

ÚJRAERDŐSÍTÉS HATÁSA A TALAJ TULAJDONSÁGaira ÉS A MEZOFAUNÁRA (COLLEMBOLA) EGYKORI SZÁNTÓFÖLDI MŰTRÁGYÁZÁSI TARTAMKÍSÉRLETI TERÜLETEN

Harta István¹, Winkler Dániel² és Fülek György¹

¹Szent István Egyetem, Környezettudományi Intézet

²Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Kivonat

A gödöllői Szent István Egyetem két korábbi műtrágyázási tartamkísérleti területén ma fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) faültetvény található. Kutatásunk során a kísérleti területek korábban legnagyobb adagú műtrágyával kezelt parcelláinak talajparamétereit és ugróvillás (Collembola) faunáját vizsgáltuk. Kontroll élőhelyként akácos és kocsánytalan tölgyes állományok, mezeijuharos-tölgyes reliktumfolt, valamint művelt és felhagyott szántó szolgáltak. A talajtulajdonságok és a talajfauna eredmények alapján az újraerdősített területek a kontroll erdőkhöz hasonlóak leginkább, ugróvillás faunájuk átmeneti jellegű, a nyílt és erdei közösségek fajai egyaránt megtalálhatóak benne. A kísérleti területek abundancia, fajszám és diverzitásértékei elmaradnak a kontroll erdőállományokétól, a szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban szignifikánsan magasabb diverzitás figyelhető meg. Az akác ültetvényben magasabb volt az ugróvillás-sűrűség, de a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség a kocsánytalan tölgy ültetvényben volt a magasabb. A Bray-Curtis hasonlósági mutató alapján a nyílt és erdei közösségek jól elkülönülnek, az erdőtelepítések és a kontroll erdők külön alcsoportot alkotnak.

Kulcsszavak: talajfauna, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus petraea*, újraerdősítés, talajkémia

EFFECT OF REFORESTATION ON SOIL PROPERTIES AND MESOFAUNA (COLLEMBOLA) IN A FORMER LONG-TERM FERTILIZATION EXPERIMENTAL AREA

Abstract

Reforestation with black locust (*Robinia pseudoacacia*) and sessile oak (*Quercus petraea*) has occurred on two former fertilization experimental areas of Szent István University in Gödöllő. The aim of this study was to investigate the soil parameters and the Collembola fauna in the previously highest fertilizer-treated parcels. Nearby control sites (black locust forest, sessile oak forest, relict forest, as well as cultivated and abandoned arable land) have been selected for comparative analyses. Based on the results, the reforested areas were most similar to the control forests. Their Collembola fauna are transitional, species typical for both open areas and forests have also been detected. While the abundance, species richness and diversity of the experimental areas are still lower than in the control forests, we observed significantly higher

diversity when compared to the communities found in the cultivated arable fields. While Collembola were slightly more abundant in the black locust plantation, species richness, diversity and evenness values were higher in the sessile oak plantation. Based on the Bray-Curtis similarity measure, open and forest communities clearly separated, moreover, the studied plantations and control forests formed separate subgroups.

Keywords: soil biota, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus petraea*, reforestation, soil chemistry

BEVEZETÉS

Az erdőterületek növelése, így a gyenge minőségű szántók visszaerdősítése szerepel az Európai Unió agrárpolitikájának célkitűzései között (CEU 2014), de világviszonylatban is fontos megállapodások születtek a témában (UN 2014, UNEP 2014). Globális szinten az erdők nagymértékű csökkenése tapasztalható, aminek komoly hatásai vannak a társadalmakra és a gazdaságra is (Meyfroidt & Lambin 2011). Az erdők jelentős része a változó klíma és a szárazodó éghajlat hatásainak erősebben kitétt (Dale et al 2001). Az újraerdősítést követően létrejött faállományok nem rendelkeznek olyan komplex struktúrával, mint a természetes erdők (Cunningham et al 2015), azonban ellensúlyozzák a klímaváltozás hatásait (Hooper et al 2005), mérséklik a napsugárzást és a szélesebbséget (Cunningham et al 2015), csökkentik a talajeróziót, növelik az élőhelyek számát és a biodiverzitást (Jackson et al. 2005), kapcsolatot teremtenek a populációk között, segítik a génáramlást (Gilbert-Norton et al. 2010), de fontos szerepük van a szén, az oxigén és a tápanyagok biogeokémiai körforgalmában is (Arneeth et al. 2010). Az erdők jóval több légköri eredetű szénraktározó biomasszájukban, mint a szántók vagy a legelők (Pan et al. 2011).

Kutatásunk során két, korábban szántóföldi műtrágyázási tartamkísérletként használt, újraerdősített területet vizsgáltunk, kontrollterületekkel összehasonlítva. A gödöllői Szent István Egyetem szárítópusztai kísérleti telepén található két kísérleti területen jelenleg fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) és kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) állományok találhatók. A területen a klimatikus és edafikus adottságoknak megfelelő eredeti vegetáció az erdő. Az állománytelepítés óta kevés kutatás zajlott itt (Ockert 2006, Szováti et al 2006, Tolner et al 2010, Harta et al 2016), de világszinten is kevés publikáció foglalkozik a műtrágyázás erdőkre gyakorolt hatásával (Burner 2005, Gruenewald et al 2007, Mäkipää 1994, Mirmanto et al 1999, Plass 1972, Tanner et al 1992, Turkington et al 1998). A műtrágyázás azonban hatással van a talajok kémiai és fizikai tulajdonságaira, valamint a talaj-növény tápanyagforgalomra (Haynes & Naidu 1998, Kádár et al 2007, Kovács & Füleky 1991), így hosszútávú hatásainak vizsgálata szükséges (Németh & Várallyay 1998).

A talaj megfelelő tápanyagforgalmának elengedhetetlen feltétele a mezofauna jelenléte (Giller et al 1997), melynek egyik legfontosabb csoportját az ugróvillások (Collembola) jelentik. Jelentőségük abban áll, hogy elősegítik a szerves anyagok mineralizációját és a mikorrhiza gombák terjesztését (Hopkin 1997, Lavelle et al 1997, Coleman 2008). A bioindikáció-analízishez cönológiai jellemzőik miatt kiváló indikátorok, a legalkalmasabb tesztcsoportok közé tartoznak (Hopkin 1997, Van Straalen 1997). A szennyvezetések, a környezeti változásokra, vagy a gazdálkodási mód megváltozására is egyértelműen reagálnak (Paul et al 2011, Sousa et al 2006). A műtrágyázás és a talaj biológiai tulajdonságai közötti összefüggések nem egészen tisztázottak (Giller et al 1997), így célunk, hogy a hosszú idejű műtrágyázást követő újraerdősítés hatását értékeljük a talaj mezofaunájának kiválasztott indikátor szervezeteivel (Collembola).

ANYAG ÉS MÓDSZER

Vizsgálati terület

Vizsgálatainkat a Szent István Egyetem szárítópusztai kísérleti telepén lévő két műtrágyázási tartamkísérletben, illetve 5 kontrollterületen végeztük (Gödöllő, Pest megye). A kontrollterületeket úgy jelöltük ki, hogy a művelt és a művelésből kivont szántók, a környékbeli erdők, illetve a táj őshonos zárótársulása is reprezentálva legyenek. A tölgyes kísérleti terület (T5) és az akácos kísérleti terület (A12) mellett a kontrollterületek így egy művelt szántó (SZ), felhagyott szántó (FSZ), akác kontroll (AK), tölgyes kontroll (TK) és a SZIE Botanikus Kertjében található gyertyánelegyes mezeijuharos-tölgyes reliktumfolt (RT) (*Aceri campestri-Quercetum petraeae-roboris*) lettek (1 ábra).



1. ábra: A kutatási területek elhelyezkedése – mintavételi helyek

- 1 – akácos kísérleti terület (A12), 2 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület (T5), 3 – akác kontroll (AK),
4 – kocsánytalan tölgyes kontroll (TK), 5 – reliktum tölgyes (RT), 6 – szántó (SZ), 7 – felhagyott szántó (FSZ)

Figure 1: Location of the study area – sampling sites

- 1 – Black locust experimental stand (A12), 2 – Sessile oak experimental stand (T5), 3 – Black locust control (AK),
4 – Sessile oak control (TK), 5 – Relict forest (RT), 6 – Arable land (SZ), 7 – Uncultivated arable land (FSZ)

A mintaterületek a Gödöllői-dombság kistájban találhatók, 230–240 m tengerszint feletti magasságban. A klíma mérsékelt száraz kontinentális, az átlagos évi csapadékmennyiség 540–580 mm, az átlagos évi középhőmérséklet 9,5–10,0 °C (Dövényi 2010). A kísérleti területeken 60–90 cm vastag Ramann-féle barna erdőtalaj (rozsdabarna erdőtalaj – Luvic Calcic Phaeozem altípus) található, löszsel kevert homok alapkőzetten (Stefanovits 1972). A 0–20 cm textúrája vályogos homok, sűrűsége átlagosan 1,58 g·cm⁻³, a teljes porozitás 51,2%, a gravitációs pórusok aránya 20,7% (Ockert 2006). A talaj tápanyagellátottsága és vízháztartása alapvetően gyenge (Kovács & Füleky 1991).

A két kísérleti terület (A; T) teljes nettó területe 11 900 m². Mindkét erdőállományban a korábban legnagyobb műtrágyadózissal kezelt parcellákat választottunk ki, kétszer 420 m² területen. A tölgyerdő kísérlet korábban vetésforgó műtrágyázási tartamkísérlet volt, 1972-ben létesítették. Itt NPK-műtrágyázás folyt



5 különböző műtrágyaszinten, növekvő adagokban. Az „A” szakaszra, 1998-ban kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) telepítése történt, a kísérlet többi részét megszüntették. Jelen kutatásban a legnagyobb (T5) korábbi kezelést vizsgáltuk. Az akácerdő kísérlet korábban kukorica monokultúra műtrágyázási tartamkísérlet volt, 1970-ben létesítették. Akkor 20 éven keresztül az eltérő mennyiségű és arányú NPK-műtrágyázás hatásait vizsgálták, majd 1995 őszen Pusztaavacsról származó fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) telepítése történt. A területen 12 különböző műtrágyázási dózist alkalmaztak, melyből jelen kutatásban a legnagyobb (A12) korábbi kezelést vizsgáltuk. A két kísérleti terület kiválasztott legnagyobb kezelésire összesen kijuttatott hatóanyagmennyiségeket az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat: A kocsánytalan tölgyes kísérleti terület (T5) és az akácos kísérleti terület (A12) kiválasztott mintaterületein alkalmazott műtrágyakezelések, az ültetvények telepítése előtt

Table 1: Fertilizer doses applied in the study area before the plantation of the sessile oak (T5) and black locust (A12) stands

	Kijuttatott műtrágya-hatóanyag			
	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	Össz.
T5	kg * ha ⁻¹ * 25 év ⁻¹			
	7530	4510	5428	17 468
A12	kg * ha ⁻¹ * 20 év ⁻¹			
	7200	4800	4000	16 000

Gyűjtési és kiértékelési módszerek

A talaj (0–20 cm) vizsgálatához minden mintaterületről 5 talajmintát (kb. 50 g) gyűjtöttünk, véletlenszerűen, 3 ismétlésben. Az ugyanarról a mintaterületről származó 5 talajmintát összekevertük, így összesen 21 db kompozit mintát kaptunk. A légszárzóra szárítás után a talajmintákat összetörtük, majd 2,0 mm átmérőjű szitán átszitáltuk. Minden mintából meghatároztuk a desztillált vizes (pH_{H2O}) és a kálium-kloridos (pH_{KCl}) pH-t (Buzás 1988), Tyurin módszerrel, K₂Cr₂O₇ és H₂SO₄ segítségével a humusztartalmat (H%) (Buzás 1988), a KCl-oldható NO₃⁻ és NH₄⁺ tartalmat (Bacsó et al. 1972), az ammónium-laktát-oldható P- és K-tartalmat (AL-P₂O₅, AL-K₂O) (Egnér et al. 1960), a mésztartalmat (CaCO₃) (Buzás 1988) és az Arany-féle kötöttséget (K_A) (Buzás 1993).

A talajparaméterek közötti statisztikai különbség kimutatásához egytényezős variancia-analízist használtunk, ahol az SzD-értéket 5%-os hibahatárral adtuk meg.

Az ugróvillások kimutatásához minden kiválasztott mintaterületről 5 talajmintát gyűjtöttünk hossztengevényekben két palástra osztott fémhengerrel (100 cm³, d=3,6 cm, h=10,0 cm), véletlenszerűen. A mintákból az ugróvillásokat 14 napos futtatással nyertük ki, Berlese-Tullgren futtatók segítségével. Az egyes fajokat a főbb taxonómiai kulcsok (Deharveng 1982, Fjellberg 1980, 1998, Babenko et al 1994, Zimdars & Dunger 1994, Weiner 1996, Jordana et al. 1997, Pomorski 1998, Brefeld 1999, Potapov 2001, Thibaud et al. 2004, Jordana 2012) segítségével határoztuk meg. Az ugróvillások rendszertani áttekintésénél a magyar fauna besorolását (Dányi & Traser 2008) vettük alapul.

A közösségi-ökológiai elemzés során a fajszám, abundancia- és dominancia-viszonyok, fontosabb közösségi karakterisztikák – Shannon diverzitás (Shannon & Weaver 1949), kiegyenlítettség (Pielou 1966) – segítségével végeztük el az egyes habitatok összehasonlító értékelését. A diverzitások statisztikai összehasonlítását a Hutcheson-féle módosított *f*-próbával végeztük el (Hutcheson 1970).

A vizsgált élőhelyek hasonlóságát az ugróvillás-közösségek Bray-Curtis-féle hasonlóságmérésén alapuló klaszteranalízis segítségével vizsgáltuk (Bray & Curtis 1957).

Az elemzéseket az SPSS vs20 (IBM Corp. 2011) és a Past ver 2.17b (Hammer et al 2001) segítségével végeztük el.

EREDMÉNYEK

Talajeredmények

A mért talajparamétereket a 2. táblázat tartalmazza, a számolt $SzD_{5\%}$ értékekkel. A $CaCO_3$ -tartalom a legtöbb minta esetében 0% volt, így nem lehetett varianciaanalízist végezni az adatokkal. A felhagyott szántó (FSZ) esetében a karbonáttartalom átlaga 0,85%, míg a kontroll akác (AK) esetében 1,82% volt.

A tölgyes kísérlet (T5) a talaj 0-20 cm-es rétegének paraméterei alapján a kontroll tölgyestől (TK) foszfortartalom, káliumtartalom és K_A , a szántótól (SZ) pH_{H_2O} , humusztartalom, foszfortartalom és K_A , a felhagyott szántóterülettel (FSZ) mindkét pH, foszfortartalom és K_A , a reliktum tölgyestől (RT) a káliumtartalom kivételével minden paraméter esetében szignifikánsan különbözik.

Az akác kísérlet (A12) a talaj 0-20 cm-es rétegének paraméterei alapján a tölgyes kísérlettől (T5) mindkét pH, illetve foszfor- és a káliumtartalom, a szántótól (SZ) humusztartalom, pH_{KCl} és K_A , a felhagyott szántótól (FSZ) foszfortartalom és K_A , a reliktum tölgyestől (RT) a foszfortartalom kivételével minden paraméter esetében szignifikánsan különbözik. A kontroll akácstól (AK) egyik paraméter tekintetében sincs statisztikailag igazolható különbség.

2. táblázat: A kísérleti ültetvények és a kontrollterületek talajának (0–20 cm) paraméterei

A12 – akác kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,

TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó

Table 2: Soil parameters in the studied plantations and control sites

A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,

TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

	pH_{KCl}	pH_{H_2O}	Humusz	AL- P_2O_5	AL- K_2O	$NO_3^- + NH_4^+$	K_A
			%	mg/kg			
A12	6,26	6,85	2,22	45,60	188,33	9,00	28,33
AK	6,05	6,68	1,46	87,83	145,67	9,03	27,33
T5	4,56	5,57	2,11	280,00	270,33	12,83	27,00
TK	4,95	5,86	2,01	27,25	126,37	10,93	32,00
RT	3,63	4,56	3,97	68,80	298,67	35,07	43,67
SZ	5,21	6,27	0,83	100,30	243,67	6,33	21,33
FSZ	6,48	7,07	2,19	172,53	217,67	8,23	32,67
$SzD_{5\%}$	0,82	0,64	1,09	71,87	71,56	15,20	3,27

Faunisztikai eredmények

A vizsgálat során gyűjtött mintákból összesen 76 ugróvillás faj került elő. A fajok abundanciaértékeit a vizsgált habitatokban a 3. táblázat foglalja össze. Az egyes ugróvillás csoportok megoszlása alapján megállapítható, hogy a legnagyobb fajszámmal az Entomobryidae család képviselt, ugyanakkor szembevetendő az Isotomidae család kiemelkedő abundanciája. Ez elsősorban néhány, időszakos tömegszaporodásra is hajla-

mos faj (pl. *Folsomia manolachei*, *F. quadrioculata*, *Parisotoma notabilis*) kiugróan magas egyedszámának köszönhető. A vizsgálati terület geográfiai és klimatikus viszonyainak megfelelően számos xerothermofil ugróvilás (pl. *Mesaphorura critica*, *Metaphorura denisi*, *Entomobrya multifasciata*, *Orchesella cincta*) került elő a gyűjtött mintákból. Az akáccal és kocsánytalan tölgygel újraerdősített mintaterületeken az állományok fiatal kora és környező habitatok (szántó, felhagyott szántó, erdősav) 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.

3. táblázat: Az előforduló *Collembola* fajok átlagos abundanciája (egyed/m²) a vizsgált élőhelyeken
 A12 – akác kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,
 TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó
 Table 3: *Collembola* species spectrum and mean abundance (ind./m²) in the sampled habitats
 A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,
 TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Brachystomellidae							
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	0	0	0	0	0	213	27
Hypogastruridae							
<i>Ceratophysella luteospina</i> (Stach, 1920)	0	127	20	0	0	0	0
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	0	0	0	0	0	913	327
<i>Choreutinula inermis</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	140	0	0
<i>Hypogastrura socialis</i> (Uzel, 1891)	0	0	0	0	0	0	1427
<i>Hypogastrura vernalis</i> (Carl, 1901)	0	0	0	0	0	0	467
<i>Willemia virae</i> Kaprus, 1997	193	147	280	393	20	133	487
<i>Xenylla brevisimilis</i> Stach, 1949	0	33	0	0	0	0	0
Neanuridae							
<i>Deutonura conjuncta</i> (Stach, 1926)	0	0	0	7	40	0	0
<i>Friesea truncata</i> Cassagnau, 1958	0	0	0	0	0	0	7
<i>Neanura muscorum</i> (Templeton, 1835)	0	0	27	67	247	0	0
<i>Pratanurida cassagnai</i> Rusek, 1973	0	0	0	0	0	0	7
<i>Pseudachorutes dubius</i> Krausbauer, 1898	0	0	0	40	7	0	0
<i>Pseudachorutes parvulus</i> Börner, 1901	7	0	33	0	313	0	0
<i>Pseudachorutes pratensis</i> Rusek, 1973	0	0	0	0	0	0	13
<i>Pseudachorutes subcrassus</i> Tullberg, 1871	0	0	0	67	0	0	0
Odontellidae							
<i>Superodontella lamellifera</i> (Axelson, 1903)	0	0	0	0	40	0	0
Onychiuridae							
<i>Protaphorura armata</i> (Tullberg, 1869)	347	487	747	620	700	13	933
<i>Protaphorura cancellata</i> (Gisin, 1956)	0	0	0	0	0	0	20
<i>Protaphorura campata</i> (Gisin, 1952)	47	0	20	27	380	0	0
<i>Protaphorura subarmata</i> (Gisin, 1957)	0	0	0	0	0	0	13

A 3. táblázat (folytatás)

Table 3. (cont.)

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Tullbergiidae							
<i>Mesaphorura critica</i> Ellis, 1976	373	360	93	27	0	140	373
<i>Mesaphorura italica</i> (Rusek, 1971)	53	40	0	0	0	27	220
<i>Mesaphorura krausbaueri</i> Börner, 1901	453	420	100	320	100	0	0
<i>Mesaphorura macrochaeta</i> Rusek, 1976	180	273	27	167	0	113	447
<i>Mesaphorura yosii</i> (Rusek, 1967)	0	0	0	0	0	27	0
<i>Metaphorura denisi</i> Simon, 1985	0	0	0	0	0	107	727
Cyphoderidae							
<i>Cyphoderus albinus</i> Nicolet, 1842	0	7	0	0	0	0	33
<i>Cyphoderus bidenticulatus</i> Parona, 1888	0	0	0	0	0	0	13
Entomobryidae							
<i>Entomobrya corticalis</i> (Nicolet, 1842)	0	0	0	60	287	0	0
<i>Entomobrya dorsalis</i> Uzel, 1891	0	0	13	33	33	0	0
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet, 1844)	0	0	0	0	0	0	173
<i>Entomobrya multifasciata</i> (Tullberg, 1871)	433	507	220	287	293	87	227
<i>Entomobrya muscorum</i> (Nicolet, 1842)	0	0	0	40	53	0	0
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> Tullberg, 1871	0	0	0	0	0	160	727
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Gmelin, 1788)	133	413	427	360	260	0	313
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1793)	0	0	0	253	327	0	0
<i>Lepidocyrtus nigrescens</i> Szeptyczki, 1967	0	13	0	0	80	0	13
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i> Uzel, 1890	0	0	0	0	0	0	253
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	67	407	133	293	60	7	527
<i>Pseudosinella horaki</i> Rusek, 1985	0	0	0	0	480	0	0
<i>Pseudosinella octopunctata</i> Börner, 1901	0	0	0	0	0	0	280
<i>Pseudosinella petterseni</i> Börner, 1901	20	20	33	0	0	0	233
<i>Pseudosinella sexoculata</i> Schött, 1902	0	0	0	0	73	0	0
<i>Pseudosinella cf. wahlgreni</i> (Börner, 1907)	0	0	0	107	193	0	0
<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	0	0	0	0	0	0	187
<i>Heteromurus nitidus</i> (Templeton, 1835)	0	40	0	247	20	0	0
<i>Orchesella cincta</i> (Linnaeus, 1758)	153	13	147	0	13	67	460
<i>Orchesella flavescens</i> (Bourlet, 1839)	0	0	7	80	227	0	0
<i>Orchesella multifasciata</i> (Stscherbakow, 1898)	267	580	447	260	267	0	0
<i>Orchesella spectabilis</i> Tullberg, 1871	0	0	0	33	167	0	0
Isotomidae							
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	0	507	13	687	2773	0	0
<i>Desoria violacea</i> (Tullberg, 1877)	0	0	0	0	13	0	0

A 3. táblázat (folytatás)

Table 3. (cont.)

Collembola	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
<i>Folsomia manolachei</i> Bagnall, 1939	833	1733	567	2687	3680	0	0
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullberg, 1871)	973	1473	373	1320	2940	0	0
<i>Folsomides parvulus</i> Stach, 1922	0	0	0	0	0	60	0
<i>Isotoma anglicana</i> Lubbock, 1862	0	0	0	0	0	53	187
<i>Isotoma caerulea</i> (Bourlet, 1839)	0	0	0	0	0	7	127
<i>Isotoma viridis</i> Bourlet, 1839	0	0	0	0	0	0	340
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	133	693	347	1140	2560	0	0
<i>Parisetoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	1727	2713	1660	2053	2300	487	2160
<i>Proisetoma minuta</i> (Tullberg, 1871)	0	0	20	53	100	0	13
Tomoceridae							
<i>Pogonognathellus flavescens</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	40	240	0	0
<i>Pogonognathellus longicornis</i> (Müller, 1776)	0	0	0	0	13	0	0
<i>Tomocerus vulgaris</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	13	93	0	0
Neelidae							
<i>Megalothorax minimus</i> Willem, 1900	13	160	167	340	720	0	0
Bourletiellidae							
<i>Bourletiella arvalis</i> (Fitch, 1863)	0	0	0	0	0	0	60
<i>Fasciosminthurus virgulatus</i> (Skorikow, 1899)	0	0	0	0	0	0	13
Arrhopalitidae							
<i>Arrhopalites cf. principalis</i> Stach, 1945	0	0	0	0	100	0	0
Katiannidae							
<i>Sminthurinus aureus</i> (Lubbock, 1862)	0	0	0	7	0	0	0
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1863)	7	140	53	60	60	13	180
<i>Sphaeridia pumilis</i> (Krausbauer, 1898)	20	447	93	1447	1860	0	0
Sminthuridae							
<i>Allacma fusca</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	13	13	0	0
<i>Sminthurus maculatus</i> Tömösváry, 1883	0	0	0	0	0	7	20
<i>Spatulosminthurus flaviceps</i> (Tullberg, 1871)	0	0	0	0	40	0	0
<i>Lipothrix lubbocki</i> (Tullberg, 1872)	0	27	0	393	707	0	0

Közösségi ökológiai eredmények

A vizsgált élőhelyek Collembola közösségeinek legfontosabb karakterisztikáit a 4. táblázatban foglaljuk össze.

A legtöbb fajt a reliktum tölgyesben vett mintákban észleltük, a legalacsonyabb fajszám pedig a művelt szántókra jellemző. Bár a szántóval összehasonlítva az erdősitésekben több fajt detektáltunk, a fajszám és a diverzitás értéke az akácos és a kocsánytalan tölgyes esetében is még elmarad a kontroll élőhelyek közösségeinek értékeitől (t -teszt, $p < 0,01$). A felhagyott szántó jellegzetes ugróvillás-közösségek élettere, amelyre

a magas fajszám és diverzitás mellett a legnagyobb kiegyenlítettség is jellemző. Az abundancia-viszonyok tekintetében hasonló eredményeket kaptunk, miszerint a legnagyobb ugróvillás-sűrűséget a reliktum tölgyes foltban találtuk. Itt már szembetűnőbb a különbség a művelt területek és a fiatal erdősitések közösségeit tekintve, utóbbiaknál átlagosan közel 2,5-szer nagyobb ugróvillás-sűrűséget tapasztaltunk. A különböző fajok telepítéseket tekintve az abundancia, ha nem is számottevően, de az akácokban volt magasabb.

4. táblázat: A vizsgált habitatokra jellemző ugróvillás-közösségek fontosabb karakterisztikáinak átlagértékei

A12 – akácok kísérleti terület, AK – akác kontroll, T5 – kocsánytalan tölgyes kísérleti terület,

TK – kocsánytalan tölgy kontroll, RT – reliktum tölgyes, SZ – szántó, FSZ – felhagyott szántó

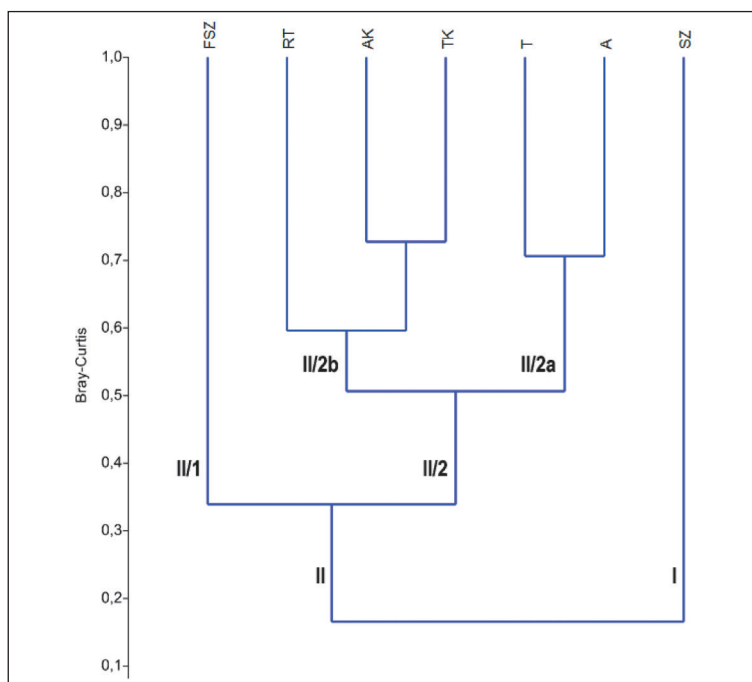
Table 4: Mean values of collembola community characteristics in the sampled habitats

A12 – Black locust experimental stand, AK – Black locust control, T5 – Sessile oak experimental stand,

TK – Sessile oak control, RT – Relict forest, SZ – Arable land, FSZ – Uncultivated arable land

	A12	AK	T5	TK	RT	SZ	FSZ
Fajszám (S)	17,7	20,7	19,7	29,3	35,7	14,0	28,7
Abundancia (egyed/m ²)	6433	11780	6067	14040	23033	2633	12033
Shannon index	2,307	2,513	2,424	2,696	2,747	2,050	2,899
Egyenletesség	0,804	0,831	0,820	0,798	0,769	0,777	0,864

Az ugróvillás-közösségek hasonlóságát a Bray-Curtis index alapján végzett hierarchikus cluster-analízis dendrogramja szemlélteti (2. 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.



2. ábra: A Bray-Curtis hasonlósági indexen alapuló hierarchikus cluster-analízis dendrogramja

Figure 2: Dendrogram based on cluster analysis using the Bray-Curtis index of similarity

MEGVITATÁS

Az eredményekből látható, hogy az akácós kísérleti területen a talajban felhalmozott tápanyagok felhasználása sokkal hatékonyabban valósult meg, mint a tölgyes kísérletben. Ennek egyik oka lehet, hogy a műtrágyázás negatív hatással van az erdőtalaj gomba-biomassájára (Wallenstein et al 2006), így a tölgyekkel együtt élő mikorrhiza fajokra is (Berki 1999). Ezzel szemben az akáccal szimbiózisban élő rhizóbium baktériumok (Mantovani et al 2015) nitrogénfixáló képessége K-tágyázás hatására hatékonyabb (Berki 1999). Foszfortrágyázás hatására az akác növekedése gyorsabb (Burner 2005, Gruenewald et al 2007), de NPK-műtrágyázás hatására az erdők biomasszája és az avar mennyisége is szignifikánsan nő (Tanner et al 1992, Turkington et al 1998). A foszfor hosszú ideig marad ugyan a talajban (Kovács & Füleky 1991), de a pillangósoknak, így az akácnak is nagy a foszforigénye (Kanzler et al 2015, Loch 1999, Plass 1972), így az akácós talajának foszfortartalma meglehetősen alacsony.

A telepített erdőkben a lombkorona záródása (Oliver & Larson 1996), illetve az avarvastagság kialakulása (Cunningham et al 2012) a telepítését követő két évtizeden belül lezajlik. A gyorsan növő, idegenhonos fajok, mint az akác, hatékonyabban képesek a légköri CO₂-t megkötni, mint az őshonos kocsánytalan tölgy (Lindenmayer et al 2003), lombkorona-záródásuk gyorsabb, szerkezetük hamarabb kialakul (Haggar et al 1997), amit az optimális kocsánytalan tölgy termőhely biztosít (Bartha et al 2014). Az akácós kísérletben cserjék is előfordulnak, ezáltal az erdőszerkezet fejlettebb (Kanowski et al 2003) és rövidebb idő alatt kialakult (Munro et al 2009). Sőt, az akáclevelek mineralizációja gyorsabb, az optimálisabb C/N arány miatt (Tanteno et al 2007).

A talajfauna vonatkozásában elmondható, hogy – paradox módon – mind az erdőirtás, bizonyos esetekben pedig az erdősítés is negatív hatással lehet az ugróvillás-közösségek abundanciájára, diverzitására (Jordana et al 1987, Deharveng 1996, Ponge et al 2006). Bár korábbi adatok nem állnak rendelkezésre a kísérleti terület talajfaunájára vonatkozóan, az intenzív használat és kezelések azonban feltételezhetően degradáló hatással voltak az ugróvillás-közösségekre (pl. Kovács et al 2001, Winkler & Traser 2017). Ezt igazolja jelen kutatásunkban a kontrollként választott művelt szántó közösségének alacsony fajszáma, diverzitása és abundanciája. Ezzel szemben a felhagyott szántón fajgazdag és abundáns közösséget találtunk, ami összefüggésben lehet a fiatal parlagok növényzetének magas fitomasszaprodukciójával és ennek következtében a nagyobb avarmennyiséggel (Bálint et al 2014).

Az intenzív szántóterületek újraerdősítésének pozitív hatása megmutatkozik a talajfauna eredményekben is. Az abundancia, fajszám és diverzitásértékek, bár elmaradnak a kontroll akác és kocsánytalan tölgyes állományokétól, a környező szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban az ültetvényekben szignifikánsan magasabb Collembola diverzitás figyelhető meg. A vizsgált ültetvények talajának kolonizációja azonban lassú folyamat, amit a környező élőhelyekkel (szántó, felhagyott szántó, kevésbé záródott erdősáv) is magyarázhatunk. Míg a felszínen mozgó ugróvillások (pl. Entomobryidae) könnyebben terjedhetnek a kissé távolabbi erdőkből is, ugyanez nem mondható el a legtöbb euedafikus fajról (pl. Tullbergiidae), amelyek morfológiájában erős redukció (pl. csökevényes ugróvilla vagy annak teljes hiánya) figyelhető meg (Salmon & Ponge 1998). Ezzel is magyarázható, hogy a két ültetvény ugróvillás faunája még átmeneti jellegű, a közösségekben éppúgy megtalálhatók a nyílt habitatok fajai, mint egyes silvicol fajok.

Az újraerdősítéseknél a fajtamegválasztás döntő fontosságú és hosszútávon jelentős hatással lehet a talajra és a talaj biótára. Az idegenhonos faállományok biodiverzitása – így talajfaunája is – eredendően szegényebb, mint az őshonos fajok alkotta állományoké (Lindenmayer et al 2003). Hazai viszonylatban ezt a megállapítást főként az akác, feketefenyő, erdei fenyő és nemesnyár monokultúrák esetében igazolták (Traser & Csóka 2001, Traser 2003, Winkler & Tóth 2012), de ugyanez elmondható bármely egzóta ültetvényre Európa szerte (Klimentz 1992). Az inváziós fajok közül nagy jelentőséggel bír az akác, mivel a hazai erdők állományának közel 25%-át alkotja (Bartha et al 2008) és a szántók újraerdősítése miatt (racionális földhasználat)

területének növekedése várható (Bartha et al 2014), leginkább kocsánytalan tölgyes klímában (Balogh et al 2006). Az akác komplex hatással van a talaj jellemzőire, leginkább a nitrogén- és nitráttartalom, valamint a szervesanyag-tartalom növelésével (Rice et al 2004, Tateno et al 2007). Az utóbbi jellegzetesség jól tükröződik a vizsgált akác ültetvény kissé magasabb *Collembola* abundanciájában, összevetve a kocsánytalan tölgyes állománnyal. Mindazonáltal a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség a tölgy ültetvényben volt a magasabb. Ez a jelenség az akác allelopátiás hatásával is magyarázható. Ez a fajfaj másodlagos metabolitokat (pl. toxalbuminokat, robint és phasint) képes előállítani és felszabadítani, amelyek gátló hatással lehetnek a fehérjeszintézisre, amit egyes fajok kevésbé tolerálnak (Hui et al 2004, Rahmonov 2009, Lazzaro et al 2018).

ÖSSZEFOGLALÁS

Az egykori szántóföldi műtrágyázási tartamkísérlet területén létesített akác és kocsánytalan tölgy ültetvény talajfaunája jól jelzi a talajparaméterekben is megmutatkozó változásokat. Az ugróvillás-közösségek fajszáma, diverzitása és abundanciája ugyan elmarad a kontroll erdőállományokétól, a szántóterületek faunájával összehasonlítva azonban magasabb fajgazdagság, diverzitás és ugróvillás-sűrűség figyelhető meg. A fajmegválasztás hatása már jól megmutatkozik a vizsgált fiatal telepítésekben is. Az akác ültetvényben ugyan nagyobb ugróvillás-sűrűséget tapasztaltunk, a fajgazdagság, diverzitás és egyenletesség viszont a kocsánytalan tölgy esetében volt magasabb.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

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

FELHASZNÁLT IRODALOM

- Arneith 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. *Nature Geoscience* 3: 525–532. DOI: [10.1038/ngeo905](https://doi.org/10.1038/ngeo905)
- Babenco A.B., Chernova N.M., Potapov M.B. & Stebaeva M.B. 1994: *Collembola* of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae. Nauka, Moscow.
- Bacsó A., Dezső I., Maul F., Stefanovics P. & Tusz Zs. 1972: Talajtani gyakorlatok. Egyetemi jegyzet, Agrártudományi Egyetem Mezőgazdaságtudományi Kar, Gödöllő.
- Balogh L., Csoboth I., Kovács G. & Tímár G. 2006: Az akác természetésének termőhelyi lehetőségei és korlátai. *Erdészeti Lapok* 141(7-8): 230–233.
- Bartha D., Csiszár Á. & Zsigmond V. 2008: Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). In: Botta-Dukát Z. & Balogh L. (eds): *The Most Important Invasive Plants in Hungary*. Hungarian Academy of Sciences, Institute of Ecology and Botany, Vácrátót. 63–76.
- Bartha D., Szmorad F. & Tímár G. 2014: 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
- Bálint P., Balogh N., Kelbert B., Radócz Sz. & Tóth K. 2014: Fitomassza dinamika homoki gyepek szekunder szukcessziója során. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2014(1-2): 3–10.
- Berki I. 1999: Az erdők tápanyag-ellátása. In: Füleky Gy. (ed): *Tápanyag-gazdálkodás. Mezőgazda* Kiadó, Budapest, 536–558.
- Bray J.R. & Curtis J.T. 1957: An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 325–349. DOI: [10.2307/1942268](https://doi.org/10.2307/1942268)



- Bretfeld G. 1999: Symphypleona. In: Dunger W. (ed): Synopses on Palaearctic Collembola. Vol. 2. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz 71(1): 1–318.
- 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. *Agroforestry Systems* 65(3): 207–214. DOI: [10.1007/s10457-005-0923-9](https://doi.org/10.1007/s10457-005-0923-9)
- Buzás I. (ed) 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Budapest, Mezőgazdasági Kiadó.
- Buzás I. (ed) 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 1. Budapest, INDA 4231 Kiadó.
- CEU 2014: New EU Forest strategy: conclusions adopted by the Council. Council of the European Union, Brussels.
- Coleman D. 2008: From peds to paradoxes: Linkages between soil biota and their influences on ecological processes. *Soil Biology and Biochemistry* 40: 271–289. DOI: [10.1016/j.soilbio.2007.08.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.08.005)
- Cunningham S.C., Metzeling K.J., MacNally R., Thomson J.R. & Cavagnaro T. R. 2012: Changes in soil carbon of pastures after afforestation with mixed species: sampling, heterogeneity and surrogates. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 158: 58–65. DOI: [10.1016/j.agee.2012.05.019](https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.019)
- Cunningham S.C., MacNally 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. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17(4): 301–317. DOI: [10.1016/j.ppees.2015.06.001](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.06.001)
- 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. *BioScience* 51(9): 723–734. DOI: [10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0723:CCAFD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0723:CCAFD]2.0.CO;2)
- Dányi L. & Traser G. 2008: An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- Deharveng L. 1982: Cle de détermination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la région Méditerranéenne, avec description de deux nouveaux genres. *Trav. Lab. Ecobiol. Arthr. Edaph.* 3: 7–13.
- Deharveng L. 1996: Soil Collembola diversity, endemism, and reforestation: a case study in the Pyrenees (France). *Conservation Biology* 10: 74–84. DOI: [10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x](https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x)
- Dövényi Z. (ed) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest.
- Egnér H.A.N.S., Riehm H. & Domingo W.R. 1960: Untersuchungen über die chemische Bodenanalyse als Grundlage für die Beurteilung des Nährstoffzustandes der Böden. II. Chemische Extraktionsmethoden zur Phosphor- und Kaliumbestimmung. *Kungliga Lantbrukshögskolans Annaler* 26: 199–215.
- Fjellberg A. 1980: Identification keys to Norwegian Collembola. *Norsk Entomol. Forening* 1–152.
- Fjellberg A. 1998: The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica* 35: 1–184.
- Gilbert-Norton L., Wilson R., Stevens J.R. & Beard K.H. 2010: A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24(3) 660–668. DOI: [10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x](https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x)
- Giller K.E., Beare M.H., Lavelle P., Izac A.-M.N. & Swift M.J. 1997: Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6: 3–16. DOI: [10.1016/S0929-1393\(96\)00149-7](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00149-7)
- Gruenewald 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. *Ecological Engineering* 29(4): 319–328. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2006.09.012](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.09.012)
- Haggar J., Wightman K. & Fisher R. 1997: The potential of plantations to foster woody regeneration within a deforested landscape in lowland Costa Rica. *Forest Ecology and Management* 99(1–2): 55–64. DOI: [10.1016/s0378-1127\(97\)00194-1](https://doi.org/10.1016/s0378-1127(97)00194-1)
- Hammer R., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001: PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Harta I., Gulyás M. & Füleky Gy. 2016: Műtrágyázás tartamhatásának vizsgálata akácokban. *Agrokémia és Talajtan* 65(1): 35–45. DOI: [10.1556/0088.2016.65.1.3](https://doi.org/10.1556/0088.2016.65.1.3)
- Haynes R.J. & Naidu R. 1998: Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51(2): 123–137. DOI: [10.1023/A:1009738307837](https://doi.org/10.1023/A:1009738307837)

- 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. *Ecological Monographs* 75(1): 3–35. DOI: [10.1890/04-0922](https://doi.org/10.1890/04-0922)
- Hopkin S.P. 1997: *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. 1–330.
- Hui A., Marraffa J.M. & Stork C.M. 2004: A rare ingestion of the Black Locust tree. *Journal of Toxicology. Clinical Toxicology* 42(1): 93–95. DOI: [10.1081/CLT-120028752](https://doi.org/10.1081/CLT-120028752)
- Hutcheson K. 1970: A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biology* 29(1): 151–154. DOI: [10.1016/0022-5193\(70\)90124-4](https://doi.org/10.1016/0022-5193(70)90124-4)
- IBM Corp. 2011. IBM SPSS Statistics for Windows, Version 20.0. IBM Corp., Armonk, NY.
- 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. *Science* 310(5756): 1944–1947. DOI: [10.1126/science.1119282](https://doi.org/10.1126/science.1119282)
- Jordana R. 2012: Capryriinae & Entomobryini. In: Dunger W. & Burkhart U. (eds): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol. 7/1. *Soil Organisms* 84: 1–390.
- Jordana R., Arbea J.I. & Carlos Simón M.J.L. 1997: *Collembola, Poduromorpha*. *Fauna Iberica*, Vol. 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. 1–807.
- 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). *Revue Suisse de Zoologie* 94: 491–502. DOI: [10.5962/bhl.part.79528](https://doi.org/10.5962/bhl.part.79528)
- Kádár I., Márton L., Németh T. & Szemes I. 2007: Meszezés és műtrágyázás hatása a talajra és növényre a 44 éves nyírlugosi tartamkísérletben. *Agrokémia és Talajtan* 56(2): 255–270. DOI: [10.1556/Agrokem.56.2007.2.5](https://doi.org/10.1556/Agrokem.56.2007.2.5)
- 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. *Forest Ecology and Management* 183(1-3): 265–280. DOI: [10.1016/S0378-1127\(03\)00109-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00109-9)
- 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. *Annals of Forest Research* 58(1): 39–54. DOI: [10.15287/afr.2015.303](https://doi.org/10.15287/afr.2015.303)
- Kováč L., L'uptáčík P., Miklisová D. & Mati R. 2001: Soil Oribatida and Collembola communities across a land depression in an arable field. *European Journal of Soil Biology* 37: 285–289. DOI: [10.1016/S1164-5563\(01\)01106-2](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01106-2)
- Kovács K. & Füleky Gy. 1991: Trágyázási tartamkísérlet eredményei Gödöllő barna erdőtalajon. 1972-1990. Gödöllői Agrártudományi Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Talajtani és Agrokémiai Tanszék.
- Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Pierre-Armand, R., Ineson P., Heal O.W. & Dhillon S. 1997: Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33(4): 159–193.
- 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. *Science of the Total Environment* 622–623: 1509–1518. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.10.017](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.017)
- Lindenmayer D.B., Hobbs R.J. & Salt D. 2003: Plantation forests and biodiversity conservation. *Australian Forestry* 66(1): 62–66. DOI: [10.1080/00049158.2003.10674891](https://doi.org/10.1080/00049158.2003.10674891)
- Loch J. 1999: A trágyázás agrokémiai alapjai. In: Füleky Gy. (ed): *Tápanyag-gazdálkodás*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 228–268.
- Mäkipää R. 1994: Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. *Silva Fennica* 28(2): 81–94. DOI: [10.14214/sf.a9164](https://doi.org/10.14214/sf.a9164)
- 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. *Annals of Forest Research* 58(2): 1–16. DOI: [10.15287/afr.2015.420](https://doi.org/10.15287/afr.2015.420)
- Meyfroidt P. & Lambin E.F. 2011: Global forest transition: prospects for an end to deforestation. *Annual Review of Environment and Resources* 36: 343–371. DOI: [10.1146/annurev-environ-090710-143732](https://doi.org/10.1146/annurev-environ-090710-143732)
- Mirmanto E., Proctor J., Green J., Nagy L. & Suriantata 1999: Effects of nitrogen and phosphorus fertilization in a lowland evergreen rainforest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 354: 1825–1829. DOI: [10.1098/rstb.1999.0524](https://doi.org/10.1098/rstb.1999.0524)



- Munro N.T., Fischer J., Wood J. & Lindenmayer D.B. 2009: Revegetation in agricultural areas: the development of structural complexity and floristic diversity. *Ecological Applications* 19(5): 1197–1210. DOI: [10.1890/08-0939.1](https://doi.org/10.1890/08-0939.1)
- Németh T. & Várallyay Gy. 1998: A trágyázás és tápanyag utánpótlás jelenlegi helyzete és lehetőségei. *Agrofórum* 9(13): 2–4.
- Ockert J. 2006: Biomasse- und Nährstoffbilanzierung für einen unterschiedlich gedüngten 11jährigen Robinienbestand (*Robinia pseudoacacia* L.) auf einer ehemaligen landwirtschaftlichen Dauerversuchsfläche bei Gödöllő (Ungarn). Diplomarbeit, Westungarische Universität, Sopron
- Oliver C.D. & Larson B.C. 1996: Forest stand dynamics. Updated edition. John Wiley and Sons.
- 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. *Science* 333(6045): 988–993. DOI: [10.1126/science.1201609](https://doi.org/10.1126/science.1201609)
- Paul D., Nongmaithem A. & Jha L.K. 2011: Collembolan Density and Diversity in a Forest and an Agroecosystem. *Open Journal of Soil Science* 1(2): 54–60. DOI: [10.4236/ojss.2011.12008](https://doi.org/10.4236/ojss.2011.12008)
- Pielou E.C. 1966: The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131–144. DOI: [10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0)
- Plass W.T. 1972: Fertilization treatments increase black locust growth on extremely acid surface-mine spoils. *Tree Planters' Notes* 23(4): 10–12.
- Pomorski R.J. 1998: Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae). Genus (Supplement), Polish Taxonomical Society, Wrocław, 1–201.
- 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. *Soil Biology & Biochemistry* 38: 1158–1161. DOI: [10.1016/j.soilbio.2005.09.004](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.09.004)
- Potapov M. 2001: Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 73(2): 1–603.
- Rahmonov O. 2009: The chemical composition of plant litter of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) and its ecological role in sandy ecosystems. *Acta Ecologica Sinica* 29(4): 237–243. DOI: [10.1016/j.chnaes.2009.08.006](https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2009.08.006)
- 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. *Plant Ecology* 174(1): 97–107. DOI: [10.1023/B:VEGE.0000046049.21900.5a](https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000046049.21900.5a)
- Salmon S. & Ponge J.F. 1998: Responses to light in a soil-dwelling springtail. *European Journal of Soil Biology* 34(4): 199–201. DOI: [10.1016/S1164-5563\(00\)86662-5](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)86662-5)
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949: *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, 1–117.
- Sousa J.P., Bolger T., Da Gama M.M., Lukkari T., Ponge J.F., Simón C., Traser G., Vanbergen A.J., Brennan A., Dubs F., Ivtis 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. *Pedobiologia* 50(2): 147–156. DOI: [10.1016/j.pedobi.2005.10.005](https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2005.10.005)
- Stefanovits P. 1972: Talajtan. *Mezőgazda Kiadó*. Budapest.
- Szováti K., Füleky Gy. & Tolner L. 2006: Nitrate accumulation in the soil affected by nitrogen fertilization. *Bulletin of the Szent István University Gödöllő* 2006. 97–104.
- Tanner E.V.J., Kapos V. & Franco W. 1992: Nitrogen and phosphorus fertilization effects on Venezuelan montane forest trunk growth and litterfall. *Ecology* 73(1): 78–86. DOI: [10.2307/1938722](https://doi.org/10.2307/1938722)
- 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. *Forest Ecology and Management* 241(1–3): 84–90. DOI: [10.1016/j.foreco.2006.12.026](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.12.026)
- Thibaud J.M., Shulz H.J. & Da Gama M.M. 2004: Synopses on Palaearctic Collembola: Hypogastruridae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz* 75(2): 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.
- Traser Gy. 2003: Hansági nemesnyár és éger erdők ugróvillás (Insecta: Collembola) faunája. Magyar Biológiai Társaság, Budapest. III. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium kiadványa. 153–157.

- Traser Gy. & Csóka Gy. 2001: A mezofauna – Insecta: Collembola – ásoththalmi fenyő- és tölgyerdők talajában. Erdészeti Kutatások 90: 231–240.
- 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. *Journal of Vegetation Science* 9(3): 333–346. DOI: [10.2307/3237098](https://doi.org/10.2307/3237098)
- 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.
- 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.
- Wallenstein M.D., McNulty S., Fernandez I.J., Boggs J. & Schlesinger W.H. 2006: Nitrogen fertilization decreases forest soil fungal and bacterial biomass in three long-term experiments. *Forest Ecology and Management* 222(1): 459–468. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.11.002](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.11.002)
- Weiner W.M. 1996: Generic revision of Onychiurinae (Collembola: Onychiuridae) with a cladistic analysis. *Annales de la Société Entomologique de France* 32(2): 163–200.
- Winkler D. & Tóth V. 2012: Effects of Afforestation with Pines on Collembola Diversity in the Limestone hills of Szárhalom (West Hungary). *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 8: 9–20. DOI: [10.2478/m10303-012-0001-8](https://doi.org/10.2478/m10303-012-0001-8)
- Winkler D. & Traser Gy. 2017: Talajlakó mezofauna (Collembola) vizsgálatok a Lajta Project területén. *Magyar Ápróvad Közlemények* 13: 213–224. DOI: [10.17243/mavk.2017.213](https://doi.org/10.17243/mavk.2017.213)
- Zimdars B. & Dunger W. 1994: Tullbergiinae. In: Dunger W. (ed): *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: I. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz*, 68(3–4): 1–71.

Érkezett: 2018. április 1.

Közlésre elfogadva: 2018. május 20.