997, Alvarez et al. 2000), ugyanez nem mondható el a legtöbb hemiedafikus, vagy euedafikus fajról (pl. Tullbergiidae), amelyek morfológiájában gyakran erős redukció (pl. csökevényes ugróvilla vagy annak teljes hiánya) figyelhető meg. Ezen fajok így gyenge terjedési képességűek, aktív vándorlásuk gyakran csak rövid távolságokra korlátozódik, (Sjögren 1997, Ojala és Huhta 2001, Huhta és Ojala 2006).
Ezek megmagyarázzák, hogy a két ültetvény (A, T) ugróvillás faunája még átmeneti jellegű, a közösségekben még mindig a nyílt élőhelyekre jellemző fajok dominálnak és csak kevés jellegzetes silvicol fajt találtunk. A kísérletekben előkerült fajok közül a *Neanura muscorum, Ceratophysella luteospina, Entomobrya muscorum, Folsomia quadrioculata, Isotomiella minor,* és a *Megalothorax minimus* inkább erdei környezetet preferáló fajoknak tekinthetők (Dányi és Traser 2008, Auclerc et al. 2009, Vanhée és Devigne 2018). Érdekes módon az utolsó faj, a *Megalothorax minimus* mindkét állományban jelen volt, annak ellenére, hogy a faj terjedési képessége gyenge (Ponge et al. 2006). Eredményeink megerősítik a korábbi vizsgálatok eredményeit (Vannier 1975, Dunger et al. 2002, Auclerc et al. 2009), amik a Neelidae családhoz tartozó fajok gyors kolonizációjáról számoltak be. A kísérletekben talált, a nyílt élőhelyekre jellemző fajok relatív magas száma (pl., *Protaphorura campata, Entomobrya multifasciata, Lepidocyrtus cyaneus, Pseudosinella alba*) világosan mutatják a környező élőhelyek hatását. Az állományok viszonylag fiatal kora a Collembola-közösségek dominancia-struktúrájában is megmutatkozik. Fiatalabb szukcessziós stádiumokban ugyanis a ritka és az un. „kísérő fajok" száma általában alacsonyabb és gyakran megfigyelhető egyes fajok eltérő eudominanciája (Trojan et al. 1994, Vanhée és Devigne 2018). Ezt jól jelzi a beerdősített kísérletek viszonylag magas közösségi dominancia indexe (CDI), az idős reliktum erdővel összehasonlítva. A geográfiai és klimatikus okok miatt továbbá számos xerotermofil fajt találtunk a két kísérletben (pl. *Mesaphorura critica, Metaphorura denisi, Entomobrya multifasciata, Orchesella cincta*).
Vizsgálataink során a korábbi műtrágyázás hatására csak eseti különbségek fordultak elő a kísérleti területek állományainak Collembola fajszámában, diverzitásában és dominancia-struktúrában, főként a korábbi magas dózisok hatására. Az abundancia azonban tendencia szinten nőtt az egyes kezelésekkel, mindkét állományban, ami összefüggésben lehet a nagyobb fitomassza-produkcióval. Bár a műtrágyázás általában hatással van a Collembola abundanciára, fajszámra, diverzitásra és a dominancia-struktúrára is (Hopkin 1997), erdei műtrágyázási kíséreletekben csak kevés összefüggést találtak a kezelések és a közösségi struktúra között (Vilkamaa és Huhta 1986, Geissen et al. 1997, Geissen és Kampichler 2004).
A telepített fafajok (őshonos vagy nem) kiválasztásának jelentős hosszú távú hatása van a talajfaunájára (Deharveng 1996). Bár az avarprodukció mennyisége és minősége erőteljesen befolyásolja a Collembola diverzitást és abundanciát (Hopkin 1997, Bezkorovaynaya 2005, Ma et al. 2020), az idegenhonos faállományok biodiverzitása általában szegényebb, mint az őshonos fafajok alkotta állományoké (Traser és Csóka 2001, Lindenmayer et al 2003, Traser 2003, Winkler és Tóth 2012). Az akác komplex hatással van a talaj tulajdonságaira, leginkább a nitrogén- és nitráttartalom, valamint a szervesanyag-tartalom növelésével (Rice et al. 2004, Tateno et al. 2007, Lazzaro et al. 2018). Az utóbbi jellegzetesség jól tükröződik a vizsgált akác ültetvény magasabb Collembola abundanciájában, összevetve a kocsánytalan tölgyes állománnyal. A fajgazdagság, a diverzitás és az egyenletesség értékei azonban az őshonos kocsánytalan tölgyes állományban voltak nagyobbak. Az akác allelopatikus hatású, a levélalomból felszabaduló másodlagos metabolitok (pl. phasin, robin vagy toxalbuminok) gátolják a fehérjeszintézist, kedvezőtlen körülményeket biztosítva a kevésbé toleráns fajok számára (Hui et al. 2004, Rahmonov 2009, Lazzaro et al. 2018). Feltehetően ez a jelenség felelős

az akácos kísérlet alacsonyabb fajszámáért és diverzitásért, amelyet a diverzitási profilok is jeleznek (*20. ábra*). Az akácos közösségi struktúrájában a fajok kevésbé egyenletes eloszlás mutattak, amint azt a tölgyes kísérlethez képest magasabb CDI-index mutatja. Az akácosban tehát néhány eudomináns faj nagy abundanciája, illetve a többi faj relatív alacsony egyedszáma bizonyos csoportok számára kedvezőtlen körülményeket tükrözhet.
A tölgyes állományban (T) a talaj pH mérsékelten savanyú, az akácosban (A) enyhén savanyú-semleges volt. Egyes Collembola fajok szűkebb, míg mások szélesebb toleranciát mutatnak a talaj pH-változásával szemben. A talajparaméterek közül általában a pH az, amely a legnagyobb változásokat okozhatja az ugróvillás-közösségek faji struktúrájában (Vilkamaa és Huhta 1986, Van Straalen és Verhoef 1997, Van Straalen 1998). A két kísérleti terület a faji összetétel szempontjából ugyanakkor jelentős átfedést mutatott a *PCoA elemzésben* (*22. ábra*). Az összes vizsgált élőhelyet egyben tekintve az egyes fajok jól elkülönülnek a pH-gradiens mentén, a *CCA biplot* alapján (*23. ábra*), az alkalofil *Brachystomella parvulától* kezdve a gyengén szubneutrális *Orchesella cincta* és *Lepidocyrtus cyaneus* fajokon át az acidofil *Tomocerus vulgarisig*.

Földigiliszták (Lumbricidae)

Vizsgálataink során összesen öt földigiliszta fajt találtunk a két beerdősített kísérletben (*20. táblázat*), három ökológiai típusból (Bouché 1977, Sims és Gerard 1999, Brown et al. 2004). Az egyetlen epigeikus faj a *Lumbricus rubellus* volt, melyet csak a tölgyes állományban találtunk meg. Ez összefüggésben lehet azzal, hogy az epigeikus fajok a talajfelszínen élnek, legtöbbször az avarban. Mivel az akác avarrétege gyorsan lebomlik, élettérként kevésbé felelt meg e faj számára. A tölgyesben ellenben vastag, nehezen bomló avarréteg található. Az un. endogeikus fajok az ásványi talajban élnek és táplálkoznak, itt készítik horizontális járataikat. Kísérelti területeinken ez az ökológiai típus képviselte a legnagyobb fajszámot. A detektált fajok az *Aporrectodea rosea, Aporrectodea caliginosa* és *Allolobophora chlorotica* voltak. A felszínen táplálkozó, de mély vertikális járatot készítő un. anexikus fajokból egyet, a *Lumbricus terrestrist* találtuk meg relatív nagy egyedszámban, mindkét kísérletben.
A kevés detektált faj és az endogeikus fajok dominanciája az erdőtelepítés előtti intenzív művelés hatását mutatja. A mezőgazdasági területeken a szervesanyagok és az avar hiánya, valamint a rendszeres talajművelés, különösen a talajforgatás (szántás) az epigeikus és anexikus fajok egyedszámának drasztikus csökkenéséhez vezet. Az endogeikus fajok egyedszáma ezzel szemben növekedhet, főként a tavaszi időszakokban, elegendő táplálék jelenléte mellett (Birkás 2010, Chan 2011, Crittenden et al. 2014, Dekemati 2020). Az anexikus *Lumbricus terrestris* relatív nagy egyedszáma ugyanakkor az erdősítés pozitív hatását jelzi annak ellenére, hogy az erdőtelepítést követően a földigiliszták fajösszetételében bekövetkező változások lassúak lehetnek és akár három évtizedet is igénybe vehetnek (Pizl 2001). Azonban azt figyelembe kell venni, hogy még az idősebb, stuktúrálisan fejlett lombhullató erdők földigiliszta-abundanciája és biomasszája is általában jóval elmarad a gyepterületekétől (Paoletti 1999).
Vizsgálatunk során statisztikai különbségeket egyik vizsgált tényezőre sem tudtunk kimutatni, de az akácos általában minden gyűjtésnél nagyobb abundanciával és biomasszával volt jellemezhető. A meszezés tendencia szintjén szintén növelte az abundanciát, ami az akácos állományban még kifejezettebb volt. Műtrágyakezelések közül általában mindig a közepes mennyiségű műtrágyázás parcellái bizonyultak a legnagyobb egyedszámúnak és biomasszájúnak (*24. ábra*). A mért értékek között rendkívül nagy szórást tapasztaltunk. Ez azt jelzi, hogy a vizsgált tényezők kevéssé befolyásolták a mért értékeket, a különbségeket általában más ökológiai faktorok okozhatták. A földigilisztákra leginkább a talaj textúrája, nedvességállapota, szervesanyagtartalma, a pH és a talajbolygatás vannak hatással (Curry 2004). A kísérleti területek homok szövetű talaja csak kevéssé felel meg a földigilisztáknak, ahogy a relatív savanyú pH-t is általában nehezen tolerálják (Ghilarov 1979). A négy gyűjtés alatt, a száraz periódusok során az akácosban a talaj mindig kissé nedvesebb volt. Ezeket figyelembe véve, bár statsiztikailag igazolható különbségeket nem találtunk, az akácos tendencia szintű magasabb

abundancia és biomassza értékei a kedvezőbb nedvességi állapottal, a magasabb szervesanyagtartalommal és pH-val magyarázhatóak. A magasabb pH a meszezett parcellák kedvezőbb értékeire is magyarázatot adhat.
A földigiliszták egyedszáma, valamint a talaj humusztartalma között ugyanakkor pozitív kapcsolatot találtunk, ahogy az avar N-tartalma és az egyedszám, illetve biomassza között is. Az alom N-tartalma szintén az akácosban volt magasabb (*14. táblázat*). A földigiliszták rendkívül hatékonyak az erdőtalajok avarszintjének lebontásában, így a talaj szervesanyagainak felhalmozásában is. Jelenlétükkel a feltalaj szén és nitrogéntartalmának növekedését okozhatják (Alban és Berry 1994).

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A leromlott, vagy gyenge minőségű szántóföldek beerdősítése bár világszerte egyre növekvő tendenciát mutat, szükségességéről és hasznosságáról megoszlanak a vélemények. Doktori kutatásom eredményei alapján a korábban intenzíven művelt szántóterületek beerdősítése után kedvező változások mentek végbe a talaj tápanyag-szolgáltató képességében és a talajfaunában. A fás vegetáció tehát pozitív hatással van az agrárterületek talajállapotára, továbbá a talajéletet serkentésével hozzájárul a talaj tápanyagforgalmának optimalizálásához.
A kutatási erdményeink tükrében megállapíthatom, hogy az őshonos tölgyes, valamint idegenhonos akácos erdőállomány 20 év alatt egyaránt megváltoztatta talajállapotot, de különbözőképpen (*12. ábra*). Az akác felhasználta a talaj tápanyagait, a talajt homogenizálta, a humusztartalmat és a pH-t jelentősen megemelte. A tölgyes állományban még érzékelhetőek voltak az erdőtelepítés előtti műtrágyázás és meszelés következtében kialakult különböző talajtulajdonságok. Amíg azonban ez a P- és K-tartalom esetén kifejezett volt, a nitrogéntartalom erősen lecsökkent minden kezelésben és az erdőtelepítéskor meglévő különbségek eltűntek. A talaj N-tartalma tehát már az erdőtelepítést követő néhány éven belül limitáló tényezővé vált. Az akác, mint a Fabaceae család tagja, N-fixáló szimbionta gyökérgümőkkel rendelkezik, ami elősegítette a rendelkezésre álló N mennyiségének növelését és így a hatékonyabb tápanyagfelhasználást. A nagyobb mennyiségű tápanyag hatására tehát kedvezőbb talajállapot jött létre, a talaj homogenizálása hatékonyabban valósult meg. A nagyobb tápanyagtartalmú parcellákon a talajsavanyodás és a bázikus kationok kimosódása is kevésbé volt jellemző. A kedvezőbb tápanyagellátású talajokon mindkét fafaj növekedése erőteljesebb volt, de ez 20 év után már csak kis mértékben volt igazolható. Erdészeti kezelés nélkül a tölgy intraspecifikus kompetíciója erősebb volt a kedvezőbb tápanyagellátású parcellákon, amit a jelentősen alacsonyabb törzsszám és a nagyobb fatérfogatok támasztanak alá.
Az egykori intenzíven művelt szántóföldi kísérletek talajfaunája pozitívan reagált az erdőtelepítésre és jól jelezte a talajtulajdonságok változásait. Az ugróvillás-közösségek vizsgált paraméterei ugyan elmaradtak a kontroll erdőállományokétól, a szántóval összehasonlítva azonban magasabb fajgazdagság, diverzitás és abundancia volt megfigyelhető. A fafajmegválasztás hatása megmutatkozott a vizsgált kísérletekben. Az akácosban ugyan nagyobb ugróvillás-sűrűséget tapasztaltunk, a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség viszont az őshonos kocsánytalan tölgy esetében volt magasabb. A földigiliszták alapján bár nem mutatkozott jelentős különbség az állományok között, az abundancia és biomassza minden gyűjtésnél kissé magsabb volt az akácosban.

Eredményeink alapján javaslataim így a következők:

1. A leromlott talajállapotú szántóföldek erdővé történő átalakítását, mint az egyik lehetséges mezőgazdasági művelési módot mindenképp ösztönözni kell. Ez Magyarországon különösen a hirtelen lezúduló, nagy mennyiségű csapadék hatására erózióval veszélyeztetett dombvidéki területeken szükséges, ahol a jogszabályi előírásokban előírt talajművelési megoldások (pl. szintvonalas művelés) és termesztéstechnológiai eljárások (kapásnövények kizárása, folyamatos talajborítás) nem vezetnek eredményre. Ugyanakkor a felhagyott szántóterületen (FSZ) végzett vizsgálataink eredményei (humusztartalom, ugróvillás diverzitás) alátámasztják, hogy talajvédelmi szempontból a gyepesítés (kaszáló, legelő) is potenciális lehetőség lehet.

2. A rekultiváció során az akáccal való telepítés rövidtávon jelentős pozitív hatásokkal járhat (gyors növekedés, a talaj humusztartalmának növelése), azonban számolni kell a talaj tápanyagainak nagyarányú felhasználásával. Az akác azonban a talajt nitrogénben dúsítja, így gyomosít, ökológiailag is csak degradált élőhelyet jelent, valamint inváziós

tulajdonságai miatt a telepítési helyéről továbbterjedhet. Védett természeti területen és Natura 2000 területen akác nem telepíthető.

3. A talaj biodiverzitásának megőrzése és növelése érdekében ezeknek az akáctelepítéseknek egy indokolt részét idővel érdemes őshonos állományokká alakítani. Az átalakítás során a folyamatos erdőállományt, így a talajfedettséget biztosítani kell. A cserjeszint megtartására törekedni kell. Meg kell azonban jegyezni, hogy az akác nagy regenerációs potenciálja miatt állományának környezetkímélő lecserélése jelenleg nem teljesen megoldott.

4. Kocsánytalan tölgy telepítése esetén a talaj N-tartalmát mindenképp figyelembe kell venni, mert az korlátozó tényező lehet, még a többi tápelem kedvezőbb mennyiségben való jelenléte mellett is. Leromlott minőségű, vagy erodált szántóföldek beerdősítése előtt érdemes megfontolni a talaj tápanyagainak (NPK) optimalizálását.

5. A rekultivációs célú erdőtelepítések fafajainak megválasztásánál a talajvédelmi, az erdészeti és természetvédelmi szempontokat is figyelembe kell venni és azokat mérlegelni kell.

6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

Kutatási eredményeimmel magyarországi termőhelyi körülmények mellett, Ramann-féle barna erdőtalaj rozsdabarna erdőtalaj altípusán igazoltam az alábbiakat.

1. **Az intenzív mezőgazdasági használat következtében leromlott talaj erdőtelepítés után 20 évvel regenerálódott, termékenysége javult**, az erdőtelepítés előtti talajállapothoz képest kedvezőbb állapot jött létre.

- Az intenzív mezőgazdasági használat következtében a feltalajban (0-20 cm) erősen lecsökkent ***humusztartalom*** 20 év alatt jelentősen megnőtt (telepítés előtt átlag: 1,17%, beerdősített kísérleti területek átlaga: 2,35%).
- Az intenzív mezőgazdasági használat következtében a feltalajban (0-20 cm) erősen lecsökkent ***pH*** 20 év alatt nem csökkent tovább, sőt megemelkedett (telepítés előtt átlag: pH_{KCl}=4,90, beerdősített kísérleti területek átlaga: pH_{KCl}=5,72).
- A ***mélységi nitrogénfelhalmozódás*** a beerdősített kísérleti területeken megszűnt, a fák hatékonyan felhasználták a rendelkezésre álló nitrogéntöbbletet, akár a mélyebb talajrétegekből is.
- A beerdősített kísérletek ***talajfaunája (Collembola, Lumbricidae)*** fajgazdag, abundáns és diverz, átmenetet képez a tájegységre jellemző erdei ökoszisztémák és az agrárterületek talajfaunája között.

2. **Az őshonos kocsánytalan tölggyel telepített állomány alatti talaj nagymértékben eltérő talajállapottal jellemezhető**, mind a tápanyag-szolgáltatás, mind a talajfauna tekintetében, mint az idegenhonos fehér akác állomány alatti talaj.

- Az akácállomány talajának (0-20 cm) ***humusztartalma*** jelentősen meghaladta a tölgyes állomány talajában mért értékeket (T: 1,73%, A: 2,96%).
- Az akácállomány talajának (0-20 cm) ***pH értékei*** (T: pH_{KCl}=5,12, A: pH_{KCl}=6,31), ***Ca^{2+}-tartalma*** (T: 384 $mg \cdot kg^{-1}$, A: 963 $mg \cdot kg^{-1}$) és ***Mg^{2+}-tartalma*** (T: 94 mg kg^{-1}, A: 108 mg kg^{-1}) jelentősen meghaladta a tölgyes állomány talajában mért értékeket.
- Az akácállomány talajának (0-20 cm) ***oldható foszfortartalma*** nagymértékben lecsökkent (telepítés előtt átlag: 200 mg kg^{-1}, A: 42 mg kg^{-1}).
- A tölgyesben 20 év alatt a 0-20 cm-es talajrétegben csökkent az ***oldható foszfortartalom***, a mélyebb talajrétegek (20-100 cm) oldható P mennyisége azonban minden kezelés esetében nőtt, főként 40-60 cm-en.
- Az akácos ***Collembola*** abundancia értékei jóval magasabbak, azonban a diverzitás és a kiegyenlítettség az őshonos kocsánytalan tölgyes állományban volt magasabb.

3. **A telepítés előtti nagy mennyiségű műtrágyázás a faállományok erőteljesebb növekedését és az erdei struktúra gyorsabb kialakulását eredményezte**, így ezzel összefüggésben a nagyobb tápanyagtartalmú parcellákon 20 év alatt kedvezőbb talajállapot jött létre.

- A tölgyes állomány talajában (0-20 cm) az ***oldható káliumtartalom*** nagyobb mértékű csökkenése esetén (1: -32 mg kg^{-1}, 5: -177 mg kg^{-1}) a ***Ca^{2+}-tartalom*** (1: -1263 mg kg^{-1}, 5: -138 mg kg^{-1}) és ***Mg^{2+}-tartalom*** (1: -68 mg kg^{-1}, 5: -20 mg kg^{-1}) fogyása kisebb mértékű volt, a ***pH értékek*** jobban megemelkedtek (1: pH_{KCl}=-0,60, 5: pH_{KCl}=0,77).

4. **A telepítés előtti meszezés kedvező hatással volt a cserjeborítottságra és a komplex erdei struktúra kialakulására,** ezzel összefüggésben a talajparaméterekre is.

- A telepítés előtti meszezés hatására mindkét állományban jelentősen nőtt cserjeborítottság (Ø: 21%, M: 42%), ami erős pozitív kapcsolatban volt a talaj (0-20 cm) ***humusztartalmával*** (r=70***), ***Ca^{2+}-tartalmával*** (r=50***) és ***Mg^{2+}-tartalmával*** (r=57***), valamint ***pH_{KCl} értékeivel*** (r=45**).

ÖSSZEFOGLALÁS

A változó éghajlat miatt világszerte egyre nagyobb figyelmet kap a gyenge minőségű, vagy leromlott talajú szántóföldek beerdősítésének szükségessége. Az erdőtelepítések talajtermékenységre, valamint a talajbiótára gyakorolt hatásai azonban számos tényezőtől függnek és nem teljesen tisztázottak. Doktori munkám során ezért két beerdősített szántóföldi műtrágyázási kísérletben vizsgáltam a 20 éves állományok hatására a talaj tápelem-szolgáltató képességében, valamint a talajfaunában bekövetkezett változásokat. A kísérletekben telepített fafajok, a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) lehetővé tették az őshonos és az invazív fajok közötti különbségek értékelését. Az egyes kísérleteken belül vizsgáltam továbbá a telepítés előtti öt emelkedő szintű műtrágyázás (egy nem kezelt kontroll) és meszezés tartamhatását is az állományokra. Referenciaként öt kontroll élőhelyet jelöltünk ki, melyek egy művelt és egy felhagyott szántó, egy kontroll akácos és egy kontroll kocsánytalan tölgyes állomány, illetve egy mezei juharos-tölgyes reliktumfolt voltak. Ezekkel a nyílt és erdei élőhelyekkel összehasonlítva, a beerdősített kísérleti területeket egy szukcessziós skála mentén elemezhettük.

A vizsgálatokhoz minden mintaterületen felszíni (0-20 cm), valamint a tölgyes kísérletből mélységi (0-300 cm) talajmintákat gyűjtöttünk. A mintákból a kötöttséget (K_A), a pH-t (pH_{H2O} és pH_{KCl}), a $CaCO_3$, a Ca^{2+} és Mg^{2+}, valamint a humusztartalmat 0-20 cm, az AL-oldható P_2O_5 és K_2O tartalmat 0-100 cm, az ásványi nitrogéntartalmat (NH_4^++NO_3^-) 0-300 cm mélységben határoztuk meg. Az ugróvillásokat (Collembola) 100 cm^3-es mintavevővel nyertük ki a talaj és avarmintákból, majd az állatok kinyeréséhez Berlese-Tullgren futtatót használtunk. A meghatározást követően a fajlista szintű eredményeket közösségi karakterisztikákkal (egyedszám, diverzitás, kiegyenlítettség, dominancia-viszonyok) jellemeztük. A földigilisztákat 25 × 25 × 25 cm-es talajszeletből válogattuk, majd a mért értékekből abundanciát ($db \cdot m^{-2}$) biomassza-tömeget ($g \cdot m^{-2}$) számoltunk. A felnőtt egyedeket a külső bélyegek alapján, fajszinten meghatároztuk. A mintavételek során az ismétlések száma három volt.

Eredményeink alapján az erdősítés jelentős pozitív változásokat okozott a kísérleti területek talajállapotában, a humusztartalom és a pH emelkedett, a műtrágya eredetű N, P és K mennyisége pedig lecsökkent a feltalajban (0-20 cm). A két állományt összehasonlítva azonban számottevő különbségeket találtunk. Az akácos az oldható foszfortartalom kivételével minden paraméter tekintetében homogén volt, a tölgyesben azonban még igazolható volt a korábbi műtrágyázás hatása. Ez főként az oldható P és K nagy mennyiségében mutatkozott meg, a talaj mélyebb rétegei (0-100 cm) esetén is. Az egyes talajtulajdonságok változását vizsgálva megállapítható volt, hogy a nagyobb tápanyagtartalmú talajokon kedvezőbb talajállapot jött létre.

A talajtulajdonságok és a talajfauna eredményei alapján a két beerdősített kísérlet átmenetet képez a szántóföldek és az érett erdők között. A kísérleti területeken csak kevés tipikusan erdei ugróvillás fajt találtunk (pl. *Neanura muscorum*, *Isotomiella minor*, *Entomobrya muscorum*), a nyílt élőhelyekre jellemző fajok (pl. *Protaphorura campata*, *Lepidocyrtus cyaneus*) még nagy számban megtalálhatók voltak. Bár a beerdősített kísérletek ugróvillás-közösségeinek fajszám abundancia és diverzitás értékei jóval meghaladták a szántó élőhely értékeit, elmaradnak a kontroll erdőállományokétól. A kísérletek közül az akácosban magasabb volt ugyan az ugróvillás-sűrűség, de a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség a kocsánytalan tölgyesben volt a magasabb. A telepítés előtti műtrágyázás eseti különbségeket okozott az ugróvillás-közösségek egyes paramétereiben, többnyire a nagy dózisokkal összefüggésben.

A földigiliszták tekintetében nem találtunk igazolható különbségeket a vizsgált tényezők szerint, az abundancia és biomassza azonban minden gyűjtésnél az akácosban volt magasabb. Bár a két ültetvényben még a szántóföldeken is általános endogeikus fajok (*Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica*) voltak többségben, az anexikus *Lumbricus terrestris* relatív nagy egyedszáma az erdősítés pozitív hatásait igazolta.

Eredményeink alapján a leromlott vagy gyenge minőségű szántók beerdősítése mindkét fafajjal javasolt, de idővel célszerű az idegenhonos állományokat őshonosakká cserélni.

SUMMARY

Due to the changing climate, the need to afforest low-quality or degraded soils is receiving increasing attention worldwide. However, the effects of afforestation on soil fertility as well as soil biota depend on a number of factors and are not fully clarified. In the course of my doctoral work, therefore the changes in the nutrient supply capacity of the soil and the soil fauna were examined as a result of the 20-year-old after afforestation in two long-term fertilization experiments. The tree species planted in the experiments, black locust (*Robinia pseudoacacia*) and sessile oak (*Quercus petraea*) allowed to evaluate the differences between native and invasive species. Within each experiment, the effect of five raising levels of fertilization (one untreated control) and liming were also examined. Five control habitats were selected as reference, one cultivated and one abandoned arable lands, one control balck locust and one control sessile oak stand, and one relict forest. Compared to these open and forest habitats, afforested experimental areas could be analyzed along a succession scale.

Surface (0-20 cm) soil samples were collected from in each sample area and depth (0-300 cm) soil samples were collected from the sessile oak experiment. Binding (K_A), pH (pH_{H2O} and pH_{KCl}), $CaCO_3$, Ca^{2+} and Mg^{2+}, as well as humus content 0-20 cm, AL-soluble P_2O_5 and K_2O content 0-100 cm, mineral nitrogen content (NH_4^++ NO_3^-) was determined at a depth of 0-300 cm. Springtails (Collembola) were extracted from the soil and litter with a 100 cm^3 sampler, and Berlese-Tullgren runners were used to extract them. After the identification, the species list level results were characterized by community characteristics (number of individuals, diversity, balance, dominance relations). Earthworms were selected from 25 × 25 × 25 cm soil blocks, and then abundance ($db \cdot m^{-2}$) and biomass ($g \cdot m^{-2}$) were calculated from the measured values. Adult individuals were identified on the basis of external characteristic at the species level. The number of replicates during sampling was always three.

Based on our results, afforestation caused significant positive changes in the soil condition of the experimental areas, the humus content and pH increased, and the amount of N, P and K of fertilizer origin decreased in the topsoil layer (0–20 cm). However, comparing the two afforested experiment sites, significant differences were found. Black locust plantation was homogeneous in all parameters except for the soluble phosphorus content, however, the effect of previous fertilization in the sessile oak plantation was still verifiable. This was mainly manifested in large amounts of soluble P and K, even in the deeper layers of the soil (0-100 cm). Examining the changes in the soil properties, it could be concluded that the soils with higher nutrient content had a more favorable soil condition.

Based on soil properties and soil fauna results, the two afforested experiments form a transition between arable land and mature forests. Only a few typically forest springtail species (eg., *Neanura muscorum*, *Isotomiella minor*, *Entomobrya muscorum*) were found in the experimental areas, and species typical of open habitats (eg., *Protaphorura campata*, *Lepidocyrtus cyaneus*) were still found in large numbers. Although the species abundance and diversity values of the springtail communities in the afforested experiments far exceeded the values of the arable habitat, they lag behind the control forest stands. Among the experiments, although the density of springtails was higher in the black locust plantation, the species richness, diversity and evenness, however, were higher in the sessile oak stand. Fertilization caused some ad hoc differences in some parameters of the springtail communities, mostly in the context of high doses. For earthworms, no verifiable differences were found according to the factors examined, however, abundance and biomass were higher in the black locust experiment at all collections. Although the two plantations were dominated by the common endogeic species (*Aporrectodea rosea*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allolobophora chlorotica*), the relatively large number of individuals of the anecic *Lumbricus terrestris* confirmed the positive effects of afforestation.

Based on our results, afforestation of degraded or poor quality arable land with both tree species is recommended, but over time, it is advisable to replace non-native stands with native ones.

M1. IRODALOMJEGYZÉK

Alban, D. H., Berry, E. C. (1994): Effects of earthworm invasion on morphology, carbon, and nitrogen of a forest soil. In: *Applied Soil Ecology*, 1 (3): 243-249. p.

Alvarez, T., Frampton, G. K., Goulson, D. (2000): The role of hedgerows in the recolonisation of arable fields by epigeal Collembola. In: *Pedobiologia*, 44 (3-4): 516–526. p.

Alvarez, T., Frampton, G. K., Goulson, D. (2001): Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83 (1-2): 95–110. p.

Anderegg, W. R. L., Schwalm, C., Biondi, F., Camarero, J. J., Koch, G., Litvak, M., Ogle, K., Shaw, J. D., Shevliakova, E., Williams, A. P., Wolf, A., Ziaco, E., Pacala, S. (2015): Pervasive drought legacies in forest ecosystems and their implications for carbon cycle models. In: *Science*, 349 (6247): 528-532. p.

Arbea, J. I., Jordana, R. (1985): Effectode una repoblacion con coniferas en un robledal de Navarra sobre los Colemholos edaficos. In: *Boletimda Sociedade Portuguesa de Entomologia*, 1 (2): 277–286. p.

Arneth, A., Harrison, S. P., Zaehle, S., Tsigaridis, K., Menon, S., Bartlein, P. J., Feichter, J., Korhola, A., Kulmala, M., O'Donnell, D., Schurgers, G., Sorvari, S., Vesala, T. (2010): Terrestrial biogeochemical feedbacks in the climate system. In: *Nature Geoscience*, 3 (8): 525–532. p.

Arora, V. K., Montenegro, A. (2011): Small temperature benefits provided by realistic afforestation efforts. In: *Nature Geoscience*, 4 (8): 514-518. p.

Auclerc A., Ponge J. F., Barot S., Dubs, F. (2009): Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (8): 1596-1604. p.

Árendás T., Sarkadi J. (1995): P-hatások és -utóhatások erdőmaradványos csernozjomon. In: *Növénytermelés*, 44: 271–281. p.

Babenko, A. B., Chernova, N. M., Potapov, M. B., Stebaeva, S. K. (1994): Collembola of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae. Moskow: Nauka. 336 p.

Badran, N. M., Khalil, M. E. A., El-Emam, M. A. A. (2000): Availability of N, P and K in sandy and clayey soils as affected by the addition of organic materials. In: *Egyptian Journal of Soil Science*, 40 (1/2): 265-283. p.

Balogh L., Csoboth I., Kovács G., Tímár G. (2006): Az akác termesztésének termőhelyi lehetőségei és korlátai. In: *Erdészeti Lapok*, 141 (7-8): 230-233. p.

Bardgett, R. D., Chan, K. F. (1999): Experimental evidence that soil fauna enhance nutrient mineralization and plant nutrient uptake in montane grassland ecosystems. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 31 (7): 1007–1014. p.

Bardgett, R. D., Yeates, G. W., Anderson, J. M. (2005): Patterns and determinants of soil biological diversity. 100–118. p. In: Bardgett, R. D., Usher, M. B., Hopkins, D. W. (Szerk.): *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge: Cambridge University Press. 429 p.

Bartha D. (2000): Erdőterület csökkenések, fafaj változások a Kárpát-medencében. 11-24. p. In: R. Várkonyi Á. (Szerk.): *Táj és történelem. Tanulmányok a történeti ökológia világából*. Budapest: Osiris. 374 p.

Bartha D., Csiszár Á., Zsigmond V. (2008): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). 63–76. p. In: Botta-Dukát Z., Balogh L. (Szerk.): *The Most Important Invasive Plants in Hungary*. Vácrátót: MTA – Ökológiai és Botanikai Intézet. 255 p.

Bartha D., Szmorad F., Tímár G. (2015): A fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) hazai helyzetének elemzése. http://www.okologia.mta.hu/sites/default/files/BARTHA_es_mtsai_Akac_attekintes_2014_vegleges.pdf. Keresőprogram: Google. Kulcsszó: akác. Lekérdezés időpontja: 20215.09.15.

Bálint P., Balogh N., Kelbert B., Radócz S., Tóth K. (2014): Fitomassza dinamika homoki gyepek szekunder szukcessziója során. In: *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 12 (1-2): 3–10. p.

Bärlocher, F. (2005): Leaf mass loss estimated by litter bag technique. 37–42. p. In: Graça, M. A. S., F. Bärlocher, M. O. Gessner, (Szerk.): *Methods to study litter decomposition: a practical guide*. Dordrecht (NL): Springer. 329 p.

Berki I. (1999): Az erdők tápanyag-ellátása. 536 – 558. p. In: Füleky Gy. (Szerk.): *Tápanyag-gazdálkodás*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 714 p.

Berthrong, S. T., Finzi, A. C. (2006): Amino acid cycling in three cold-temperate forests of the northeastern USA. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (5): 861-869. p.

Berthrong, S.T., Jobbágy, E.G., Jackson, R.B. (2009): A global meta-analysis of soil exchangeable cations, pH, carbon, and nitrogen with afforestation. In: *Ecological Applications*, 19 (8): 2228-2241. p.

Berthrong, S. T., PIneiro, G., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2012): Soil C and N changes with afforestation of grasslands across gradients of precipitation and plantation age. In: *Ecological Applications*, 22 (1): 76-86. p.

Berzsenyi Z. (2009): Az ötvenéves martonvásári tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében. In: Tartamkísérletek jelentősége a növénytermesztés fejlesztésében. Jubileumi tudományos konferencia, Martonvásár, 2009. október 15. 37–49.

Bezkorovaynaya, I. N. (2005): The formation of soil invertebrate communities in the Siberian afforestation experiment. 307-316. p. In Binkley, D., Menyailo, O. (Szerk.): *Tree Species Effects on Soils: Implications for Global Change*. Dordrecht (NL): Springer. 358 p.

Bidló A., Szűcs P., Horváth A., Király É., Hofmann E. (2014): Telepített kocsánytalan tölgy és akác fiatalosok hatása a talaj szénkészletére néhány dunántúli erdőtelepítés példáján. In: *Erdészettudományi Közlemények*, 4 (2): 121-133. p.

Birkás M. (2006): Környezetkímélő alkalmazkodó talajművelés. Gödöllő: Szent István Egyetem Kiadó. 368 p.

Birkas M., Bottlik L., Stingli A., Gyuricza Cs., Jolánkai, M. (2010): Effect of soil physical state on the earthworms in Hungary. In: *Applied and Environmental Soil Science*, 2010.

Blake, L., Mercik, S., Koerschens, M., Moskal, S., Poulton, P. R., Goulding, K. W. T., Weigel, A., Powlson, D., S. (2000): Phosphorus content in soil, uptake by plants and balance in three European long-term field experiments. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (3): 263-275. p.

Bocz E., (2002): A szántóföldi tartamkísérletek feladata és újabb értékelési módszerek kidolgozásának szükségessége. In: Tartamkísérletek, tájtermesztés, vidékfejlesztés. Nemzetközi konferencia, Debrecen, 2002. június 6–8. I. kötet. 106–111.

Bohn, H., McNeal, B. L., O'Conor, G. A. (1985): Talajkémia. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó. 363 p.

Bonan, G. B. (2008): Forests and climate change: forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. In: *Science*, 320 (5882): 1444-1449. p.

Bouché, M. (1977): Stratégies lombriciènnes. In: *Ecolical Bulletins*, 122–132. p.

Boulton, A. J., Boon, P. I. (1991): A review of methodology used to measure leaf litter decomposition in lotic environments: time to turn over an old leaf? In: *Marine and Freshwater Research*, 42 (1): 1-43. p.

Bouwman, A. F., Leemans, R. (1995): The role of forest soils in the global carbon cycle. 503-525. p. In: McFee, W. F., Kelly, F. M. (Szerk.): *Carbon forms and functions in forest soils*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America. 589 p.

Bray, J. R., Curtis, J. T. (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Southern Wisconsin. In: *Ecological Monographs*, 27: 325–349. p.

Bretfeld, G., (1999): Symphypleona. In Dunger, W., (Ed.), Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 2. Abh. Ber. NaturkMus. Görlitz, 71 (1), pp. 1–318.

Brown, K., Doube, B. M. (2004): Earthworm ecology. Second. CRC Press, Boca Raton, 213-239.

Brussaard, L., de Ruiter, P. C., Brownc, G. B. (2007): Soil biodiversity for agricultural sustainability. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121 (3): 233–244. p.

Burner, D. M., Pote, D. H., Ares, A. (2005): Management effects on biomass and foliar nutritive value of *Robinia pseudoacacia* and *Gleditsia triacanthos* f. inermis in Arkansas, USA. In: *Agroforestry Systems*, 65 (3): 207–214. p.

Buzás I., Fekete A. (1979): Műtrágyázási irányelvek és üzemi számítási módszer. MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központ. Budapest.

Campagnaro, T., Brundu, G., Sitzia, T. (2018): Five major invasive alien tree species in European Union forest habitat types of the Alpine and Continental biogeographical regions. In: *Journal for Nature Conservation*, 43: 227–238. p.

Canadell, J. G., Raupach, M. R. (2008): Managing forests for climate change mitigation. In: *Science*, 320 (5882): 1456-1457. p.

Carnus, J. M., Parrotta, J., Brockerhoff, E., Arbez, M., Jactel, H., Kremer, A., Lamb, D., O'Hara K., Walters, B. (2006): Planted forests and biodiversity. In: *Journal of Forestry*, 104 (2): 65-77. p.

CBD (2010): Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets. http://www.cbd.int/decisions/cop

CEU (2014): New EU Forest strategy: conclusions adopted by the Council. Council of the European Union, Brussels.

Chan, K. Y. (2001): An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity-implications for functioning in soils. In: Soil and Tillage Research, 57 (4): 179-191. p.

Chauvat, M., Wolters V., Dauber J. (2007): Response of collembolan communities to land-use change and grassland succession. In: *Ecography*, 30: 183–192. p.

Chen, C. R., Condron, L. M., Davis, M. R., Sherlock, R. R. (2000): Effects of afforestation on phosphorus dynamics and biological properties in a New Zealand grassland soil. In: *Plant and Soil*, 220 (1-2): 151-163. p.

Chen, C. R., Condron, L. M., Xu, Z. H. (2008): Impacts of grassland afforestation with coniferous trees on soil phosphorus dynamics and associated microbial processes: a review. In: *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 396-409. p.

Chirino-Valle, I., Davis, M. R., Condron, L. M., (2016): Impact of different tree species on soil phosphorus immediately following grassland afforestation. In: *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 16 (2): 477-489. p.

Coleman, D. (2008): From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 40: 271–289. p.

Collins, H. P., Elliott, E. T., Paustian, K., Bundy, L. G., Dick, W. A., Huggins, D. R., Smucker, A. J. M., Paul, E. A., (2000): Soil carbon pools and fluxes in long-term corn belt agroecosystems. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 32 (2): 157-168. p.

Copenhaver, M. D., Holland, B. (1988): Computation of the distribution of the maximum studentized range statistic with application to multiple significance testing of simple effects. In: *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 30: 1-15. p.

Cortet, J., Ronce, D., Poinsot-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux P., de Fonseca J. P. C. (2002): Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of microarthropod communities in arable crop systems. In: *European Journal of Soil Biology*, 38 (3–4): 239–244. p.

Crittenden, S. J., Eswaramurthy, T., De Goede, R. G. M., Brussaard, L., Pulleman, M. M. (2014): Effect of tillage on earthworms over short-and medium-term in conventional and organic farming. In: *Applied Soil Ecology*, 83: 140-148. p.

Cubbage, F., MacDonagh, P., Júnior, J. S., Rubilar, R., Donoso, P., Ferreira, A., Hoeflich, V., Olmos, V. M., Ferreira, G., Balmelli, G., Siry, J., Báez, M. N., Alvarez. J. (2006): Timber investment returns for selected plantations and native forests in South America and the southern United States. In: *New Forests*, 33: 237–255. p.

Culik, M. P., Souza, J. L., Ventura, J.A. (2002): Biodiversity of Collembola in tropical agricultural environments of Espírito Santo, Brazil. In: *Applied Soil Ecology*, 21 (1): 49–58. p.

Cunningham, S. C., Metzeling, K. J., Mac Nally, R., Thomson, J. R., Cavagnaro, T. R., (2012): Changes in soil carbon of pastures after afforestation with mixed species: sampling, heterogeneity and surrogates. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 158: 58-65. p.

Cunningham, S. C., Mac Nally, R., Baker, P. J., Cavagnaro, T. R., Beringer, J., Thomson, J. R., Thompson, R. M. (2015): Balancing the environmental benefits of reforestation in agricultural regions. In: *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics*, 17 (4): 301–317. p.

Curry, J. P., (2004): Factors affecting the abundance of earthworms in soils. In: Edwards, C. (Ed.), Earthworm Ecology. , 2nd edition. CRC Press, Boca Raton.

Csathó P. (2004): A talaj-növény rendszer tápelem-forgalmának agronómiai és környezetvédelmi vonatkozásai. MTA Doktori disszertáció pp 176. Budapest

Csathó P., Magyar M., Osztoics E., Debreczeni K., Sárdi K. (2012): Talaj- és diagnosztikai célú növényvizsgálati módszerek kalibrálása az OMTK kísérletekben. II. Környezetvédelmi célú talaj P-teszt módszerek összehasonlítása a tartamkísérletek talajaiban. In: *Agrokémia és Talajtan*, 61 (1): 117–132. p.

Csathó P., Kádár I. (2013): A foszfortrágyázás 22 éves utóhatása mészlepedékes csernozjom talajon. In: *Agrokémia és Talajtan*, 62: 99–114. p.

Cserni I. (1983): A talaj AL-oldható foszfortartalmának alakulása évenkénti és feltöltő műtrágyázás esetén, lepelhomok talajon. In: *Agrokémia és Talajtan*, 32: 1-2. p.

Csuzdi Cs, Zicsi A. (2003): Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta, Lumbricidae) Budapest: Hungarian Natural History Museum. 271 p.

Dale, V. H., Joyce, L. A., McNulty, S., Neilson, R. P., Ayres, M. P., Flannigan, M. D., Hanson, P. J., Irland, L. C., Lugo, A. E., Peterson, C. J., Simberloff, D., Swanson, F. J., Stocks, B. J., Wotton B.M. (2001): Climate change and forest disturbances: climate change can affect forests by altering the frequency, intensity, duration, and timing of fire, drought, introduced species, insect and pathogen outbreaks, hurricanes, windstorms, ice storms, or landslides. In: *BioScience*, 51 (9): 723–734. p.

Dányi L., Traser G. (2008): An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). In: *Opuscula Zoologica*, 38: 3–82. p.

Deák Sz. (1998): A N-műtrágyázás hatása a talajszelvény nitrát- és ammónium-N tartalmára. Pannon Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar. Mosonmagyaróvár. p. 42.

Debeljak, M., Cortet, J., Demšar, D., Krogh, P. H., Džeroski, D. (2007): Hierarchical classification of environmental factors and agricultural practices affecting soil fauna under cropping systems using Bt maize. In: *Pedobiologia*, 51 (3): 229–238. p.

Debreczeni B. (1994): Magyarországi trágyázási tartamkísérletek. 115-117. p. In: Debreczeni B., Debreczeni B.-né (Szerk.) *Trágyázási kutatások 1960-1990*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Debreczeni B., Debreczeni B-né (Szerk.) (1994): Trágyázási kutatások, 1960-1990. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Debreczeni B., Németh T. (2009): Az Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek (OMTK) kutatási eredményei (1967–2001). Budapest: Akadémia Kiadó. 478 p.

Deharveng, L. (1982): Cle de determination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la region Mediterraneenne, avec description de deux nouveaux genres. In: *Trav. Lab. Ecobiol. Arthr. Edaph.*, 3: 7–13. p.

Deharveng, L. (1996): Soil Collembola diversity, endemism, and reforestation: a case study in the Pyrenees (France). In: *Conservation Biology*, 10: 74–84. p.

Dekemati, I., Simon B., Bogunovic, I., Kisic, I., Kassai K., Kende Z., Birkás, M. (2020): Long Term Effects of Ploughing and Conservation Tillage Methods on Earthworm Abundance and Crumb Ratio. In: *Agronomy*, 10 (10): 1552. p.

Del Galdo, I., Six, J., Peressotti, A., Cotrufo, F. M., (2003): Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fractionation and stable C isotopes. In: *Global Change Biology*, 9 (8): 1204-1213. p.

Demeny K., Centeri, Cs. (2008): Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. In: *Cereal Research Communications*, 36: 1739-1742. p.

Deng, Q., McMahon, D. E., Xiang, Y., Yu, C. L., Jackson, R. B., Hui, D. (2017): A global meta-analysis of soil phosphorus dynamics after afforestation. In: *New Phytologist*, 213 (1): 181-192. p.

Divito, G. A., Rozas, H. R. S., Echeverría, H. E., Studdert, G. A., Wyngaard, N. (2011): Long term nitrogen fertilization: Soil property changes in an Argentinean Pampas soil under no tillage. In: *Soil and Tillage Research*, 114 (2): 117-126. p.

Dövényi Z. (ed.) (2010): Gödöllői-dombság. In: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest. pp. 705-709.

Dunger, W. (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagesbaues. In: *Abh Ber Naturkundemus Görlitz*, 43 (1): 256. p.

Dunger, W., Schulz, H. J., Zimdars, B. (2002): Colonization behaviour of Collembola under different conditions of dispersal. In: *Pedobiologia*, 46: 316–327. p.

Dunn, O. J. (1964): Multiple comparisons using rank sums. In: *Technometrics*, 6: 241-252. p.

Edwards, C. A. (2004): The importance of earthworms as key representatives of the soil fauna. In: *Earthworm Ecology*, 2: 3-11. p.

Ellison, D., N. Futter, M., Bishop, K. (2012): On the forest cover–water yield debate: from demand-to supply-side thinking. In: *Global Change Biology*, 18 (3): 806-820. p.

FAO Global forest resource assessment (2001): United Nations Food and Agriculture Organization (UN FAO), New York, New York, USA

FAO Global Forest Resources Assessment (2015): FAO forestry paper no. 1. Rome, Italy: UN Food and Agriculture Organization.

Farley, K. A., Kelly, E. F. (2004): Effects of afforestation of a Páramo grassland on soil nutrient status. In: *Forest Ecology and Management*, 195 (3): 281-290. p.

Farley, K. A., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2005): Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy. In: Global Change Biology, 11 (10): 1565-1576. p.

Farley, K. A., Piñeiro, G., Palmer, S. M., Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2008): Stream acidification and base cation losses with grassland afforestation. In: *Water Resources Research*, 44 (7): 1-11. p.

Filser, J., Mebes, K. H., Winter, K., Lang, A., Kampichler, C. (2002): Long-term dynamics and interrelationships of soil Collembola and microorganisms in an arable landscape following land use change. In: *Geoderma*, 105: 201–221. p.

Fjellberg, A. (1980): Identification keys to Norwegian Collembola. Norsk Entomologisk Forening, 1–152.

Fjellberg, A. (1998): The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha. In: *Fauna Entomologica Scandinavica*, 35: 1–184. p.

Frampton, G. K. (1997): The potential of Collembola as indicators of pesticide usage: evidence and methods from the UK arable ecosystem. In: *Pedobiologia*, 41: 179–184. p.

Frisnyák S. (2015): A Kárpát-medence tájhasználati rendszere a 18. században. In: *Közép-Európai Közlemények*, 8 (3): 80-88. p.

Fründ, H. C., Graefe, U., Tischer, S. (2011): Earthworms as bioindicators of soil quality. In Biology of Earthworms (pp. 261-278). Springer, Berlin, Heidelberg.

Füleky Gy., Debreczeni B. (1991): Tápelem-felhalmozódások 17 éves kukorica monokultúra talajában. In: *Agrokémia és Talajtan*, 40: 119-130. p.

Füleky Gy., Kovács K. (1993): A tartós trágyázás hatásai a gödöllői barna erdőtalajon folyó tartamkísérletben. III. A talaj tulajdonságai. In: *Növénytermelés*, 42 (6): 527-537. p.

Füleky Gy., Debreczeni B. (1994): A hosszan tartó műtrágyázás hatása a gödöllői rozsdabarna erdőtalaj tulajdonságaira. 115-117. p. In: Debreczeni B., Debreczeni B.-né (Szerk.) *Trágyázási kutatások 1960-1990*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Füleky Gy, Kovács K. (1994): A nitrogén-műtrágyázás hatása a talaj nitrát-N forgalmára tartamkísérletekben. 122-124. p. In: Debreczeni B., Debreczeni B.-né (Szerk.) *Trágyázási kutatások 1960-1990*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Füleky Gy, Kovács K, Debreczeni B. (1994a): A P-műtrágyázás hatása a rozsdabarna erdőtalaj AL-P_2O_5 tartalmára. 134-136. p. In: Debreczeni B., Debreczeni B.-né (Szerk.) *Trágyázási kutatások 1960-1990*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Füleky Gy, Kovács K, Debreczeni B. (1994b): A kálium-műtrágyázás hatása a rozsdabarna erdőtalaj AL-oldható káliumtartalmára. 145-147. p. In: Debreczeni B., Debreczeni B.-né (Szerk.) *Trágyázási kutatások 1960-1990*. Budapest: Akadémiai Kiadó. 410. p.

Füleky Gy, Tasi J. (1998): Arable field utilization with grassland after long-term intensive cropping. In: Nagy G, Peto K (szerk.): Ecological aspects of grassl and management: Proceedings of the 17th General Meeting of the European Grassland Federation. 1033 p. Konferencia helye, ideje: Debrecen, Magyarország, 1998.05.18-

1998.05.21. Debrecen: Debreceni Agrártudományi Egyetem. (DATE), 1998. pp. 921-924. (Grassland science in Europe ; vol. 3.)
Füleky Gy. (2008): Results of 30-year-old fertilisation experiment. In: *Acta Agronomica Hungarica*, 53 (3): 265-273. p.
Füleky Gy. (2014): Accumulation and depletion of fertilizer originated Nitrate-N and Ammonium-N in deeper soil layers. In: *Columella: Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 1 (2): 7-16. p.
Gao, Y., Dang, P., Zhao, Z. (2018): Effects of afforestation on soil carbon and its fractions: a case study from the Loess Plateau, China. In*: Journal of Forestry Research*, 29: 1291–1297. p.
Geary, T. F. (2001): Afforestation in Uruguay-study of a changing landscape. In: *Journal of Forestry*, 99: 35–39.
Geissen, V., Illmann, J., Flohr, A., Kahrer, R. Brümmer, G. W. (1997): Effects of liming and fertilization on Collembola in forest soils in relation to soil chemical parameters. In: *Pedobiologia*, 41 (1): 194–201. p.
Geissen, V., Kampichler, C. (2004): Limits to the bioindication potential of Collembola in environmental impact analysis: a case study of forest soil-liming and fertilization. In: *Biology and Fertility of Soils*, 39 (6): 383–390. p.
Gencsi L., Vancsura R. (1997): Dendrológia. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 728 p.
Gessner, M. O., Newell, S. Y. (1997): Bulk quantitative methods for the examination of eukaryotic organoosmotrophs in plant litter. In: Hurst C. J., Knudsen G., McInerney M., Stetzenbach L.D.&WalterM.(eds). Manual of Environmental Microbiology. ASM Press, Washington, DC. 295.
Ghilarov, M. S., (1979): Soil fauna of brown soil in the Caucasus beech and fir mixed forests and some other communities. In: *Pedobiologia*, 19: 408–424. p.
Gibbs, H. K., Ruesch, A. S., Achard, F., Clayton, M. K., Holmgren, P., Ramankutty, N., Foley, J. A. (2010): Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (38): 16732-16737. p.
Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., Beard, K. H. (2010): A meta-analytic review of corridor effectiveness. In: *Conservation Biology*, 24 (3): 660–668. p.
Giller, K. E., Beare, M. H., Lavelle, P., Izac, A. M. N., Swift, M.J. (1997): Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. In: *Applied Soil Ecology*, 6: 3–16. p.
Godo, Z. (2011): Agro-ökológia. Digitális Tankönyvtár, TAMOP, 4(5).
GPFLR (2013): The Bonn Challenge and Landscape Restoration. Global Partnership of Forest Landscape Restoration, Washington.
Gong, W., Yan, X., Wang, J., Hu, T., Gong, Y. (2009): Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat–maize cropping system in northern China. In: *Geoderma*, 149 (3-4): 318-324. p.
Grunewald, H., Brandt, K. V. B., Schneider, B. U., Bens, O., Kendzia, G., Hüttl, L. F. (2007): Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes. In: *Ecological Engineering*, 29 (4): 319–328. p.
Gruss, I. A., Twardowski, J. P. (2012): Quantitative and ecological characteristic of springtails (Hexapoda: Collembola) assemblages on winter rye field, cultivated in a long-term monoculture and five-crop rotation. In: *Journal of Research and Applications in Agricultural Engineering*, 57 (3): 129–132. p.
Gulyás M. (2017): Biogázüzemi erjesztési maradék mezőgazdasági felhasználásának vizsgálata. Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola. Doktori értekezés.
Gundersen, P., Schmidt, I. K., Raulund-Rasmussen, K. (2006): Leaching of nitrate from temperate forests effects of air pollution and forest management. In: *Environmental Reviews*, 14: 1–57. p.
Guo, L. B., Gifford, R. M. (2002): Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. In: *Global Change Biology*, 8 (4): 345-360. p.
Gyuricza Cs. (2010): Energetikai faültetvény létesítésére alkalmas fajok és fajták (1.). https://www.farmit.hu/sites/default/files/GyuriczaCs_2010szept.pdf. Keresőprogram: Google. Kulcsszó: akác. Lekérdezés időpontja: 2015.09.15.
Haggar, J., Wightman, K., Fisher, R. (1997): The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. In: *Forest Ecology and Management*, 99 (1–2): 55–64. p.
Hammer, Ř., Harper, D. A. T., Ryan, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. In: *Palaeontologia Electronica*, 4: 1–9. p.
Harta I., Gulyás M., Füleky Gy. (2016): Műtrágyázás tartamhatásának vizsgálata akácosban. In: *Agrokémia és Talajtan*, 65 (1): 31–45. p.
Hasegawa M., Fukuyama K., Makino S. I., Okochi I., Goto H., Mizoguchi T., Sakata T., Tanaka H. (2006): Collembolan community dynamics during deciduous forests regeneration in Japan. In: *Pedobiologia*, 50: 117–126. p.
Haynes, R. J., Naidu, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51 (2): 123–137. p.
Heiniger, C., Barot, S., Ponge, J. F., Salmon, S., Botton-Divet, L., Carmignac, D., Dubs, F. (2014): Effect of habitat spatiotemporal structure on collembolan diversity. In: *Pedobiologia*, 57 (2): 103-117. p.

Hiol, F. H., Dixton, R. K., Curl, E. A. (1994): The feeding preference of mycophagous Collembola varies with the ectomycorrhizal symbiont. In: *Mycorrhiza*, 5: 99–103. p.
Holanda, F. S. R., Mengel, D. B., Paula, M. B., Carvaho, J. G., Bertoni, J. C. (1998): Influence of crop rotations and tillage systems on phosphorus and potassium stratification and root distribution in the soil profile. In: *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 29 (15-16): 2383-2394. p.
Hong, S., Piao, S., Chen, A., Liu, Y., Liu, L., Peng, S., Sardans, J., Sun, Y., Peñuelas, J., Zeng, H. (2018): Afforestation neutralizes soil pH. In: *Nature communications*, 9 (1): 520. p.
Hoogmoed, M., Cunningham, S. C., Thomson, J. R., Baker, P. J., Beringer, J., Cavagnaro, T. R. (2012): Does afforestation of pastures increase sequestration of soil carbon in Mediterranean climates?. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159: 176-183. p.
Hoogmoed, M., Cunningham, S. C., Baker, P. J., Beringer, J., Cavagnaro, T. R. (2014): Is there more soil carbon under nitrogen-fixing trees than under non-nitrogen-fixing trees in mixed-species restoration plantings?. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 188: 80-84. p.
Hooker, T. D., Compton, J. E. (2003): Forest ecosystem carbon and nitrogen accumulation during the first century after agricultural abandonment. In: *Ecological Applications*, 13 (2): 299-313. p.
Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., Wardle, D. A. (2005): Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. In: *Ecological Monographs*, 75 (1): 3–35. p.
Hopkin, S. P. (1997): Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). Oxford: Oxford University Press. 330 p.
Huang, Z., Ouyang, Z., Li, F., Zheng, H., Wang, X. (2010): Response of runoff and soil loss to reforestation and rainfall type in red soil region of southern China. In: *Journal of Environmental Science*, 22: 1765–1773.
Huhta, V., Ojala, R. (2006): Collembolan communities in deciduous forests of different origin in Finland. In: *Applied Soil Ecology*, 31 (1-2): 83–90. p.
Huhta, V. (2007): The role of soil fauna in ecosystems: A historical review. In: *Pedobiologia*, 50(6): 489-495.
Hui, A., Marraffa, J. M., Stork C. M. (2004): A rare ingestion of the Black Locust tree. In: *Journal of Toxicology. Clinical Toxicology*, 42 (1): 93–95. p.
Hutcheson, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. In: *Journal of Theoretical Biology*, 29 (1): 151–154. p.
IBM Corp. Released (2011): IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. IBM Corp., Armonk, NY.
IPCC (2000): Land Use, Land-use Change, and Forestry. Cambridge University Press, Cambridge, 377 pp.
IPCC (2007): Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III tot he Fourth Assesment Report of the Intergrowernmental Panel on Climate Change, 2007. Cambridge University Press, Cambridge.
ISO 23611-1:2006, Soil Quality–Sampling of Soil Invertebrates–Part 1: Hand-Sorting and Formalin Extraction of Earthworms.
IUSS WORKING GROUP (2014): World reference base for soil resources 2014 international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO, Rome. p 298.
Jackson, R. B., Jobbágy, E. G., Avissar, R., Roy, S. B., Barrett, D. J., Cook, C. W., Farley, K. A., le Maitre, D. C., McCarl, B. A., Murray, B. C. (2005): Trading water for carbon with biological carbon sequestration. In: *Science*, 310 (5756): 1944–1947. p.
Jagadamma, S., Lal, R., Hoeft, R. G., Nafziger, E. D., Adee, E. A. (2008): Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil properties and their relationship to crop yield in the central Corn Belt, USA. In: *Soil and Tillage Research*, 98 (2): 120-129. p.
Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkkinen, K. Byrne, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. In: *Geoderma*, 137 (3-4): 253-268. p.
Janssens, F., Christiansen, K. A. (2011): Class Collembola Lubbock, 1870. In: Zhang, Z.-Q. (Ed.), Animal biodiversity: An outline of higher-level classification and survey of taxonomic richness. In: *Zootaxa*, 3148: 192–194. p.
Jastrow, J. D., Amonette, J. E., Bailey, V. L. (2007): Mechanisms controlling soil carbon turnover and their potential application for enhancing carbon sequestration. In: *Climatic Change*, 80 (1-2): 5-23. p.
Járó Z. (1982): Az akác termőhelyigénye és termesztése. In: *Az Erdő*, 31 (4): 155–157. p.
Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2001): The distribution of soil nutrients with depth: global patterns and the imprint of plants. In: *Biogeochemistry*, 53 (1): 51-77. p.
Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2003): Patterns and mechanisms of soil acidification in the conversion of grasslands to forests. In: *Biogeochemistry*, 64: 205–229. p.
Jobbágy, E. G., Jackson, R. B. (2004): The uplift of soil nutrients by plants: biogeochemical consequences across scales. In: *Ecology*, 85 (9): 2380-2389. p.
Jongman, R. H. G. (2002): Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. In: *Landscape Urban Plan*, 58: 211–221. p.

Jordana, R., Arbea, J. I., Moraza, L., Montenegro, E., Mateo, M. D., Hernandez, M. A., Herrera, L. (1987): Effect of reafforestation by conifers in natural biotopes of middle and South Navarra (Northern Spain). In: *Revue Suisse de Zoologie*, 94: 491–502. p.

Jordana, R., Arbea, J. I., Carlos Simón, M. J. L., (1997): Collembola, Poduromorpha. Fauna Iberica, Vol. 8. Museo National de Ciencias Naturales, Madrid. pp. 1–807.

Jordana, R. (2012): Capbryinae & Entomobryini. In Dunger, W., Burkhardt, U. (Eds.), Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 7/1. Soil Organisms, 84:1. 1–390.

Kaczmarek, M., Kajak, A. (1997): Microarthropods and decomposition processes in meadows of various plant species richness. In: *Ekologia Polska*, 45 (3-4): 795-813. p.

Kalia, A., Gosal, S. K. (2011): Effect of pesticide application on soil microorganisms. In: *Archives of Agronomy and Soil Science*, 57: 569–596. p.

Kaneda, S., Kaneko, N. (2008): Collembolans feeding on soil affect carbon and nitrogen mineralization by their influence on microbial and nematode activities. In: *Biology and Fertility of Soils*, 44: 435–442. p.

Kanowski, J., Catterall, C. P., Wardell-Johnson, G. W., Proctor, H., Reis, T. (2003): Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. In: *Forest Ecology and Management*, 183 (1-3): 265–280. p.

Kanzler, M., Böhm, C., Freese, D. (2015): Impact of P fertilisation on the growth performance of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in a lignite post-mining area in Germany. In: *Annals of Forest Research*, 58 (1): 39-54. p.

Kádár I. (1992): A növénytáplálás alapelvei és módszerei. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.

Kádár I., Szemes I. (1994): A nyírlugosi tartamkísérlet 30 éve. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete. Budapest.

Kádár I., Márton L., Németh T., Szemes I. (2007): Meszezés és műtrágyázás hatása a talajra és növényre a 44 éves nyírlugosi tartamkísérletben. In: *Agrokémia és Talajtan*, 56 (2): 255–270. p.

Kádár I., Németh T. (2003): Mikroelem-szennyezők kimosódásának vizsgálata szabadföldi terheléses tartamkísérletben. In: *Agrokémia és Talajtan*, 52 (3-4): 315–330. p.

Kladivko, E. J. (2001): Tillage systems and soil ecology. In: *Soil & Tillage Research*, 61: 61–76. p.

Konkoly-Gyuró É., Balázs P. (2016): Erdőborítás-változás a Kárpát-medence térségében a 19. század közepétől napjainkig. In: *Erdészettudományi Közlemények*, 6 (1): 79-97. p.

Kováč, L., Miklisová, D. (1997): Collembolan communities (Hexapoda: Collembola) in arable soils of East Slovakia. In: *Pedobiologia*, 41: 62–68. p.

Kováč, L., L'uptáčik, P., Miklisová, D, Mati, R. (2001): Soil Oribatida and Collembola communities across a land depression in an arable field. In: *European Journal of Soil Biology*, 37: 285–289. p.

Kovács K., Füleky Gy. (1991): Trágyázási tartamkísérlet eredményei gödöllői barna erdőtalajon 1972-1990. Gödöllő: Gödöllői Agrártudományi Egyetem (GATE). 274 p.

Kovács K., Füleky Gy. (1994): A humusztartalom változása barna erdőtalajon In: Debreczeni Béla, Debreczeni Béláné (szerk.) Trágyázási kutatások 1960-1990. Budapest: Aka démiai Kiadó, 1994. pp. 120-124.

Körschens, M. (2006): The importance of long-term experiments for soil science and environmental research – a review. In: *Plant, Soil and Enviroment*, 52: 1–8. p.

KSH (2019): Hungarian Central Statistical Office: Dissemination database. http://statinfo.ksh.hu/Statinfo/ [accessed 14.03.14.]. Keresőprogram: Google. Kulcsszó: KSH. Lekérdezés időpontja: 2021.06.30.

Laganière, J., Angers, D. A., Pare, D. (2010): Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. In: *Global Change Biology*, 16 (1): 439-453. p.

Lagerlöf, J., Andrén, O. (1991): Abundance and activity of Collembola, Protura, and Diplura (Insecta, Apterygota) in four cropping systems. In: *Pedobiologia*, 35: 337–350. p.

Lal, R. (2004): Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. In: *Science*, 304 (5677), 1623-1627. p.

Laurance, W. F., Sayer, J., Cassman, K. G. (2014): Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. In: *Trends in Ecology & Evolution*, 29: 107–116. p.

Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Pierre-Armand, R., Ineson, P., Heal, O.W. Dhillion, S. (1997): Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. In: *European Journal of Soil Biology*, 33 (4): 159–193. p.

Law, B. E., Hudiburg, T. W., Berner, L. T., Kent, J. J., Buotte, P. C., Harmon, M. E. (2018): Land use strategies to mitigate climate change in carbon dense temperate forests. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 115: 3663–3668. p.

Lawson, S. S., Michler, C. H. (2014): Afforestation, restoration and regeneration – Not all trees are created equal. In: *Journal of Forestry Research*, 25: 3–20.p.

Lazzaro, L., Mazza, G., d'Errico, G., Fabiani, A., Giuliani, C. Inghilesi, A. F., Lagomarsino, A., Landi, S., Lastrucci, L., Pastorelli, R., Roversi, P. F., Torrini, G., Tricarico, E., Foggi, B. (2018): How ecosystems change following invasion by *Robinia pseudoacacia*: Insights from soil chemical properties and soil microbial, nematode, microarthropod and plant communities. In: *Science of the Total Environment*, 622: 1509-1518. p.

Lee, X., Goulden, M. L., Hollinger, D. Y., Barr, A., Black, T. A., Bohrer, G., (…) Zhao, L. (2011): Observed increase in local cooling effect of deforestation at higher latitudes. In: *Nature*, 479 (7373): 384-387. p.

Legendre, P., Legendre, L. (2012) Numerical ecology, 3 English. Elsevier, Amsterdam, p 1006

Lett B., Stark M., Horváth S. (2016): Amit a számok mutatnak az erdővagyon-gazdálkodásról – Naturáliák és ökonómia. Sopron: Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó.

Li, X., Zhao, B., Li, X., Li, Y., Sun, R., Zhu, L., (...) Zhang, F. (2005): Effects of different fertilization systems on soil microbe and its relation to soil fertility. In: *Zhongguo nongye kexue*, 38 (8): 1591-1599. p.

Li, D. Z., Niu, S.L., Luo, Y.Q. (2012): Global patterns of the dynamics of soil carbon and nitrogen stocks following afforestation: a meta-analysis. In: *New Phytology*, 195: 172–181. p.

Li, C., Yan, K., Tang, L., Jia, Z., Li, Y. (2014): Change in deep soil microbial communities due to long-term fertilization. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 75: 264-272. p.

Li, X., Li, Y., Peng, S., Chen, Y., Cao, Y. (2019): Changes in soil phosphorus and its influencing factors following afforestation in Northern China. In: *Land Degradation & Develpoment*, 30: 1655–1666. p.

Lindenmayer, D. B., Hobbs, R. J. Salt D. (2003): Plantation forests and biodiversity conservation. In: *Australian Forestry*, 66 (1): 62–66. p.

Lindenmayer, D. B., Hobbs, R. J. (2004): Fauna conservation in Australian plantation forests – a review. In: *Biological Conservation*, 119 (2): 151–168. p.

Liu, M., Han, G., Zhang, Q. (2020): Effects of agricultural abandonment on soil aggregation, soil organic carbon storage and stabilization: Results from observation in a small karst catchment, Southwest China. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 288: 106719. p.

Loch J. (1999): A trágyázás agrokémiai alapjai. 228 – 268. p. In: Füleky Gy. (Szerk.): *Tápanyag-gazdálkodás*. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 714 p.

Lupwayi, N. Z., Clayton, G. W., O'Donovan, J. T., Harker, K. N., Turkington, T. K., Soon, Y. K. (2007): Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. In: *Soil and Tillage Research*, 95 (1-2): 231-239. p.

Luyssaert, S., Schulze, E. D., Börner, A., Knohl, A., Hessenmöller, D., Law, B. E., Ciais, P., Grace, J. (2008): Old-growth forests as global carbon sinks. In: *Nature*, 455 (7210): 213. p.

Ma, C., Yin, X., Xu, H., Tao, Y. (2019): Responses of soil Collembolans to vegetation restoration in temperate coniferous and broad-leaved mixed forests. In: *Journal of Forestry Research*, 31 (6): 2333-2345. p.

MacDonald, G. K., Bennett, E. M., Taranu, Z. E. (2012): The influence of time, soil characteristics, and land-use history on soil phosphorus legacies: a global metaanalysis. In: *Global Change Biology*, 18: 1904–1917. p.

Macdonald, C. A., Thomas, N., Robinson, L., Tate, K. R., Ross, D. J., Dando, J., Singh, B. K. (2009): Physiological, biochemical and molecular responses of the soil microbial community after afforestation of pastures with Pinus radiata. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 41: 1642–1651. p.

Mackey, B., Prentice, I. C., Steffen, W., House, J. I., Lindenmayer, D., Keith, H., Berry, S. (2013): Untangling the confusion around land carbon science and climate change mitigation policy. In: *Nature Climate Change*, 3 (6): 552. p.

Mäkipää, R. (1994): Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. In: *Silva Fennica*, 28 (2): 81–94. p.

Mallarino, A. P., Borges, R. (2006): Phosphorus and potassium distribution in soil following long-term deep-band fertilization in different tillage systems. In: *Soil Science Society of America Journal*, 70 (2): 702-707. p.

Mantovani, D., Veste, M., Boldt-Burisch, K., Fritsch, S., Koning, L. A. Freese, D. (2015): Carbon allocation, nodulation, and biological nitrogen fixation of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) under soil water limitation. In: *Annals of Forest Research*, 58 (2): 1–16. p.

Mbuthia, L. W., Acosta-Martínez, V., DeBruyn, J., Schaeffer, S., Tyler, D., Odoi, E., Mpheshea, M., Walker, F., Eash, N. (2015): Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 89: 24-34. p.

McLauchlan, K. K., Hobbie, S. E., Post, W. M. (2006): Conversion from agriculture to grassland builds soil organic matter on decadal timescales. In: *Ecological Applications*, 16 (1): 143-153. p.

McNaughton, S. J. (1967): Relationship among functional properties of California grassland. In: *Nature* 216: 168–169. p.

Mebes, K. H., Filser, J. (1997): A method for estimating the significance of surface dispersal for population fluctuations of Collembola in arable land. In: *Pedobiologia*, 41: 115–122. p.

Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S. (2017): Microarthropods biodiversity in natural, seminatural and cultivated soils-QBS-ar approach. In: *Applied Soil Ecology*, 123: 740-743. p.

Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S., Bodini, A. (2018): Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. In: *Ecological Indicators*, 85:773–780. p.

Meyfroidt, P., Lambin, E. F. (2011): Global forest transition: prospects for an end to deforestation. In: *Annual Review of Environment and Resources*, 36: 343–371. p.

Michie, M. G. (1982): Use of the Bray-Curtis similarity measure in cluster analysis of foraminiferal data. In: *Mathematical Geology*, 14 (6): 661–667. p.

Miransari, M. (2011): Soil microbes and plant fertilization. In: *Applied Microbiology and Biotechnology*, 92 (5): 875-885. p.

Mirmanto, E., Proctor, J., Green, J., Nagy, L., Suriantata (1999): Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 354 (1391): 1825–1829. p.

MSZ 20135:1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása.

MSZ 08-0205:1978. A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ 08-0206-2:1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenolftalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos (yˇ1^-érték) és kicserélődési aciditás (yˇ2^-érték)).

MSZ 08-0452-2:1980. Nagyteljesítményű műszersorok alkalmazása talajvizsgálatokban. A talaj szerves széntartalmának mennyiségi meghatározása Contiflo műszersoron.

MSZ 08-1783-2-6:1983. Nagy teljesítményű műszersorok alkalmazása a növényvizsgálatokban.

Munro, N. T., Fischer, J., Wood, J., Lindenmayer, D.B. (2009): Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. In: *Ecological Applications*, 19 (5): 1197–1210. p.

Munteanu, C., Kuemmerle, T., Boltiziar, M., Butsic, V., Gimmi, U., Halada, L., Kaim, D., Király G., Konkoly-Gyúró É., Kozak J., Lieskovský, J., Mojses, M., Müller, D., Ostafin, K., Ostapowicz, K., Shandra, O., Stych, P., Walker, S., Radeloff, V. C. (2014): Forest and agricultural land change in the Carpathian region – A meta-analysis of long-term patterns and drivers of change. In: *Land Use Policy*, 38:685–697. p.

Murcia, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. In: *Trends in Ecology & Evolution*, 10 (2): 58-62. p.

Muturi, J. J., Mbugi, J. P., Mueke, J. M., Lagerlóf, J., Mungatu, J. K., Nyamasyo, D., Gikungu, M. (2009): Collembola density and diversity along a gradient of land-use types in Embu district, Eastern Kenya. In: *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 11: 361–369. p.

Navascués, M., Emerson, B. C. (2007): Natural recovery of genetic diversity by gene flow in reforested areas of the endemic Canary Island pine, *Pinus canariensis*. In: *Forest Ecology and Management*, 244 (1-3): 122-128. p.

Németh T., Várallyay Gy. (1998): A trágyázás és tápanyag utánpótlás jelenlegi helyzete és lehetőségei. In: *Agrofórum*, 9 (13): 2–4. p.

Ockert, J. (2006): Biomasse- und Nährstoffbilanzierung für einen unterschiedlich gedüngten 11jährigen Robinienbestand (*Robinia pseudoacacia* L.) auf einer ehemaligen landwirtschaftlichen Dauerversuchsfläche bei Gödöllő (Ungarn). Diplomaarbeit, Westungarische Universität, Sopron, 157 p.

O'Connell, A. M., Grove, T. S., Mendham, D. S., Rance, S. J. (2003): Changes in soil N status and N supply rates in agricultural land afforested with eucalypts in south-western Australia. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 35 (12): 1527-1536. p.

Ojala, R., Huhta, V. (2001): Dispersal of microarthropods in forest soil. In: *Pedobiologia*, 45: 443–450. p.

Oliver, C. D., Larson, B. C. (1996): Forest stand dynamics: updated edition. John Wiley and sons.

Örösi P. (1989): Méhek között. Budapest: Börze. 635 p.

Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Pacala, S., McGuire, A. D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D. (2011): A large and persistent carbon sink in the world's forests. In: *Science*, 333 (6045): 988–993. p.

Paoletti, M. G. (1999): The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 74 (1-3): 137-155. p.

Parfitt, R. L., Scott, N. A., Ross, D. J., Salt, G. J., Tate, K. R. (2003): Land-use change effects on soil C and N transformations in soils of high N status: comparisons under indigenous forest, pasture and pine plantation. In: *Biogeochemistry*, 66 (3): 203-221. p.

Paul, D., Nongmaithem, A., Jha, L. K. (2011): Collembolan Density and Diversity in a Forest and an Agroecosystem. In: *Open Journal of Soil Science*, 1 (2): 54–60. p.

Paul, K. I., Polglase, P. J., Nyakuengama, J. G., Khanna, P. K. (2002): Change in soil carbon following afforestation. In: *Forest ecology and management*, 168 (1-3): 241-257. p.

Paul, K. I., Cunningham, S. C., England, J. R., Roxburgh, S. H., Preece, N. D., Lewis, T., Brooksbank, K., Crawford, D. F., Polglase, P. J. (2016): Managing reforestation to sequester carbon, increase biodiversity potential and minimize loss of agricultural land. In: *Land Use Policy*, 51: 135–149. p.

Pawson, S. M., Brin, A., Brockerhoff, E. G., Lamb, D., Payn, T. W., Paquette, A., Parrotta, J. A. (2013): Plantation forests, climate change and biodiversity. In: *Biodiversity and Conservation*, 22 (5): 1203-1227. p.

Peng, S. S., Piao, S., Zeng, Z., Ciais, P., Zhou, L., Li, L. Z. X., Myneni, R. B., Yin, Y., Zeng, H. (2014): Afforestation in China cools local land surface temperature. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (8): 2915-2919. p.

Pielou, E. C. (1966): The measurement of diversity in different types of biological collections. In: *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131–144. p.

Pižl, V. (2001): Earthworm succession in afforested colliery spoil heaps in the Sokolov region, Czech Republic. In: *Restoration Ecology*, 9 (4): 359-364. p.

Plass W. T. (1972): Fertilization treatments increase black locust growth on extremely acid surface-mine spoils. In: *Tree Planters' Notes*, 23 (4): 10–12. p.

Pomorski, R. J. (1998): Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Genus (Supplement). Wrocław: Polish Taxonomical Society. 201. p.

Ponge, J. F. (1993): Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. In: *Pedobiologia*, 37: 223–244. p.

Ponge, J, F., Gillet, S., Dubs, F., Fedoroff, E., Haese, L., Sousa, J. P., Lavelle, P. (2003): Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 35:813–826. p.

Ponge, J. F., Dubs, F., Gillet, S., Sousa, J. P., Lavelle, P. (2006): Decreased biodiversity in soil springtail communities: the importance of dispersal and landuse history in heterogeneous landscapes. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 38: 1158–1161. p.

Poschlod, P., Bakker, J. P., Kahmen, S. (2005): Changing land use and its impact on biodiversity. In: *Basic and Applied Ecology*, 6: 93–98. p.

Potapov, M. (2001): Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. In: *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 73 (2): 1–603. p.

Potapov, A. M., Goncharov, A. A., Semenina, E. E., Korotkevich, A. Y., Tsurikov, S. M., Rozanova, O. L., Anichkin, A. E., Zuev, A. G., Samoylova, E. S., Semenyuk, I. I., Yevdokimov, I. V., Tiunov, A. V. (2017): Arthropods in the subsoil: Abundance and vertical distribution as related to soil organic matter, microbial biomass and plant roots. In: *European Journal of Soil Biology*, 82: 88–97. p.

Querner, P., Bruckner, A., Drapela, T., Moser, D., Zaller, J. G., Frank, T. (2013): Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164: 145–154. p.

Rahmonov, O. (2009): The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems. In: *Acta Ecologica Sinica*, 29 (4): 237–243. p.

Rédei K. (ed.) (2003): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) growing in Hungary. Second, improved edition. Publications of the Hungarian Forest Research Institute, Budapest, 70 p.

Rédei K., Osváth-Bujtás Z., Veperdi I., (2008): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) improvement in Hungary: a Review. In: *Acta Silvatica*, 4: 127–132. p.

Rice, S. K., Westerman, B., Federici, R. (2004): Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. In: *Plant Ecology*, 174 (1): 97–107. p.

Ritter, E., Vesterdal, L., Gundersen, P. (2003): Changes in soil properties after afforestation of former intensively managed soils with oak and Norway spruce. In: *Plant and Soil*, 249 (2): 319-330. p.

Rogelj, J., Meinshausen, M., Knutti, R. (2012): Global warming under old and new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates. In: *Nature Climate Change*, 2 (4): 248. p.

Rogelj, J., Popp, A., Calvin, K. V., Luderer, G., Emmerling, J., Gernaat, D., Fujimori, S., Strefler, J., Hasegawa, T., Marangoni, G., Krey, V., Kriegler, E., Riahi, K., Vuuren, D. P., Doelman, J., Drouet, L., Edmonds, J., Fricko, O., Harmsen, N., Havlík, P., Humpenöder, F., Stehfest, E., Tavoni, M. (2018): Scenarios towards limiting global mean temperature increase below 1.5° C. In: *Nature Climate Change*, 8 (4): 325. p.

Rudel, T. K., Coomes, O. T., Moran, E., Achard, F., Angelsen, A., Xu, J., Lambin, E. (2005): Forest transitions: towards a global understanding of land use change. In: *Global Environmental Change*, 15 (1): 23-31. p.

Rusek, J. (1998): Biodiversity of Collembola and their functional role in the ecosystem. In: *Biodiversity & Conservation*, 7 (9): 1207-1219. p.

Russell, A. E., Laird, D. A., Mallarino, A. P. (2006): Nitrogen fertilization and cropping system impacts on soil quality in Midwestern Mollisols. In: *Soil Science Society of America Journal*, 70 (1): 249-255. p.

Salmon, S., Ponge, J. F. (1998): Responses to light in a soil-dwelling springtail. In: *European Journal of Soil Biology*, 34 (4): 199–201. p.

Santorufo, L., Van Gestel, C. A., Rocco, A., Maisto, G. (2012): Soil invertebrates as bioindicators of urban soil quality. In: *Environmental Pollution*, 161: 57-63. p.

Schmidt, M. W., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A. Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A. C., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S., Trumbore, S. E. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. In: *Nature*, 478 (7367): 49-56. p.

Schulze, E. D. (2000): The carbon and nitrogen cycle of forest ecosystems. In Carbon and nitrogen cycling in European forest ecosystems (pp. 3-13). Springer, Berlin, Heidelberg.

Shaifullah, K. M., Mezbahuddin, M., Sujauddin, M., Haque, S. M. S. (2008): Effects of coastal afforestation on some soil properties in Lakshmipur coast of Bangladesh. In: *Journal of Forestry Research*, 19: 32–36. p.

Shaifullah, K. M., Sirajul Haque, S. M., Sujauddin, M., Karmakar, S. (2009): Coastal afforestation effects on soil properties at Hatiya in Bangladesh. In: *Journal of Forestry Research*, 20: 243–248. p.

Sharpley, A. (1995): Identifying sites vulnerable to phosphorus loss in agricultural runoff. In: *Journal of Environmental Quality*, 24: 947–951. p.

Simpson, E. H. (1949): Measurement of Diversity. In: *Nature*, 163: 688. p.

Sims, R., Gerard, B. (1999): Earthworms: notes for the identification of British species. In: Barnes, R.S.K., Crothers, J. (Eds.), Synopses of the British Fauna, No. 31 (revised) ed. FSC Publications.

Shannon, C. E., Weaver, W., (1949): The Mathematical Theory of Communication. University of Illionis Press, Urbana, pp. 1–117.
Sjögren, M. (1997): Dispersal rates of Collembola in metal polluted soil. In: *Pedobiologia*, 41: 506–513. p.
Smal, H., Olszewska, M. (2008): The effect of afforestation with Scots pine (*Pinus silvestris* L.) of sandy post-arable soils on their selected properties. II. Reaction, carbon, nitrogen and phosphorus. In: *Plant and Soil*, 305 (1-2): 171-187. p.
Song, G., Li, L., Pan, G., Zhang, Q. (2005): Topsoil organic carbon storage of China and its loss by cultivation. In: *Biogeochemistry*, 74 (1): 47-62. p.
Sousa, J. P., da Gama, M. M., Pinto, C., Keating, A., Calhôa, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitão, P., Dias, S., (2004): Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. In: *Pedobiologia*, 48: 609–622. p.
Sousa, J. P., Bolger, T., Da Gama, M. M., Lukkari, T., Ponge, J. F., Simón, C., Traser Gy.,Vanbergen, A. J., Brennan, A., Dubs, F., Ivitis, E., Keating, A., Stofer, S., Watt, A. D. (2006): Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: a pan European study. In: *Pedobiologia*, 50 (2): 147–156. p.
Stebaeva, S. K., Naumova, E. N. (1989): Dynamics of microarthropod communities and the peculiarities of transformation of organic matter during root decomposition in the middle stage of secondary technogenic succession. In: *Destruction of Organic Matter in Soil*, 149-153. p.
Stefanovits P. (1972): Talajtan. Mezőgazda Kiadó. Budapest.
Steiner, C., Teixeira, W. G., Lehmann, J., Nehls, T., de Macêdo, J. L. V., Blum, W. E., Zech, W. (2007): Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. In: *Plant and Soil*, 291 (1-2): 275-290. p.
Stomp, N. (1971): Contribution à l'étude des *Pseudosinella* endogés. Espèces européennes de *Pseudosinella* à 5+5 yeux (Collembola, Entomobryidae). In: *Revue d'écologie et de Biologie du Sol*, 1: 173–178. p.
Szalókiné Zima I., Szalóki S. (2003): Nitrátlemosódás vizsgálata liziméteres és szabadföldi tartamkísérletben. In: Agrokémia és Talajtan, 52 (1-2): 35–52. p.
Szappanos A. (1989): A tölgyek dendrológiai ismertetése, elterjedése, termesztéstechnológiai tulajdonságai. In.: Béky A. (szerk.) A tölgy termesztése és hasznosítása, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
Szodfridt I. (1967): Kocsánytalan tölgy. In.: Keresztesi B. (szerk.) A tölgyek. Akadémiai Kiadó, Budapest
Szováti K., Füleky Gy., Tolner L. (2006): Nitrate accumulation in the soil affected by nitrogen fertilization. In: *Bulletin of the Szent István University Gödöllő*, 2006: 97-104. p.
Szűcs M., Szűcs M. (2003): Művelt talajok oldható P-és K-tartalmának változásai. In: *Agrokémia és Talajtan*, 52 (1-2): 53-66. p.
Tabari, M., Salehi, A. (2009): Long-term impact of municipal sewage irrigation on treated soil and black locust trees in a semi-arid suburban area of Iran. In: *Journal of Environmental Sciences*, 21 (10): 1438-1445. p.
Tanner, E. V. J., Kapos, V., Franco, W. (1992): Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. In: *Ecology*, 73 (1): 78–86. p.
Tao, H. H., Slade, E. M., Willis, K. J., Caliman, J. P., Snaddon, J. L. (2016): Effects of soil management practices on soil fauna feeding activity in an Indonesian oil palm plantation. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218: 133-140. p.
Tateno, R., Tokuchi, N., Yamanaka, N., Du, S., Otsuki, K., Shimamura, T., Xue, Z. D., Wang, S. Q., Hou, Q. C. (2007): Comparison of litterfall production and leaf litter decomposition between an exotic black locust plantation and an indigenous oak forest near Yan'an on the Loess Plateau, China. In: *Forest Ecology and Management*, 241 (1–3): 84–90. p.
ter Braak, C. J. F. (1986): Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. In: *Ecology*, 67: 1167–1179. p.
ter Braak, C. J. F., Šmilauer, P. (2002): CANOCO Reference Manual and Canodraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (Version 4.5). Ithaca, New York: Microcomputer Power. 500. p.
Thibaud, J. M., Shulz, H. J., Da Gama, M. M., (2004): Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. Abh. Ber. NaturkMus. Görlitz, 75 (2), pp. 1–603.
Tolner L., Vágó I., Sipos M., Tolner I., Füleky Gy. (2010): Energiaerdő hatása a talaj nitrát tartalmának mélységi eloszlására. (The effect of energy plantations on the depth distribution of soil nitrate-ions.) XII. Nemzetközi Tudományos Napok (12-th International Scientific Days, XII. Internationale Wissenschaftliche Tagung), Gyöngyös, 2010.03.25-26. Programme 174.
Torralba, M., Fagerholm, N., Burgess, P. J., Moreno, G., Plieninger, T. (2016): Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 230: 150-161. p.
Tóth Z., Tóth G. (2007): A vetésforgók növényösszetételének hatása a főbb növényi tápelemek talajban lejátszódó forgalmára és a talaj kémhatására.. OTKA Kutatási Jelentések| OTKA Research Reports.
Tóthmérész B. (1997): Diversity Orderings. Budapest: Scientia. 98 p.

Trabucco, A., Zomer, R. J., Bossio, D. A., Van Straaten, O., Verchot, L. V. (2008): Climate change mitigation through afforestation/reforestation: a global analysis of hydrologic impacts with four case studies. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126 (1-2): 81-97. p.

Traser Gy., Csóka Gy. (2001): A mezofauna – Insecta: Collembola – ásotthalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. In: *Erdészeti Kutatások*, 90: 231–240. p.

Traser Gy. (2003): Hansági nemesnyár és éger erdők ugróvillás (Insecta: Collembola) faunája. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványa. 153–157. p.

Trojan, P., Bańkowska, R., Chudzicka, E., Pilipiuk, L., Skibińska, E., Sterzyńska, M., Wytwer, J. (1994): Secondary succession of fauna in the pine forests of Puszcza Białowieska. In: *Fragmenta Faunistica*, 37: 3–104. p.

Tsiafouli, M. A., Thébault, E., Sgardelis, S. P., de Ruiter, P. C., Van der Putten, W. H., Birkhofer, K., Hemerik, L., de Vries, F. T., Bardgett, R. D., Brady, M. D., Bjornlund, L., Jørgensen, H. B., Christensen, S., Hertefeldt, T. D., Hotes, S., Hol, W. H. G., Frouz, J., Liiri, M., Mortimer, S. R., Setälä, H., Tzanopoulos, J., Uteseny, K., Pižl, V., Starý, J., Wolters, V., Hedlund, K. (2015): Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. In: *Global Change Biology*, 21: 973-985. p.

Turkington, R., John, E., Krebs, C. J., Dale, M. R. T., Nams, V. O., Boonstra, R., Boutin, S., Martin, K., Sinclair, A. R. E. Smith, J. N. M. (1998): The effects of NPK fertilization for nine years on boreal forest vegetation in northwestern Canada. In: *Journal of Vegetation Science*, 9 (3): 333–346. p.

Twardowski, J. P., Hurej, M., Gruss, I. (2016): Diversity and abundance of springtails (Hexapoda: Collembola) in soil under 90-year potato monoculture in relation to crop rotation. In: *Archives of Agronomy and Soil Science*, 62 (8): 1158-1168. p.

Tyurin, I.V., (1931): A new modification of the volumetric method of determining soil organic matter by means of cromic acid. In: *Pochvovedenie*, 26: 36-47. p.

UN (2014): The New York Declaration on Forests. United Nations Climate Summit, New York.

UNEP, C.A. (2014): Initiative 20 x 20. Climate Action & United Nations Environment Program, Lima.

Vanbergen, A. J., Watt, A. D., Mitchell, R., Truscott, A. M., Palmer, S. C. F., Ivits, E., Eggleton, P., Jones, T. H., Sousa, J. P. (2007): Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. In: *Oecologia*, 153: 713–725. p.

Vanhée, B., Devigne, C. (2018): Differences in collembola species assemblages (Arthropoda) between spoil tips and surrounding environments are dependent on vegetation development. In: *Scientific Reports*, 8: 18067. p.

Vannier, G. (1975): Etude in situ du retour des microarthropodes sur des fractions de sol de granulometrie differente. In: *Bulletin d'Ecologie*, 6: 87–98. p.

Van Straalen, N. (1997): Community structure of soil arthropods as a bioindicator of soil health. In: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. & Gupta, V.V.S.R. (eds.): Biological Indicators of Soil Health. CAB International,Wallingford, UK, 235–264.

Van Straalen, N. M., Verhoef, H. A. (1997): The development of a bioindicator system for soil acidity based on arthropod pH preferences. In: *Journal of Applied Ecology*, 34: 217–232. p.

Van Straalen, N. M. (1998): Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. In: *Applied Soil Ecology*, 9: 429–437. p.

Varamesh, S., Hosseini, S. M., Behjou, F. K., Fataei, E. (2014): The impact of land afforestation on carbon stocks surrounding Tehran, Iran. In: *Journal of Forestry Research*, 25: 135–141. p.

Veperdi G. (2008a): Erdőbecsléstan. Sopron: NyME jegyzet. 109 p.

Veperdi G. (2008b): Faterméstan. Sopron: NyME jegyzet. 84 p.

Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. (2002): Change in soil organic carbon following afforestation of former arable land. In: *Forest Ecology and Management*, 169 (1-2): 137-147. p.

Vetaas, O. R. (1992): Micro-site effects of trees and shrubs in dry savannas. In: *Journal of Vegetation Science*, 3 (3): 337-344. p.

Vilkamaa, P., Huhta, V. (1986): Effects of fertilization and pH on communities of Collembola in pine forest soil. In: *Annales Zoologici Fennici*, 23: 167–174. p.

Vitousek, P. M., Porder, S., Houlton, B. Z., Chadwick, O. A. (2010): Terrestrial phosphorus limitation: mechanisms, implications, and nitrogen–phosphorus interactions. In: *Ecological Applications*, 20 (1): 5-15. p.

Wachira P., Kimenju J., Okoth S., Kiarie J. (2014): Conservation and Sustainable Management of Soil Biodiversity for Agricultural Productivity. In: Kaneko N, Yoshiura S, Kobayashi M (eds) Sustainable Living with Environmental Risks. Tokyo: Springer, pp 27–34.

Wall, A., Hytönen, J. (2005): Soil fertility of afforested arable land compared to continuously. In: *Plant and Soil*, 275 (1-2): 247-260. p.

Weiner, W. M. (1996): Generic revision of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) with a cladistic analysis. In: *Annales de la Société Entomologique de France*, 32 (2): 163–200. p.

Winkler D., Tóth V. (2012): Effects of Afforestation with Pines on Collembola Diversity in the Limestone hills of Szárhalom (West Hungary). In: *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica*, 8: 9–20. p.

Winkler, D., Traser, Gy. (2012): Collembola diversity in agricultural environments. International Scientific Conference on Sustainable Development & Ecological Footprint, 1–5.

Winkler D., Traser Gy. (2017): Talajlakó mezofauna (Collembola) vizsgálatok a Lajta Project területén. In: *Magyar Apróvad Közlemények*, 13: 213–224. p.

Young, J., Watt, A., Nowicki, P., Alard, D., Clitherow, J., Henle, K., Johnson, R., Laczko, E., McCracken, D., Matouch, S., Niemela, J., Richards, C. (2005): Towards sustainable land use: Identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. In: *Biodiversity Conservation*, 14: 1641–1661. p.

Zeng, J., Liu, X., Song, L., Lin, X., Zhang, H., Shen, C., Chu, H. (2016): Nitrogen fertilization directly affects soil bacterial diversity and indirectly affects bacterial community composition. In: *Soil Biology and Biochemistry*, 92: 41-49. p.

Zeppelini, D., Bellini, B. C., Creão-Duarte, A. J., Hernández, M. I. M. (2009): Collembola as bioindicators of restoration in mined sand dunes of Northeastern Brazil. In: *Biodiversity and Conservation*, 18: 1161–1170. p.

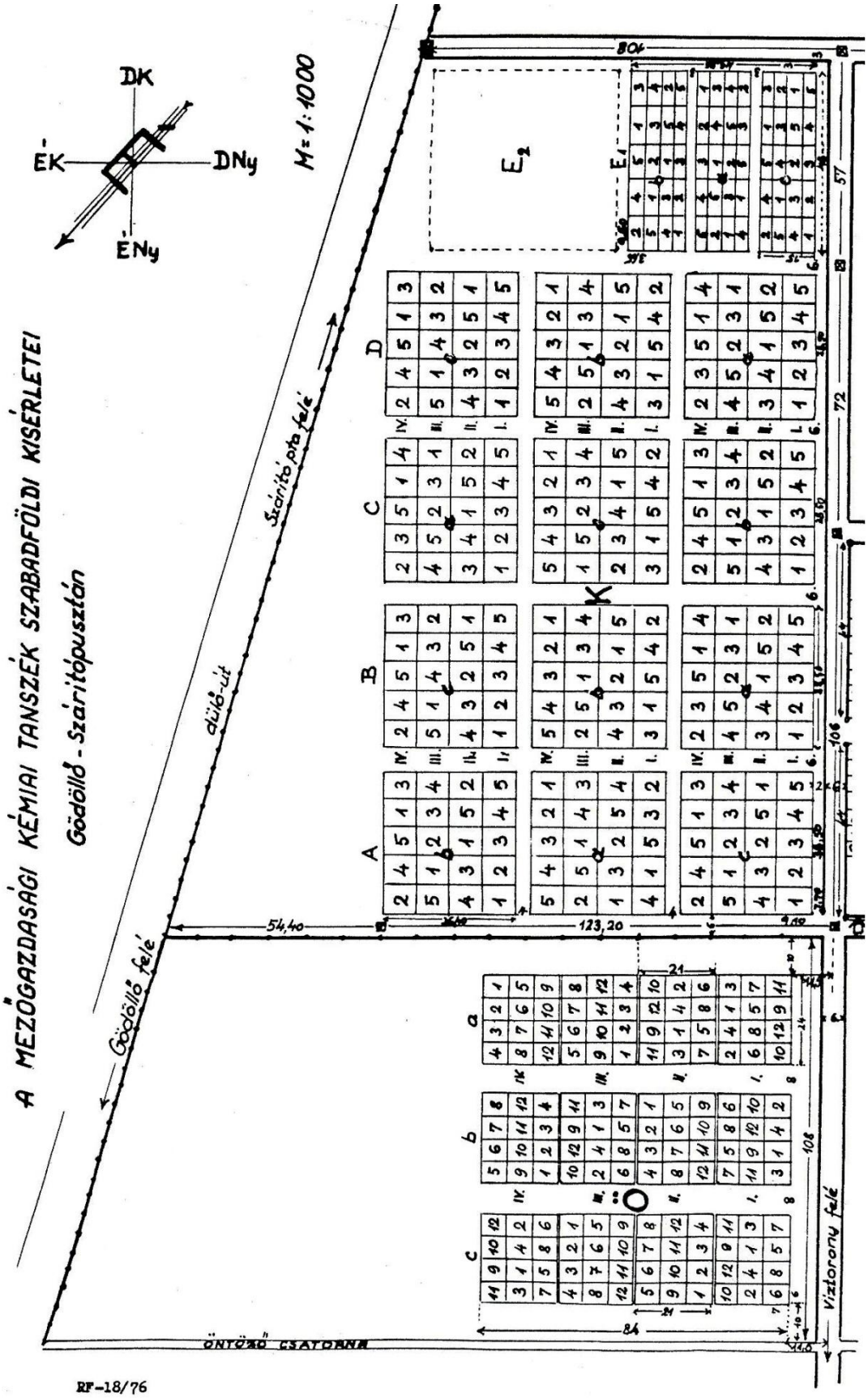
Zhao, Q., Zeng, D. H., Lee, D. K., He, X. Y., Fan, Z. P., Jin, Y. H. (2007): Effects of Pinus sylvestris var. mongolica afforestation on soil phosphorus status of the Keerqin Sandy Lands in China. In: *Journal of Arid Environments*, 69 (4): 569-582. p.

Zhao, J., Shao, Y., Wang, X., Neher, D. A., Xu, G., Li, Z., Fu, S. (2013): Sentinel soil invertebrate taxa as bioindicators for forest management practices. In: *Ecological Indicators*, 24: 236–239. p.

Zimdars, B., Dunger, W. (1994): Tullbergiinae. In: Dunger, W. (Szerk.): Synopses on Palaearctic Collembola. Vol.: I. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz, 68(3–4): 1–71.

M2. MELLÉKLETEK

1. Melléklet: A kísérleti területek alapításakor készült térkép részlete. Jelölésben „Ö” a jelenlegi akácos kísérlet, „K” kísérlet „A” blokkja a jelenlegi tölgyes kísérlet.



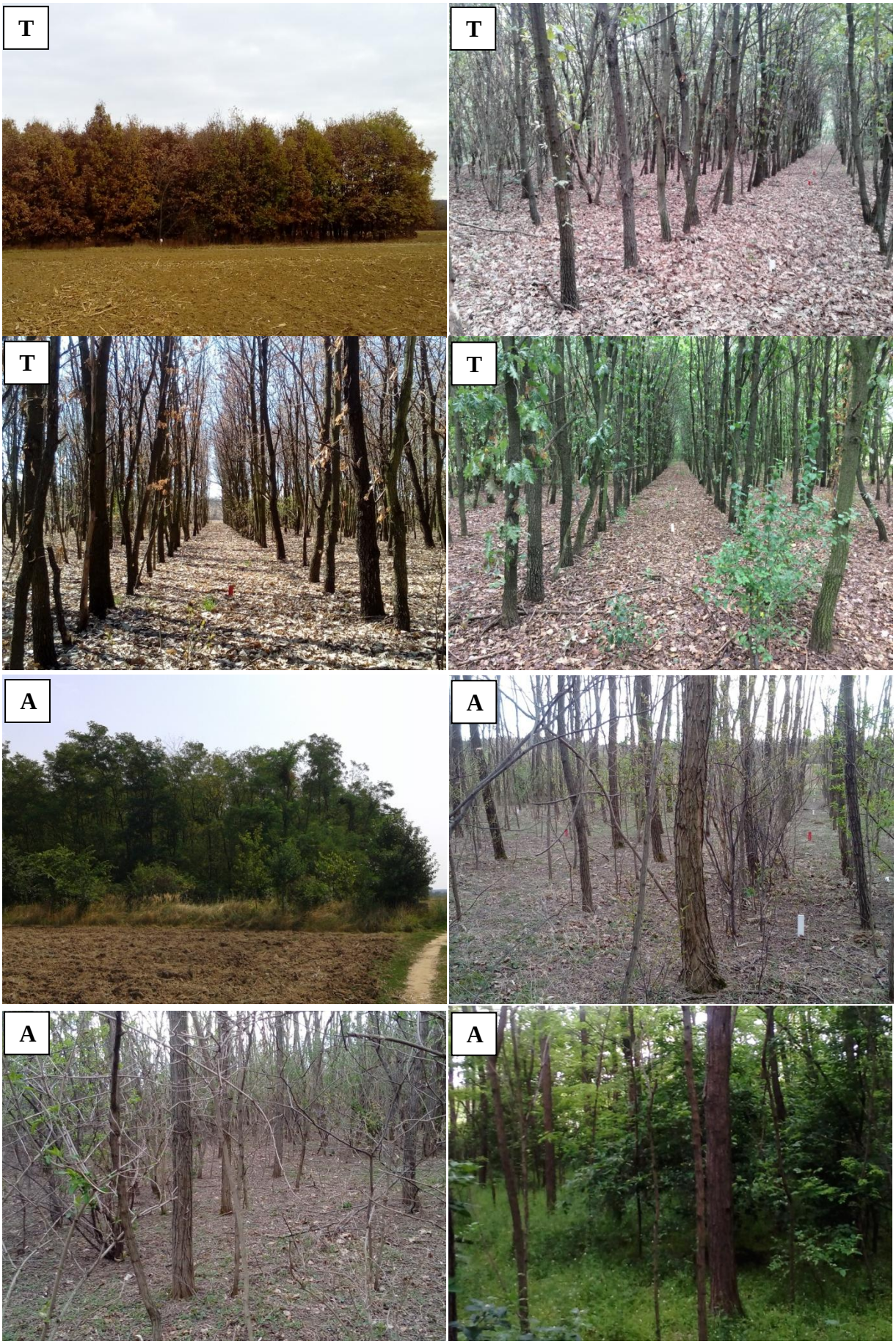
2. Melléklet: A jelenlegi tölgyes kísérlet (vetésforgó műtrágyázási kísérlet) történeti háttere.

Évszám	Kísérlet célja	Termesztett növény „A”	Növényvizsgálatok	Talajjavítás	Talajvizsgálat
1972	beállítás				0-20 cm
1973	"K1" intenzív műtrágyahasználat növényvédelem (a-mech., b-mérs., c-intenzív)	búza (Auróra)	évente termés- és szár mennyiség minőség N, P, K		
1974		kukorica (Mv-SC 530)			
1975		burgonya (Desiree)			
1976		búza (Auróra)			
1977		cukorrépa (Beta Poly M 102)			
1978		kukorica (KSC 440)			
1979		burgonya (Desiree)			
1980		búza (GK 3)			0-20 cm
1981	"K2" műtrágyázás évente (a) elhagyása (b) P, K 3 évre előre (c)	búza (Mv 8)	évente termés- és szár mennyiség minőség N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn és Cu		
1982		kukorica (Szegedi SC 369)			
1983		burgonya (Desiree)			0-20 cm
1984		búza (Mv 8)			
1985		kukorica (Pioneer 3965)			
1986		burgonya (Desiree)			0-300 cm
1987	"K3" műtrágya (I-IV), talajjavítás mész- és szervestrágyázással	burgonya (Linzer Delikatesse)		az ismétlések felén (III, IV) meszezés (1,5 t $CaCO_3$/ha/év) és istállótrágyázás (II, IV) (30 t/ha/év) 3 évente	
1988		búza (GK Öthalom)			
1989		szója (Imola)			0-300 cm
1990		kukorica (Mona SC)	évente termés- és szár csak mennyiség		
1991		kukorica (Mona SC F1)			
1992		búza (Kompolti 3)			
1993	A – intenzív, B – félintenzív, C – extenzív használat	kukorica (Pioneer Helga)			
1994		búza (Mv 21)			
1995		kukorica (Furio SC)			
1996		búza (Mv 21)			
1997		kukorica (Norma SC F1)			0-20 cm A-C
1998	műtrágyák utóhatásának vizsgálata a fahozamra, illetve az agrárerdő talajra gyakorolt hatásának vizsgálata	tavaszi árpa búzával			0-300 cm B
1999		kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) „A” B, C szaksz megszűnt			
2000					
2001					
2002					
2003					
2004					
2005					
2006					
2007					
2008					
2009					
2010					
2011					
2012					
2013					
2014					
2015					
2016					

3. Melléklet: A jelenlegi akácos kísérlet (monokultúra műtrágyázási kísérlet) történeti háttere.

Évszám	Kísérlet célja	Termesztett növény	Növényvizsgálatok	Talajjavítás	Talajvizsgálat
1970	műtrágyázás, növényvédelem 12 kezelésben öntözés (csak néhány alkalom a korai szakaszban)	kukorica	évente termésmennyiség, növekedésbeli különbségek termésminőség, elemtartalom N, P, K		
1971					
1972					
1973					
1974					
1975					
1976					
1977					
1978					
1979					
1980					0-300 cm
1981					
1982					
1983					
1984					
1985					
1986	megosztott és teljes N-adag, talajjavító meszezés	kukorica	évente csak termésmennyiség	1,5 t $CaCO_3$/ha/év 0-70 cm, (III, IV),	0-300 cm
1987					
1988					
1989					0-300 cm
1990	nincs kijuttatott műtrágya, mélyen gyökerező lucerna NO_3^- felvétele	lucerna			
1991					
1992					
1993					
1994					0-300 cm
1995		zab			
1996	műtrágyák utóhatásának vizsgálata a fahozamra, illetve az agrárerdő talajra gyakorolt hatásának vizsgálata	akác (*Robinia pseudoacacia*) Pusztavacsról			
1997					
1998					
1999					
2000					
2001					
2002					
2003					0-300 cm
2004					
2005			fahozam, levél és avarminták		0-10, 10-30 és 30-50 cm
2006					
2007					
2008					
2009					
2010					
2011					
2012					
2013					
2014					
2015			fahozam "c" blokk		
2016					

4. Melléklet: Fotók a beerdősített kísérleti területekről (T: tölgyes, A: akácos).



5. Melléklet: A Fotók a kontroll élőhelyekről

6. Melléklet: Műtrágyaadagok, tápelem-mérlegek és az ezek számolásához használt adatok.

Akácos N-mérleg a telepítéskor (1970-1995)	1	2	3	4	5
Műtrágya N-hatóanyag (kg ha^{-1} $év^{-1}$)	0	90	180	270	360
Összes műtrágya N-hatóanyag (kg ha^{-1} 20 $év^{-1}$)	**0**	**1800**	**3600**	**5400**	**7200**
Átlagos kukorica szemtermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	2,8	4,24	4,44	4,44	4,24
Átlagos N-tartalom a szemekben (%)	1,3	1,4	1,44	1,45	1,48
Átlagos N-tartalom a szárban (%)	0,61	0,7	0,74	0,77	0,77
Átlagos N-tartalom a növényben (kg N t^{-1})	19,1	21	21,8	22,2	22,5
Átlagos felvétel (kukorica) (kg N ha^{-1} $év^{-1}$)	53	90	98	98	95
Kukorica teljes N-felvétele (kg ha^{-1} 20 $év^{-1}$)	1060	1800	1960	1960	1900
Átlagos lucernatermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	5,69	7,11	7,78	8,04	8,01
Átlagos növényi felvétel (lucerna) (kg N ha^{-1} $év^{-1}$)	138,25	180	178,25	186	205,75
Lucerna teljes N-felvétele (kg ha^{-1} 4 $év^{-1}$)	553	723	713	747	823
Zab termése (1995) (t ha^{-1})	3,78	4,05	4	4,18	4,1
Zab teljes N-felvétele (kg ha^{-1})	105,75	113,5	112	116,92	114,83
Nitrogén-mérleg 1995 (kg N ha^{-1} 25 $év^{-1}$)	**-1718,75**	**-836,50**	**815,00**	**2576,08**	**4362,17**

Akácos P_2O_5-mérleg a telepítéskor (1970-1995)	1	2	3	4	5
Műtrágya P_2O_5-hatóanyag (kg ha^{-1} $év^{-1}$)	0	60	120	180	240
Összes műtrágya P_2O_5-hatóanyag (kg ha^{-1} 20 $év^{-1}$)	**0**	**1200**	**2400**	**3600**	**4800**
Átlagos kukorica szemtermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	2,8	4,24	4,44	4,44	4,24
Átlagos P_2O_5-tartalom a szemekben (%)	0,46	0,48	0,48	0,48	0,48
Átlagos P_2O_5-tartalom a szárban (%)	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16
Átlagos P_2O_5-tartalom a növényben (kg t^{-1})	6,3	6,5	6,4	6,4	6,4
Átlagos felvétel (kukorica) (kg P_2O_5 ha^{-1} $év^{-1}$)	18	26	28	28	27
Kukorica teljes P_2O_5-felvétele (kg ha^{-1} 20 $év^{-1}$)	360	520	560	560	540
Átlagos lucernatermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	5,69	7,11	7,78	8,04	8,01
Lucerna teljes P_2O_5-felvétele (kg ha^{-1} 4 $év^{-1}$)	159,39	199,15	217,84	225,05	224,14
Zab termése (1995) (t ha^{-1})	3,78	4,05	4	4,18	4,1
Zab teljes P_2O_5-felvétele (kg ha^{-1})	45,32	48,64	48	50,11	49,21
Foszfor-mérleg 1995 (kg P_2O_5 ha^{-1} 25 $év^{-1}$)	**-564,71**	**432,21**	**1574,16**	**2764,84**	**3986,65**

Akácos K_2O-mérleg a telepítéskor (1970-1995)	1	2	3	4	5
Műtrágya K_2O-hatóanyag (kg ha^{-1} $év^{-1}$)	0	50	100	150	200
Összes műtrágya K_2O-hatóanyag (kg ha^{-1} 20 $év^{-1}$)	**0**	**1000**	**2000**	**3000**	**4000**
Átlagos kukorica szemtermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	2,8	4,24	4,44	4,44	4,24
Átlagos K_2O-tartalom a szemekben (%)	0,37	0,37	0,38	0,39	0,38
Átlagos K_2O-tartalom a szárban (%)	0,9	1,22	1,55	1,69	1,72
Átlagos K_2O-tartalom a növényben (kg t^{-1})	12,7	15,9	19,3	20,8	21
Átlagos felvétel (kukorica) (kg K_2O ha-1 $év^{-1}$)	35	68	86	93	88
Kukorica teljes K_2O-felvétele (kg ha-1 20 $év^{-1}$)	700	1360	1720	1860	1760
Átlagos lucernatermés (t ha^{-1} $év^{-1}$)	5,69	7,11	7,78	8,04	8,01
Lucerna teljes K_2O-felvétele (kg ha^{-1} 4 $év^{-1}$)	341,55	426,75	466,8	482,25	480,3
Zab termése (1995) (t ha^{-1})	3,78	4,05	4	4,18	4,1
Zab teljes K_2O-felvétele (kg ha^{-1})	109,53	117,55	116	121,09	118,93
Kálium-mérleg 1995 (kg K_2O ha^{-1} 25 $év^{-1}$)	**-1151,08**	**-904,30**	**-302,80**	**536,66**	**1640,77**

Tölgyes N-mérleg a telepítéskor (1973-1998)										
"A"	Műtrágya N (kg ha^{-1} év^{-1})					Növény N-felvétel (kg ha^{-1} év^{-1})				
év	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1973	0	70	140	280	420	123,70	153,55	152,59	141,38	140,11
1974	0	70	140	280	420	114,32	124,12	128,38	130,90	134,56
1975	0	60	120	240	360	50,83	62,17	76,78	83,30	91,80
1976	0	70	140	280	420	123,70	153,55	152,59	141,38	140,11
1977	0	50	100	200	300	111,27	123,83	125,44	135,94	137,73
1978	0	70	140	280	420	124,24	134,42	139,40	140,25	142,77
1979	0	60	120	240	360	50,83	62,17	76,78	83,30	91,80
1980	0	70	140	280	420	123,70	153,55	152,59	141,38	140,11
1981	0	70	140	210	280	87,82	120,96	131,81	142,75	149,27
1982	0	70	140	210	280	120,08	136,64	144,50	138,75	127,26
1983	0	60	120	180	240	59,67	79,51	84,58	97,61	98,44
1984	0	70	140	210	280	87,82	120,96	131,81	142,75	149,27
1985	0	70	140	210	280	109,50	127,96	131,04	130,43	123,22
1986	0	60	120	180	240	59,67	79,51	84,58	97,61	98,44
1987	50	110	170	230	290	35,33	41,88	45,71	50,06	49,09
1988	0	70	140	210	280	121,29	190,60	229,19	240,02	226,60
1989	0	0	0	0	0	40,38	51,32	60,17	66,85	66,51
1990	0	70	140	210	280	76,07	81,37	75,84	66,02	69,33
1991	0	70	140	210	280	101,50	126,05	121,98	145,76	145,23
1992	0	70	140	210	280	71,40	96,94	122,97	122,93	102,74
1993	0	70	140	210	280	150,32	168,51	171,06	155,54	157,55
1994	0	70	140	210	280	61,85	81,62	140,33	144,39	145,30
1995	0	70	140	210	280	163,87	179,06	175,37	135,82	146,56
1996	0	70	140	210	280	63,50	70,73	85,25	104,86	105,48
1997	0	70	140	210	280	196,91	235,84	255,64	235,01	235,20
1998	0	0	0	0	0	22,38	32,68	43,98	39,76	44,82
Műtrágya N-hatóanyag átlag (kg ha^{-1} év^{-1})						1,92	63,85	125,77	207,69	289,62
Összes műtrágya N-hatóanyag (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						**50**	**1660**	**3270**	**5400**	**7530**
Növényi teljes N-felvétele (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						2451,95	2989,48	3240,36	3254,71	3259,28
Nitrogén-mérleg 1998 (kg N ha^{-1} 25 év^{-1})						**-2401,95**	**-1329,48**	**29,64**	**2145,29**	**4270,72**

Tölgyes P_2O_5-mérleg a telepítéskor (1973-1998)										
"A"	Műtrágya P_2O_5 (kg ha^{-1} év^{-1})					Növény P_2O_5-felvétel (kg ha^{-1} év^{-1})				
év	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1973	0	45	90	180	270	46,59	53,15	49,38	48,57	43,46
1974	0	35	70	140	210	37,06	37,40	40,77	41,80	42,12
1975	0	30	60	120	180	21,28	25,43	28,21	30,60	29,44
1976	0	45	90	180	270	46,59	53,15	49,38	48,57	43,46
1977	0	40	80	160	240	47,69	53,07	53,76	58,26	59,03
1978	0	35	70	140	210	41,76	38,48	42,98	46,75	47,59
1979	0	30	60	120	180	21,28	25,43	28,21	30,60	29,44
1980	0	45	90	180	270	46,59	53,15	49,38	48,57	43,46

1981	0	45	90	135	180	33,58	40,80	40,40	44,20	47,56
1982	0	35	70	105	140	42,32	44,00	46,80	43,29	40,40
1983	0	30	60	90	120	19,89	24,61	23,60	28,20	29,96
1984	0	45	90	135	180	33,58	40,80	40,40	44,20	47,56
1985	0	35	70	105	140	41,26	44,00	44,46	43,29	39,39
1986	0	30	60	90	120	19,89	24,61	23,60	28,20	29,96
1987	60	90	120	150	180	12,42	13,62	14,24	15,53	14,94
1988	0	45	90	135	180	52,08	63,19	67,06	76,72	70,67
1989	0	50	100	150	200	14,66	17,77	18,66	18,40	17,01
1990	0	35	70	105	140	26,38	25,44	24,41	21,40	22,26
1991	0	35	70	105	140	35,20	39,41	39,26	47,25	46,62
1992	0	45	90	135	180	28,22	32,85	37,87	40,00	32,17
1993	0	35	70	105	140	52,13	52,68	55,06	50,42	50,58
1994	0	45	90	135	180	24,44	27,66	43,21	46,98	45,50
1995	0	35	70	105	140	56,83	55,98	56,44	44,02	47,05
1996	0	45	90	135	180	25,10	23,97	26,25	34,12	33,03
1997	0	35	70	105	140	68,29	73,73	82,27	76,17	75,51
1998	0	0	0	0	0	9,37	12,56	15,99	14,79	16,27
Műtrágya P_2O_5-hatóanyag átlag (kg ha^{-1} év^{-1})						2,31	39,23	76,15	124,81	173,46
Összes műtrágya P_2O_5-hatóanyag (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						**60**	**1020**	**1980**	**3245**	**4510**
Növényi teljes P_2O_5-felvétele (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						904,46	996,97	1042,04	1070,90	1044,45
Foszfor-mérleg 1998 (kg P_2O_5 ha^{-1} 25 év^{-1})						**-844,46**	**23,03**	**937,96**	**2174,10**	**3465,55**

Tölgyes K_2O-mérleg a telepítéskor (1973-1998)										
"A"	Műtrágya K_2O (kg ha^{-1} év^{-1})					Növény K_2O-felvétel (kg ha^{-1} év^{-1})				
év	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
1973	0	35	70	140	210	104,82	114,93	111,21	105,44	108,64
1974	0	45	90	180	270	122,15	129,54	139,40	146,30	153,16
1975	0	60	120	240	360	100,47	120,11	133,20	154,70	161,08
1976	0	35	70	140	210	104,82	114,93	111,21	105,44	108,64
1977	0	60	120	240	360	174,85	194,59	197,12	213,62	216,43
1978	0	45	90	180	270	115,36	119,24	119,57	139,15	156,44
1979	0	60	120	240	360	100,47	120,11	133,20	154,70	161,08
1980	0	35	70	140	210	104,82	114,93	111,21	105,44	108,64
1981	0	35	70	105	140	104,43	140,64	162,61	191,01	202,91
1982	0	45	90	135	180	106,86	121,59	132,80	143,75	139,38
1983	0	60	120	180	240	85,68	107,90	119,99	145,32	149,80
1984	0	35	70	105	140	104,43	140,64	162,61	191,01	202,91
1985	0	45	90	135	180	64,54	77,59	95,36	91,02	88,88
1986	0	60	120	180	240	85,68	107,90	119,99	145,32	149,80
1987	158	218	278	338	398	50,64	60,88	66,50	81,73	78,62
1988	0	35	70	105	140	112,63	170,65	207,42	227,20	222,08
1989	0	50	100	150	200	21,32	25,87	26,75	26,37	25,26
1990	0	45	90	135	180	66,51	69,96	68,16	63,59	70,37
1991	0	45	90	135	180	88,74	108,37	109,61	140,40	147,40
1992	0	35	70	105	140	69,59	88,78	114,64	121,03	104,15

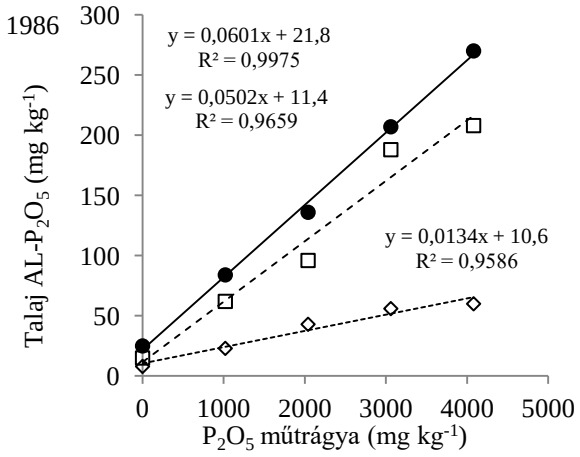
1993	0	45	90	135	180	131,42	144,87	153,73	149,82	159,91
1994	0	35	70	105	140	60,28	74,74	130,83	142,17	147,30
1995	0	45	90	135	180	143,27	153,94	157,60	130,82	148,76
1996	0	35	70	105	140	61,89	64,77	79,48	103,25	106,93
1997	0	45	90	135	180	172,16	202,76	229,73	226,35	238,72
1998	0	0	0	0	0	22,54	31,72	43,04	40,12	46,02
Műtrágya K_2O-hatóanyag átlag (kg ha^{-1} év^{-1})						6,08	49,54	93,00	150,88	208,77
Összes műtrágya K_2O-hatóanyag (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						**158**	**1288**	**2418**	**3923**	**5428**
Növényi teljes K_2O-felvétele (kg ha^{-1} 25 év^{-1})						2480,37	2921,97	3236,94	3485,06	3603,27
Kálium-mérleg 1998 (kg K_2O ha^{-1} 25 év^{-1})						**-2322,37**	**-1633,97**	**-818,94**	**437,94**	**1824,73**

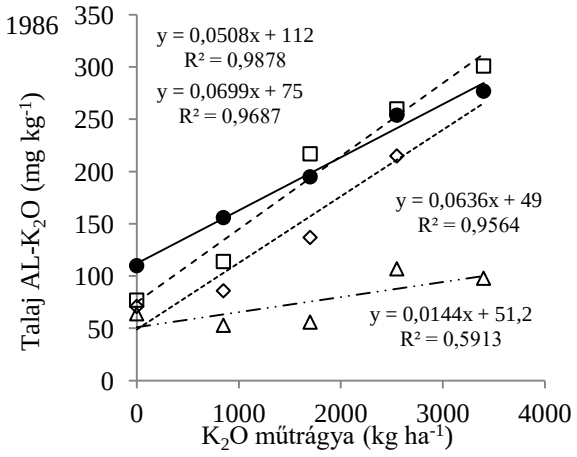
7. Melléklet: Az erdősítést megelőző foszfor- és kálium-tartalom mélységi eloszlásának becslése.

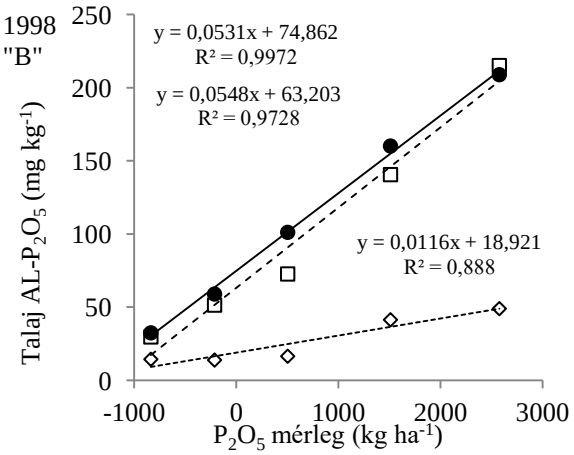
Folyamatos műtrágyázás (1986)										
	AL-P_2O_5 (mg kg^{-1})					AL-K_2O (mg kg^{-1})				
műtrágya (kg ha^{-1})	0	1020	2040	3060	4080	0	850	1700	2550	3400
mérleg (kg ha^{-1})	-291	587	1550	2584	3604	-578	-297	234	971	1910
0-20 cm	25	84	136	207	270	110	156	195	254	277
20-40	15	62	96	188	208	77	114	217	260	301
40-60	8	23	43	56	60	71	86	137	215	277
60-80	16	15	18	22	21	64	53	56	107	98
80-100	24	24	27	31	36	40	23	46	31	46

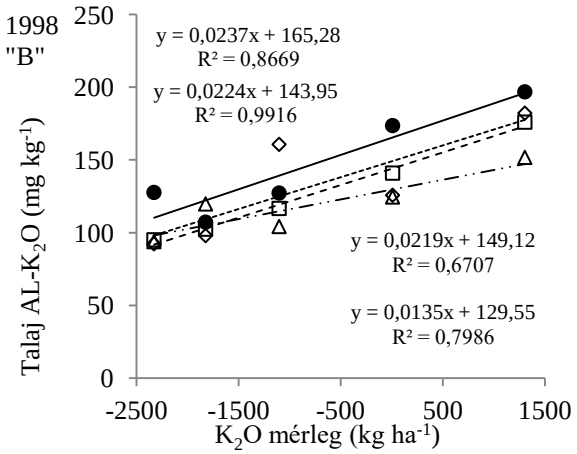
Műtrágyázás + 4 év extenzív termesztés „B” (1998)										
	AL-P_2O_5 (mg kg^{-1})					AL-K_2O (mg kg^{-1})				
műtrágya (kg ha^{-1})	60	810	1560	2610	3660	158	1118	2078	3438	4798
mérleg (kg ha^{-1})	-838	-214	503	1510	2576	-2329	-1823	-1103	9	1304
0-20* cm	33	59	101	160	209	128	107	127	174	197
20-40*	30	52	73	141	215	95	103	117	141	176
40-60*	15	14	17	42	49	92	98	161	126	182
60-80	14	14	20	20	15	94	120	104	125	152
80-100	24	25	23	26	15	79	83	86	75	126

* igazolható összefüggés a mérleggel









kör: 0-20 cm, négyzet: 20-40 cm, rombusz: 40-60 cm, háromszög: 60-80 cm

Tölgyes kísérlet telepítéskor (1998)										
	AL-P_2O_5 (mg kg^{-1})					AL-K_2O (mg kg^{-1})				
műtrágya (kg ha^{-1})	**60**	**1020**	**1980**	**3245**	**4510**	**158**	**1288**	**2418**	**3923**	**5428**
mérleg (kg ha^{-1})	-844	23	938	2174	3466	-2322	-1634	-819	438	1825
0-20 cm	98^	108^	173^	258^	365^	187^	202^	249^	314^	417^
20-40	22^+	63*	111*	174*	238*	86^+	165*	244*	349*	454*
40-60	11^+	24*	37*	54*	71*	82^+	131*	203*	299*	394*
60-80	15^+	14^+	19^+	21^+	18^+	79^+	86^+	80^+	116^+	125^+
80-100	24^+	24^+	25^+	28^+	25^+	60^+	53^+	66^+	53^+	86^+

^ mért érték, *függvényből, $^+$ két mérés (1986, 1998) átlaga

Akácos kísérlet telepítéskor (1995)										
	AL-P_2O_5 (mg kg^{-1})					AL-K_2O (mg kg^{-1})				
műtrágya (kg ha^{-1})	0	1200	2400	3600	4800	0	1000	2000	3000	4000
mérleg (kg ha^{-1})	**-565**	**432**	**1574**	**2765**	**3987**	**-1151**	**-904**	**-303**	**537**	**1641**
0-20 cm	33^+	98*	158*	222*	287*	128^+	144*	158*	178*	204*
20-40	30^+	87*	149*	215*	282*	95^+	124*	137*	156*	181*
40-60	15^+	24*	37*	51*	65*	92^+	129*	142*	161*	185*
60-80	14^+	14^+	20^+	20^+	15^+	94^+	120^+	104^+	125^+	152^+
80-100	24^+	25^+	23^+	26^+	15^+	79^+	83^+	86^+	75^+	126^+

*függvényből, $^+$ 1998-as mérés értékei („B”)

8. Melléklet: Az előforduló Collembola fajok átlagos abundanciája (egyed m^{-2}) az akácosban (A5), a tölgyesben (T5) és a kontroll élőhelyeken (A12 – akácos kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület, TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó).

	Kísérleti területek		Kontroll erdők			Agrárterületek	
COLLEMBOLA	T5	A5	TK	AK	RT	SZ	FSZ
Brachystomellidae							
Brachystomella parvula (Schäffer, 1896)	0	0	0	0	0	119	15
Hypogastruridae							
Ceratophysella luteospina (Stach, 1920)	11	0	0	70	0	0	0

Ceratophysella succinea (Gisin, 1949)	0	0	0	0	0	507	181
Choreutinula inermis (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	78	0	0
Hypogastrura socialis (Uzel, 1891)	0	0	0	0	0	0	793
Hypogastrura vernalis (Carl, 1901)	0	0	0	0	0	0	259
Willemia virae (Kaprus, 1997)	156	107	219	81	11	74	270
Xenylla brevisimilis (Stach, 1949)	0	0	0	19	0	0	0
Neanuridae							
Deutonura conjuncta (Stach, 1926)	0	0	4	0	22	0	0
Friesea truncata (Cassagnau, 1958)	0	0	0	0	0	0	4
Neanura muscorum (Templeton, 1835)	15	0	37	0	137	0	0
Pratanurida cassagnaui (Rusek, 1973)	0	0	0	0	0	0	4
Pseudachorutes dubius (Krausbauer, 1898)	0	0	22	0	4	0	0
Pseudachorutes parvulus (Börner, 1901)	19	4	0	0	174	0	0
Pseudachorutes pratensis (Rusek, 1973)	0	0	0	0	0	0	7
Pseudachorutes subcrassus (Tullberg, 1871)	0	0	37	0	0	0	0
Odontellidae							
Superodontella lamellifera (Axelson, 1903)	0	0	0	0	22	0	0
Onychiuridae							
Protaphorura armata (Tullberg, 1869)	415	193	344	270	389	7	519
Protaphorura cancellata (Gisin, 1956)	0	0	0	0	0	0	11
Protaphorura campata (Gisin, 1952)	11	26	15	0	211	0	0
Protaphorura subarmata (Gisin, 1957)	0	0	0	0	0	0	7
Tullbergiidae							
Mesaphorura critica (Ellis, 1976)	52	207	15	200	0	78	207
Mesaphorura italica (Rusek, 1971)	0	30	0	22	0	15	122
Mesaphorura krausbaueri (Börner, 1901)	56	252	178	233	56	0	0
Mesaphorura macrochaeta (Rusek, 1976)	15	100	93	152	0	63	248
Mesaphorura yosii (Rusek, 1967)	0	0	0	0	0	15	0
Metaphorura denisi (Simon, 1985)	0	0	0	0	0	59	404
Cyphoderidae							
Cyphoderus albinus (Nicolet, 1842)	0	0	0	4	0	0	19
Cyphoderus bidenticulatus (Parona, 1888)	0	0	0	0	0	0	7
Entomobryidae							
Entomobrya corticalis (Nicolet, 1842)	0	0	33	0	159	0	0
Entomobrya dorsalis (Uzel, 1891)	7	0	19	0	19	0	0
Entomobrya lanuginosa (Nicolet, 1844)	0	0	0	0	0	0	96
Entomobrya multifasciata (Tullberg, 1871)	122	241	159	281	163	48	126
Entomobrya muscorum (Nicolet, 1842)	0	0	22	0	30	0	0
Lepidocyrtus cyaneus (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	0	89	404
Lepidocyrtus lanuginosus (Gmelin, 1788)	237	74	200	230	144	0	174
Lepidocyrtus lignorum (Fabricius, 1793)	0	0	141	0	181	0	0
Lepidocyrtus nigrescens (Szeptyczki, 1967)	0	0	0	7	44	0	7
*Lepidocyrtus paradoxus (*Uzel, 1890)	0	0	0	0	0	0	141
Pseudosinella alba (Packard, 1873)	76	37	163	226	33	4	293
Pseudosinella horaki (Rusek, 1985)	0	0	0	0	267	0	0
Pseudosinella octoopunctata (Börner, 1901)	0	0	0	0	0	0	156

Pseudosinella petterseni (Börner, 1901)	19	11	0	15	0	0	130
Pseudosinella sexoculata (Schött, 1902)	0	0	0	0	41	0	0
Pseudosinella sp. *wahlgreni-group*	0	0	59	0	107	0	0
Heteromurus major (Moniez, 1889)	0	0	0	0	0	0	104
Heteromurus nitidus (Templeton, 1835)	0	0	137	22	11	0	0
Orchesella cincta (Linnaeus, 1758)	81	85	0	7	7	37	256
Orchesella flavescens (Bourlet, 1839)	4	0	44	0	126	0	0
Orchesella multifasciata (Stscherbakow, 1898)	248	148	144	322	148	0	0
Orchesella spectabilis (Tullberg, 1871)	0	0	19	0	93	0	0
Isotomidae							
Cryptopygus bipunctatus (Axelson, 1903)	7	0	381	281	1541	0	0
Desoria violacea (Tullberg, 1877)	0	0	0	0	7	0	0
Folsomia manolachei (Baggnall, 1939)	315	463	1493	963	2044	0	0
Folsomia quadriocuculata (Tullberg, 1871)	207	541	733	819	1633	0	0
Folsomides parvulus (Stach, 1922)	0	0	0	0	0	33	0
Isotoma anglicana (Lubbock, 1862)	0	0	0	0	0	30	104
Isotoma caerulea (Bourlet, 1839)	0	0	0	0	0	4	70
Isotoma viridis (Bourlet, 1839)	0	0	0	0	0	0	189
Isotomiella minor (Schäffer, 1896)	193	74	633	385	1422	0	0
Parisotoma notabilis (Schäffer, 1896)	922	959	1141	1507	1278	270	120
Proisotoma minuta (Tullberg, 1871)	11	0	30	0	56	0	7
Tomoceridae							
Pogonognathellus flavescens (Tullberg, 1871)	0	0	22	0	133	0	0
Pogonognathellus longicornis (Müller, 1776)	0	0	0	0	7	0	0
Tomocerus vulgaris (Tullberg, 1871)	0	0	7	0	52	0	0
Neelidae							
Megalothorax minimus (Willem, 1900)	93	7	189	89	400	0	0
Bourletiellidae							
Bourletiella arvalis (Fitch, 1863)	0	0	0	0	0	0	33
Fasciosminthurus virgulatus (Skorikow, 1899)	0	0	0	0	0	0	7
Arrhopalitidae							
Arrhopalites cf. *principalis* (Stach, 1945)	0	0	0	0	56	0	0
Katiannidae							
Sminthurinus aureus (Lubbock, 1862)	0	0	4	0	0	0	0
Sminthurinus elegans (Fitch, 1863)	30	4	33	78	33	7	100
Sphaeridia pumilis (Krausbauer, 1898)	74	11	804	248	1033	0	0
Sminthuridae							
Allacma fusca (Linnaeus, 1758)	0	0	7	0	7	0	0
Sminthurus maculatus (Tomosvary, 1883)	0	0	0	0	0	0	11
Spatulosminthurus flaviceps (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	22	0	0
Lipothrix lubbocki (Tullberg 1872)	0	0	219	15	393	0	0

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönettel elsősorban **Prof. Dr. Füleky Györgynek** tartozom, amiért meghívott a doktori programba és lehetővé tette ennek a dolgozatnak az elkészültét. Professzor Úr témavezetőként a munkám első két évében mindenben a segítségemre volt, szaktudásával és tapasztalatával irányította a vizsgálatok megtervezését, a mintavételeket a konferenciarészvételeket és a publikációkat.

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, **Dr. Simon Barbarának**, amiért témavezetésemet vállalta, munkámat a harmadik évtől irányította és segítette. Köszönettel tartozom elsősorban a földigiliszta-vizsgálatok megtervezéséért, lebonyolításáért és az állatok határozásáért.

Nagy köszönettel tartozok **Dr. Vinogradov Szergejnek** az adatok statisztikai feldolgozásában nyújtott iránymutatásáért és segítségéért. A laborvizsgálatokban nyújtott segítséget szeretném megköszönni **Prókainé Nemes Ágnesnek**, **Egyháziné Tamás Évának**, **Mónok Dávidnak**, **Dr. Kardos Leventenek**, illetve a Szent István Egyetem **Budai Campus Talajtani Laboratórium munkatársainak**.
Az avarvizsgálatok megtervezésében és lebonyolításában nyújtott szakmai irányításért és segítségért köszönettel tartozok **Dr. Simon-Gáspár Brigittának** és **Simon Szabinának**, Keszthelyről. Köszönöm édesapámnak, **Harta Istvánnak** a mélységi mintavételek megtervezéséhez és lebonyolításához nyújtott nagy segítségét. A mintavételi eszközök megtervezése, elkészítése és a mintavételek lebonyolítása nélküle nem valósult volna meg. Köszönöm testvéremnek, **Harta Péternek** az állományok felvételezésében nyújtott segítségét. Köszönöm **Dr. Csorba Ádámnak** a famagasságok meghatározásához használt módszer ajánlását. Köszönöm a Szent István Egyetem Mezőgazdasági- és Környezettudományi Kar **Vadvilág Megőrzési Intézet munkatársainak** a faállomány-felvételezéséhez szükséges mérési eszközök biztosítását.
Köszöntet szeretnék mondani feleségemnek **Harta-Fekete Dórának** és az egész családomnak, mert végig bíztattak és támogattak. Köszönöm **Dr. Traser Györgynek** az ugróvillások határozásában nyújtott segítségét és hogy alapképzésen témavezetőként elindított a tudományos diákkörben. Köszönöm a Doktori Titkárság és Környezettudományi Intézet munkatársainak, elsősorban **Törökné Hajdú Mónikának** és **Kárász Ildikónak**, az adminisztrációs ügyekben való rengeteg segítséget. Köszönettel tartozom **Frank Berger** úrnak az angol nyelvű publikációk nyelvi lektorálásáért.
Köszönöm munkatársaimnak **Barkász Zsuzsanna** és **Győri Diána** talajvédelmi felügyelőknek, hogy támogatták a doktori értekezésem megírását.

A legnagyobb köszönettel **Dr. Winkler Dánielnek**, a Soproni Egyetem egyetemi tanárának tartozom, aki a doktori munkámat mindvégig és mindenben segítette. Az ugróvillások vizsgálatát nagy szakmai hozzáértéssel felügyelte, irányította. Az állatokat meghatározta, az adatok feldolgozásához használt magas szintű statisztikai feldolgozást segítette. A doktori munkám alatt elkészült publikációkban nagyon nagy segítségemre volt.

A kutatás meghatározó része az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

A kutatás egy része az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 - Improving the role of research+development+innovation in the higher education through institutional developments assisting intelligent specialization in Sopron and Szombathely” pályázat keretében valósult meg.