

Előzetes eredmények a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis* L.) inváziójának biológiai talajminőségre gyakorolt hatásairól egy városi gyepen

KOMLÓSI JANKA^{1*}, HORNUNG ERZSÉBET¹ és TÓTH ZSOLT²

¹Állatorvostudományi Egyetem, Zoológiai Tanszék, 1078 Budapest, István utca 2.

²HUN-REN Agrártudományi Kutatóközpont, Talajtani Intézet, 1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

*E-mail: kajansikomlo@gmail.com

Kivonat. Az egészséges talaj létfontosságú minden szárazföldi ökoszisztéma szempontjából, mivel élőhelyet nyújt számos, az anyagkörforgás folytonosságát biztosító élőlénynek. Kutásunkban a kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis* L.) domináns jelenlétének (>90 % borítás) talajra gyakorolt hatásait vizsgáltuk ízeltlábú-alapú talajminőség-mutatók segítségével. A talajizeltlábúakra épülő, a talaj minőségét jelző indikátorok a klasszikus fizikai, kémiai és mikrobiológiai paraméterek mellett egyszerű, költséghatékony alternatívái a talajállapot értékelésének. Gyűjtésükre két év tavaszi szezonjaiban vettünk mintákat a budapesti Felsőrákosi-rétek Természetvédelmi Területen kijelölt, aranyvessző által borított, illetve természetközeli vegetációjú (kontroll) parcellákból. Az ízeltlábúakat, kinyerésüket követően nagyobb csoportokba soroltuk. Háttérváltozóként a fizikai és kémiai talajtani paramétereket, illetve a mintavételi területek tájszerkezetét használtuk. Az aranyvessző által előzönlött területek talajai egyik index szerint sem mutattak szignifikáns eltérést a kontrollhoz képest. Ugyanakkor a talajizeltlábú-együttesek taxonómiai összetételében jelentős különbség mutatkozott, a funkcionális közösségszerkezet pedig a két vizsgálati év alapján különült el, függetlenül a területek vegetációjától. A biológiai talajminőséget leginkább meghatározó tényezők a talajnedvesség és a fás élőhelyek aránya voltak, arra kedvező hatást gyakorolva. Az eddigi eredmények – a kétévi tavaszi adatok – alapján megállapítható, hogy az aranyvessző-invázióknak nem volt kimutatható hatása a biológiai talajminőségre, habár az a talajizeltlábú-közösségek taxonómiai összetételét szignifikánsan befolyásolta. Ugyanakkor ahhoz, hogy pontosabb képet kapjunk, az aranyvessző fenológijához igazodó időbeli változásokat is figyelembe vevő további szezonális adatok bevonása szükséges.

Kulcsszavak: Arthropoda, degradáció, ökológiai indikátor, özönnövény, talajbiodiverzitás

Elfogadva: 2024.01.28.

Elektronikusan megjelent: 2024.02.13.

Bevezetés

Az egészséges, jó minőségű talaj szárazföldi ökoszisztémáink alapját jelenti (DE DEYN & KOOISTRA 2021). A talajfelszínen, illetve talajban felhalmozódó holt növényi és állati eredetű szerves anyagból kiinduló bonyolult átalakulási folyamatok a talajélővilág közreműködésével biztosítják a zavartalan anyagkörforgást és így a primer produktíót. A talajok állapotának leromlása hatással van mind az abban élő lebontó élőlényekre, mind a benne gyökerező növényekre, amelyek a fogyasztók számára felhasználható tápanyagokat állítják elő (DORAN & ZEISS 2000). Emberi szempontból fontos tényezők a hozzá köthető ökoszisztéma-szolgáltatások, így például az élelmiszertermelés, közvetve a textilgyártás, a klímaszabályozás, vagy a vízháztartásban való szerep (BAER & BIRGÉ 2018).

A talajélőlények diverzitása biztosítja a talaj stabilitását (WAGG *et al.* 2014), hosszú távon fenntartható működését, amit azonban számos veszélyeztető tényező fenyeget. Ezek közé tartoznak a különböző eróziós folyamatok, az intenzív mezőgazdasági termelés, az urbanizáció, de a biológiai invázió, és szűkebben véve a növényi invázió is (MONTANARELLA 2007; LITT *et al.* 2014).

Magyarországon több inváziós aranyvesszőfaj van jelen, köztük a leggyakoribbak a magas és a kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea* AITON és *Solidago canadensis* L.). Eredetileg mindkét fajt dísnövényként telepítették be Észak-Amerikából, majd a kivadult példányok sikeresen terjedni kezdtek (CSISZÁR 2012).

A kanadai aranyvessző egy klonális, rizómákat fejlesztő, magas termetű, élő, lágyszárú növény. Enyhén mészkerülő, nedvességkedvelő, de rossz árnyéktűrő, így főleg a nyíltabb társulásokban, magaskórósokban, ligeterdőkben, árterekben fordul elő. Jellemző, hogy gyökérzete a talaj felső rétegét teljesen behálózza, megváltoztatva ezzel a talajkörnyezetet, ami az őshonos növényfajok kiszorításával zárt állományokat eredményez (BOTTA-DUKÁT & DANCZA 2008). Gyors növekedésű, illetve a növény minden része tartalmaz olyan allelopatikus hatású anyagokat (terpenoidok, fenolok és flavonoidok), melyeket kibocsátva a környező növények növekedését gátolni tudja (ZHU *et al.* 2022). Ugyanakkor jó minőségű (magas N-, P- és K-koncentrációjú), gyorsan lebomló avart termel, dekompozíciós rátája 95% körüli a kezdeti és lebomlott avar tömegarányának százalékában kifejezve, 6 hónap alatt (YE *et al.* 2019). Ezenkívül a gyökérváladékon keresztül másodlagos anyagcsere-termékeket, flavonokat, fenolokat és szaponinokat bocsát ki, amelyek felhalmozódhatnak a talajban (ZHANG *et al.* 2011). Mindezek kaszkádjelleggel nagy hatást gyakorolnak a talaj táplálékhalózatára is, mezőgazdasági monokultúrához hasonló körülményeket hozva létre (ZHANG *et al.* 2009). A helyi ökoszisztémákra gyakorolt hatásuk miatt fontos lehet ezeket az özönnövényeket közelebbről kutatni, hogy megfelelő módszereket alkalmazhassunk kezelésükre a természetes közösségek védelme érdekében (WEIDENHAMER & CALLAWAY 2010).

A talajállapot, illetve talajegészség változásainak leírására számos mutató áll rendelkezésünkre. Ezek első, és egyben leggyakrabban alkalmazott csoportját alkotják a fizikai vagy kémiai paraméterek, úgymint a térfogattömeg, talaj pH, humusztartalom, elektromos vezetőképesség stb. A második nagy csoportot a biológiai jellemzők és az azokra épülő indexek alkotják, amelyek alapulhatnak például különböző zuzmófajok, vagy a talaj mikrobiális és ízeltlábú-közösségeinek vizsgálatán is (BÜNEMANN *et al.* 2018; MARTINEZ *et al.* 2010). Ez utóbbiak több szempontból is jó indikátorok. Egy kifejezetten abundáns,

minden talajtípusban előforduló, diverz és változásokra érzékeny csoportról beszélhetünk. Mivel testméretükből fakadóan mozgásterük általában kicsi, ezért a lokális körülményekről szolgálhatnak információval. Ezzel együtt azonban kellően nagyok ahhoz, hogy kisebb teljesítményű mikroszkóppal is vizsgálhatók legyenek, gyűjtésükhöz pedig nem szükségesek bonyolult eszközök, így a velük való munka viszonylag költséghatékony (MENTA & REMELLI 2020).

Jelen dolgozatban négy, talajézeltlábúakra épülő integrált mutatót használtunk a biológiai talajminőség jellemzésére. Ezek közül az első három úgynevezett ökomorfológiai indexeket (Ecomorphological Index, EMI) alkalmaz, amelynek lényege, hogy a talajban található nagyobb izeltlábú-csoportokhoz – a talajhoz való alkalmazkodás mértéke szerint – pontszámokat rendelnek, figyelembe véve ezáltal nemcsak a talajlakó közösségek taxonómiai diverzitását, hanem funkcionális változatosságát is. Eszerint a talajfelszíni léthez adaptálódott állatok (epiedafikus), melyek erősen pigmentáltak, nagyobb testméretűek és fejlett függelékekkel, hosszú végtagokkal, jól fejlett látószervvel, vastag kültakaróval rendelkeznek, kis pontszámot (EMI = 1) kapnak. Ezzel szemben az igazi talajlakó (euedafikus) izeltlábúakhoz, melyek erősen redukált vagy hiányzó függelékekkel, látószervekkel, kis testmérettel, vékony kültakaróval, gyenge vagy hiányzó pigmentáltsággal jellemezhetők, magas pontszám (EMI = 20) társul. Az átmeneti (hemiedafikus) életformák ökomorfológiai értékei pedig EMI = 1 és 20 között variálnak (PARISI *et al.* 2005).

Az első ilyen integrált mutató, a PARISI *et al.* (2005) által bevezetett QBS-ar (*Soil Biological Quality-arthropod*) index, jelenlét-hiány adatokon alapul, ami egy egyszerű, gyors és költséghatékony módja a biológiai talajminősítésnek. Ennek megfelelően egyre nagyobb népszerűségnek örvend, megjelenése óta számos kutatócsoport használta sikeresen legfőképpen Európa, de részben Ázsia területén is, különböző élőhelytípusok összehasonlítására és emberi tevékenységek hatásvizsgálatára (MENTA *et al.* 2018).

A QBS-ar alapján MANTONI *et al.* (2021) bevezették a QBS-ab (*Soil Biological Quality-abundance*) indexet, mely az eredetitől kissé eltérően, abundancia-értékeket is figyelembe vesz. MANTONIÉK azt találták, hogy a két módszer lényegében nem hozott eltérő eredményeket, így javasolják az eredeti, egyszerűbb talajminőség mutató használatát.

Az eredeti QBS-ar index egy finomhangolt változatát alkották meg 2012-ben YAN *et al.*, amely az általuk javasolt FAI (Abundance-based Fauna Index) egy izeltlábúak EMI- és abundancia-adatain alapuló, standardizált formája, az úgynevezett F_{EMI} . Szerintük ez az index a QBS-ar-tól szélesebb körben használható, és a talajminőségre pontosabb közelítést adó mutató.

A negyedik index a korábbiaknál egyszerűbb, a talajökológusok régóta a talajdegradáció egyik mérőfokaként használják. Ez a talajban előforduló két legabundánsabb izeltlábú-csoport, az ugróvillások (*Collembola*) és atkák (*Acari*) egyedszámának aránya (*Collembola/Acari*, C/A), amelyet először BACHELIER írt le 1963-as monográfiájában. Az index azon a megfigyelésen alapul, hogy a stabil, egyensúlyban lévő biotópokban, ahol nagy a fajok közötti kompetíció, az ugróvillások száma alacsonyabb, mint az atkáké. A talaj minőségének romlásával ez az arány megfordulhat.

Kutatásunk fő célja volt, hogy feltárjuk a kanadai aranyvessző-invázió biológiai talajminőségre gyakorolt potenciális hatásait a talajézeltlábú-együttesek közösségi vizsgálatával, valamint az arra épülő integrált mutatók segítségével. Jelen esetben a kanadai aranyvesszőnek az előzőlött parcellákban való tömeges (>90 % borítás) jelenlétét értettük invázió alatt.

Hipotézisünk szerint a kanadai aranyvessző jelentős mértékben átalakítja a talajkörnyezetet, és többek között a fizikai és kémiai talajtulajdonságok változásain keresztül negatív hatást gyakorol a biológiai talajminőségre, ami a talajízeltlábú-együttesek funkcionális és taxonómiai összetételében is megnyilvánul.

Legjobb tudomásunk szerint a fent említett indexeket eddig nem használták inváziós növényfajok talajra gyakorolt hatásainak kimutatására. Vizsgálatunk eredményei hasznos információkat nyújthatnak a kanadai aranyvessző inváziójának kevésbé ismert mechanizmusairól, ami akár hozzájárulhat hatékonyabb kezelési tervek kidolgozásához is.

Anyag és módszer

Mintavételi terület és kísérleti elrendezés

A kutatás a budapesti Felsőrákosi-rétek Természetvédelmi Területen zajlott (É47,4920°, K19,1946°; kutatási engedély száma: FPH059/647-3/2021). A terület szabadon látogatható, részben helyi védettséggel rendelkezik (területe: 162 ha, FÖKERT 2024), ezen kívül több *ex lege* országos jelentőségű láp is található itt, melyekkel együtt a védett terület közel 200 hektárt tesz ki. A növénytakaró mozaikos, előfordulnak nádasok, kaszálórétek és ligeterdők (természetes és telepített) is, néhány helyen időszakos vízborítás jellemző (VÉGH 2012).

A mintavételi területek nyílt, jellegtelen üde gyepeken kerültek kijelölésre, melyek jellemző fajai voltak többek között a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), a közönséges kakaslábfű (*Echinochloa crus-galli*), a tarackbúza (*Elymus repens*) vagy a franciaperje (*Arrhenatherum elatius*). A területek közelében erős volt az emberi jelenlét, több lakóépület, lovarda és hobbitelkek övezte a vizsgálatok helyszíneit. A területeket a vizsgált időszakban évente egyszer kaszálták, nyár végén. A mintavételek öt pár természetközeli és előzőnlött vegetációjú gyeppen zajlottak. Természetközelinek a *Solidago canadensis* nélküli, előzőnlötnnek pedig az aranyvessző által dominált (>90%-os borítottságú) növényzetet tekintettük. Az egymáshoz tartozó párok közötti távolság átlagosan 52,86 m ($\pm 20,09$), míg a blokkok között legalább 150 m volt (1. ábra).

Talajmintavétel

Minden parcellából három 400 cm³ térfogatú, bolygatatlan talajminta került felvételre a talaj 0–8 cm-es rétegéből 2021–2022. tavaszi (május) időszakában. A mintavételek néhány napos csapadékos periódust követtek, kihasználva a talajállatok ezt követően jellemző nagyobb aktivitását. A mintavételi pontok véletlenszerűen kerültek kiválasztásra az 5×5 m-es parcellákból, egymástól legalább 1 m-es távolsággal.



1. ábra. A mintavételi terület (Budapest, Felsőrákosi-rétek Természetvédelmi Terület), és a mintavételi pontok. C: kontroll mintavételi pont, I: előzőnlött mintavételi pont.

Figure 1. Study area (Budapest, Felsőrákos Meadows Nature Reserve), and the sampling points. C: control sampling point, I: invaded sampling point.

Talajézellábúak gyűjtése és határozása

Az ézellábúak talajmintákból való kinyerése közvetlen megvilágítás nélküli Berlese-Tullgren típusú futtatón történt, 7 nap alatt. A minták tartósítására 70%-os etanol oldat szolgált. A határozás nagyobb taxonómiai csoportok (osztály: Myriapoda, alosztály/rend: Chelicerata, Crustacea és Hexapoda) szerint, sztereomikroszkóp (Leica S4 E) segítségével történt, 30× nagyításon. Ahol szükséges volt, ott ökomorfológiai alapon további elkülönítést tettünk (PARISI *et al.* 2005 alapján, lásd később). A diverzitást az egy mintában talált taxonok számával (taxon-gazdagság), az abundanciát pedig az össz-denzitással (egyedszám/m²) fejeztük ki. Külön taxonként vettük figyelembe az azonos rendszertani kategóriákon belüli különböző ökomorfológiai típusokat.

Háttérváltozók mérése

A mintavétellel párhuzamosan mértük az aktuális talajnedvességet is. Ez a két évben eltérő módon történt, így az évenkénti adatok nem hasonlíthatók össze egymással. Az első évben parcellánként további két 400 cm³ térfogatú bolygatatlan talajminta került felvételre, melyeket szobahőmérsékleten tömegállandóságig szárítottunk, a talajnedvességet pedig a nedves és a száraz tömeg százalékos arányából tömegszázalékban adtuk meg. A második évben a mérés terepi talajnedvesség-mérővel (*HydroSense II*, *Campbell Scientific*) történt a talaj felső tíz centiméterében, parcellánként öt ismétlésben.

Az ízeltlábúak gyűjtésére szolgáló talajmintákból végeztük a fizikai és kémiai talajparaméterek laboratóriumi mérését, így a $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, CaCO_3 (m/m%), Arany-féle kötöttség (K_A), humuszmenyiség (m/m%), az össz-N (m/m%), $\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/kg), $\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/kg), AL (ammónium-laktát)- K_2O (mg/kg) és AL- P_2O_5 (mg/kg) -koncentráció. A vizsgálatok a hatályos magyar szabványok (MSZ-08-0210:1977, MSZ-08-0205:1978, MSZ-08-0206-2:1978, MSZ 20135:1999) szerint a HUN-REN ATK Talajtani Intézet laboratóriumában zajlottak.

A táji kontextus figyelembevételére a mintavételi pontok 50 m sugarú környezetében lévő fás vagy bokros, valamint füves élőhelyek aránya szolgált, amelyeket műholdas fotók alapján pixelszámolásos módszerrel, a QGIS 3.28.8 és Adobe Photoshop CC 2019 szoftverek segítségével állapítottunk meg.

A talajminőség-mutatók meghatározása

Kutatásunkban a kanadai aranyvessző inváziójának talajra gyakorolt hatásait a fentebb említett négy ízeltlábú-alapú talajminőség-mutató (QBS-ar, QBS-ab, F_{EMI} és a C/A arány) segítségével jellemeztük. Az első három index a talajhoz való adaptálódás mértéke szerint rangsorolja az ízeltlábú csoportokat, úgynevezett ökomorfológiai pontszámokat ('EMI: ecomorphological index') rendelve azokhoz.

(1) A 'Soil Biological Quality-arthropod' (QBS-ar, PARISI *et al.* 2005) index csupán jelenlét/hiány-adatokat vesz figyelembe, és az adott mintában előforduló állatcsoportokhoz rendelt EMI-értékek összegéből áll elő. Egyes csoportok (Araneae, Chilopoda, Coleoptera, Collembola, Diplopoda, Hemiptera, Hymenoptera és Orthoptera) nem jellemezhetők egyetlen EMI-értékkel, ez esetben a mintában előforduló magasabb érték az irányadó.

$$\text{QBS-ar} = \sum_{i=1}^{S_0} (\text{EMI}_i),$$

ahol S_0 az adott minta taxongazdagságát, az EMI_i pedig a vizsgált csoporthoz tartozó ökomorfológiai értéket jelenti.

(2) A 'Soil Biological Quality-abundance' index (QBS-ab, MANTONI *et al.* 2021) az előzővel ellentétben abundancia-értékeken alapul. A mintában található taxonok egyedszámait \log_{10} -transzformáltuk, hogy az általában nagy számban előforduló csoportok (főként Acari és Collembola) dominanciáját ellensúlyozzuk. Azon csoportok esetében, melyek nem jellemezhetők egyetlen EMI-pontszámmal, külön-külön végeztük el a számolást. Az így kapott értékeket az EMI-értékekkel szorozva, majd ezeket összesítve kaptuk meg a QBS-ab indexet:

$$\text{QBS-ab} = \sum_{i=1}^{S_0} (\log_{10} (d_{i0} + 1) * \text{EMI}_i),$$

ahol S_0 az adott mintában előforduló taxonok számát, d_{i0} i taxon egyedszámát az adott mintában, míg az EMI_i a taxonhoz rendelt ökomorfológiai pontszámot jelenti.

(3) Az 'Abundance-based Fauna Index' (F_{EMI} , YAN *et al.* 2012) egy abundancia-adatokra és EMI-értékekre épülő standardizált mutató, amely figyelembe veszi a taxononkénti maximális abundancia-értékeket, az együttes taxongazdagságot és az összesített EMI-számot is:

$$F_{EMI} = \frac{S_0}{S} * \frac{\sum_{i=1}^{S_0} \left(\frac{d_{i0}}{d_{imax}} * EMI_i \right)}{\sum_{i=1}^S (EMI_i)},$$

ahol S_0 az adott minta taxongazdagsága, S az összes minta együttes taxongazdagsága, d_{i0} i taxon egyedszáma az adott mintában, d_{imax} i taxon maximális egyedszáma az összes vizsgált mintát tekintve, míg EMI_i a taxonokhoz tartozó ökomorfológiai értéket jelöli.

(4) Végül a Collembola/Acari abundancia-arányt (C/A, BACHELIER 1963) alkalmaztuk a talajminőség értékelésére, ami a talajok általában legabundánsabb ízeltlábú-csoportjainak, az ugróvillások és atkák egyedszámainak egymáshoz viszonyított arányát jelenti.

Adatelemzés

Az elemzésekhez a parcellánkénti ismétlések átlagait használtuk. A kiugró értékek eltávolítása után az adatokra általános lineáris kevert modelleket illesztettünk REML (*Restricted Maximum Likelihood*)-becsléssel. A függő változók az egyes indexek (QBS-ar, QBS-ab, F_{EMI} és C/A), a taxongazdagság és össz-denzitás voltak, a magyarázó változók pedig a különböző háttérváltozók, az év (2021 vs. 2022), az élőhelytípus (kontroll vs. előzőnlött) és utóbbiak interakciói. Az év és pár változók random változókként kerültek a modellekbe, hogy figyelembe vegyük az adatok térbeli és időbeli függetlenségének hiányát. A kezdeti modellekbe az összes változó bekerült, majd a nem szignifikánsakat lépésenként kivettük, végül a legegyszerűbb, csak szignifikáns változókat tartalmazó modelleket tekintettük véglegesnek. A végső modellek illeszkedését, reziduális eloszlását, a szórás homogenitását modelldiagnosztikai ábrák segítségével ellenőriztük.

A közösségszerkezetet távolság alapú redundancia elemzéssel vizsgáltuk, melyhez Bray-Curtis távolságfüggvényt használtunk. Ennek a távolságfüggvénynek nagy előnye, hogy a kis abundanciával rendelkező, ritka taxonok kevésbé befolyásolják az eredményeket (RICOTTA & PODANI 2017). Az elemzést egyrészt elvégeztük az abundancia-adatokkal, vizsgálva a taxonómiai összetételt, másrészt az EMI-adatokkal, ami a funkcionális összetétel változásairól adott információt.

Az abiotikus talajkörnyezet természetközeli és inváziós foltok közötti esetleges különbözőségét – a felvett fizikai és kémiai talajtulajdonságok alapján – főkomponens-analízis (PCA) segítségével vizualizáltuk. A talajváltozók összehasonlítását ugyancsak lineáris kevert modellel végeztük a korábbiakban leírtak szerint. Az alacsony mintaszám miatt ($n = 5 + 5$) a fás élőhelyek százalékos arányának élőhelytípusonkénti összevetésére csak leíró statisztikákat (átlag, szórás) alkalmaztunk.

A statisztikai elemzéseket az R v4.1.2 statisztikai programmal (R CORE TEAM 2021), 'nlme' (PINHEIRO *et al.* 2023), 'vegan' (OKSANEN *et al.* 2022) és 'ggplot2' (WICKHAM 2016) szoftvercsomagok segítségével végeztük.

Eredmények

Talajélőhelyek jellemzése

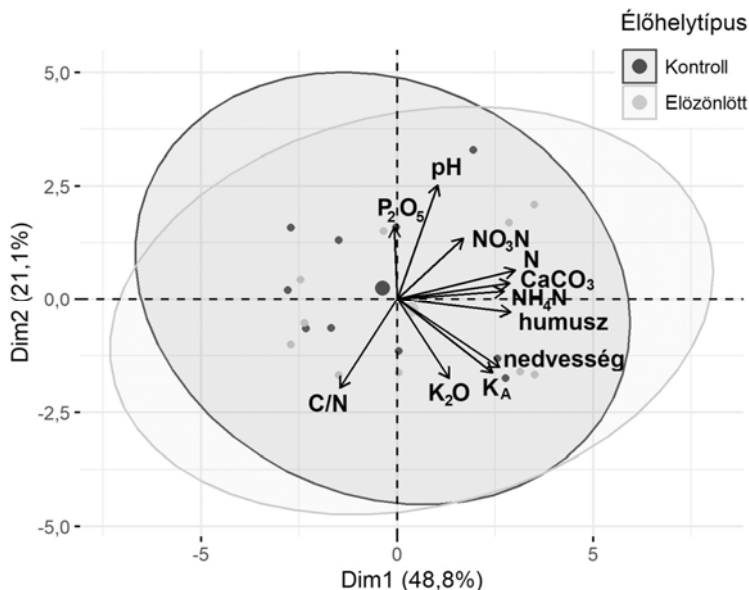
Az aranyvessző domináns jelenléte nem okozott drasztikus változást a vizsgált fizikai és kémiai talajtulajdonságokban. A kontroll és előzőnlött gyepek talajai ennek megfelelően nem mutattak jelentős különbségeket (2. ábra, 1. táblázat). Ugyanakkor a humusztartalomban, az össz-N és a K₂O koncentrációiban szignifikáns eltéréseket találtunk, magasabb értékeket tapasztalva az inváziós parcellák talajaiban mindhárom paraméter esetében (1. táblázat).

A fás élőhelyek aránya a mintavételi pontok 50 m-es körzetében átlagosan 19,7% ($\pm 9,30$) volt a kontroll és 25,82% ($\pm 13,96$) az aranyvesszős területeken.

1. táblázat. A természetközeli (kontroll) és előzőnlött vegetációjú területek összehasonlítása a vizsgált fizikai és kémiai talajtulajdonságok (átlag \pm szórás) alapján. A szignifikáns különbségeket a félkövérrel szedett p-értékek jelzik. CaCO₃: szén-savas mésztartalom, C/N: szén-nitrogén arány, K₂O: kálium-oxid, N: összes nitrogén, NH₄-N: ammónium nitrogén, NO₃-N: nitrát nitrogén, P₂O₅: foszfor-pentoxid.

Table 1. Comparison of non-invaded and invaded sampling plots based on the measured physical and chemical soil properties (mean \pm standard deviation), in the two sampling years. Significant differences are shown in bold. CaCO₃: calcium carbonate, C/N: carbon-nitrogen ratio, K₂O: potassium oxide, N: total nitrogen, NH₄-N: ammonium nitrogen, NO₃-N: nitrate nitrogen, P₂O₅: phosphorus pentoxide.

Talajtulajdonságok	Kontroll (n=10)	Előzőnlött (n=10)	p-érték
pH	7,29 \pm 0,18	7,29 \pm 0,16	0,958
humusz (%)	4,52 \pm 1,07	5,01 \pm 1,36	0,014
Arany-féle kötöttség	48,64 \pm 10,99	50,38 \pm 8,28	0,276
CaCO ₃ (%)	8,84 \pm 9,04	11,86 \pm 12,85	0,671
K ₂ O (mg/kg)	396,80 \pm 118,32	556,38 \pm 283,76	0,041
P ₂ O ₅ (mg/kg)	713,94 \pm 360,42	530,07 \pm 153,12	0,209
össz-N (%)	0,31 \pm 0,09	0,34 \pm 0,11	0,039
NH ₄ -N (mg/kg)	11,20 \pm 2,98	11,71 \pm 3,55	0,583
NO ₃ -N (mg/kg)	5,96 \pm 4,01	7,10 \pm 4,98	0,515
C/N	8,76 \pm 1,06	8,83 \pm 1,12	0,725
nedvesség (m/m és v/v%)	9,59 \pm 5,17	10,57 \pm 8,92	0,359
	19,7 \pm 5,37	19,78 \pm 7,91	



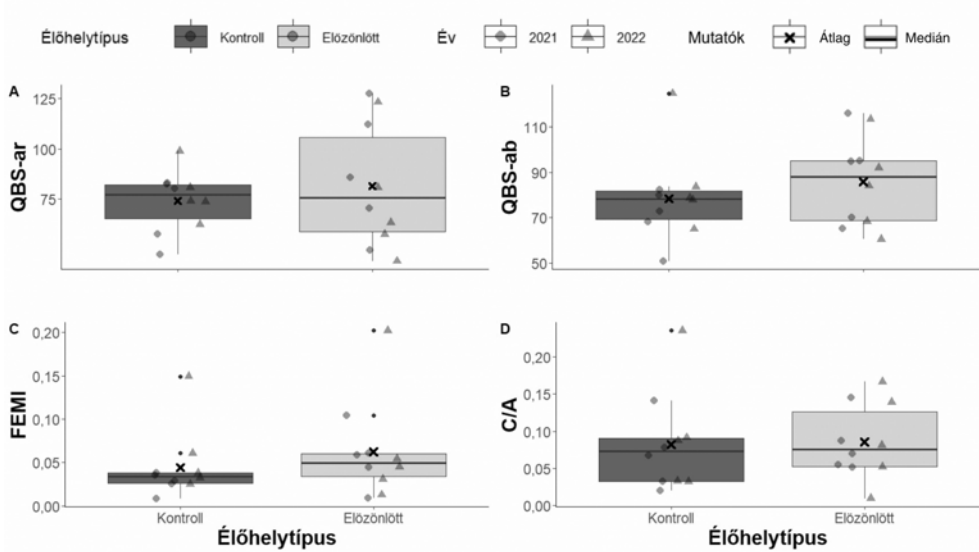
2. ábra. A természetközeli és előzönlött gyepek talajait fizikai és kémiai tulajdonságok alapján összehasonlító főkomponens-analízis. A két főkomponens (Dim1 és Dim2) melletti százalékos értékek azt mutatják, hogy az össz-variancia hány százalékát magyarázza az adott tengely. CaCO₃: szénsavas mésztartalom, C/N: szén-nitrogén arány, K_A: Arany-féle kötöttség, K₂O: kálium-oxid, N: összes nitrogén, NH₄N: ammónium nitrogén, NO₃N: nitrát nitrogén, P₂O₅: foszfor-pentoxid.

Figure 2. Principal component analysis (PCA) comparing semi-natural and invaded plots based on their physical and chemical soil properties. The percentages shown next to the two principal components (Dim1 and Dim2) indicate the proportion of the total variance explained by the given axis. CaCO₃: calcium carbonate, C/N: carbon-nitrogen ratio, K_A: Arany plasticity index, K₂O: potassium oxide, N: total nitrogen, NH₄N: ammonium nitrogen, NO₃N: nitrate nitrogen, P₂O₅: phosphorus pentoxide.

Talajminőség-mutatók

A statisztikai elemzések alapján a különböző talajminőség-mutatók hasonló eredményeket mutattak. Ezek alapján sem az év, sem pedig az invázió nem volt szignifikáns hatással a talajminőségre (3. ábra).

Ugyanakkor a talajnedvesség, a QBS-ab, F_{EMI} és a C/A indexek értékét növelte. A F_{EMI} értékét ezenkívül a fás vagy bokros és füves élőhelyek aránya is növelte (2. táblázat).



3. ábra. A talajminőség-indexek értékeit összehasonlító dobozdiagramok. QBS-ar: Soil Biological Quality-arthropod, QBS-ab: Soil Biological Quality-abundance, FEMI: EMI (Ecomorphological index)-based Fauna Index, C/A: Collembola/Acari arány.

Figure 3. Boxplots comparing the values of the different soil quality indices. QBS-ar: Soil Biological Quality-arthropod, QBS-ab: Soil Biological Quality-abundance, FEMI: EMI (Ecomorphological index)-based Fauna Index, C/A: Collembola/Acari ratio.

2. táblázat. A végleges lineáris kevert modellek eredményei. A szignifikáns hatásokat a félkövérrel szedett p-értékek jelzik. QBS-ar: Soil Biological Quality-arthropod, QBS-ab: Soil Biological Quality-abundance, F_{EMI} : EMI (Ecomorphological index)-based Fauna Index, C/A: Collembola/Acari arány.

Table 2. Results of the final linear mixed models. Significant effects are shown in bold. QBS-ar: Soil Biological Quality-arthropod, QBS-ab: Soil Biological Quality-abundance, F_{EMI} : EMI (Ecomorphological index)-based Fauna Index, C/A: Collembola/Acari ratio.

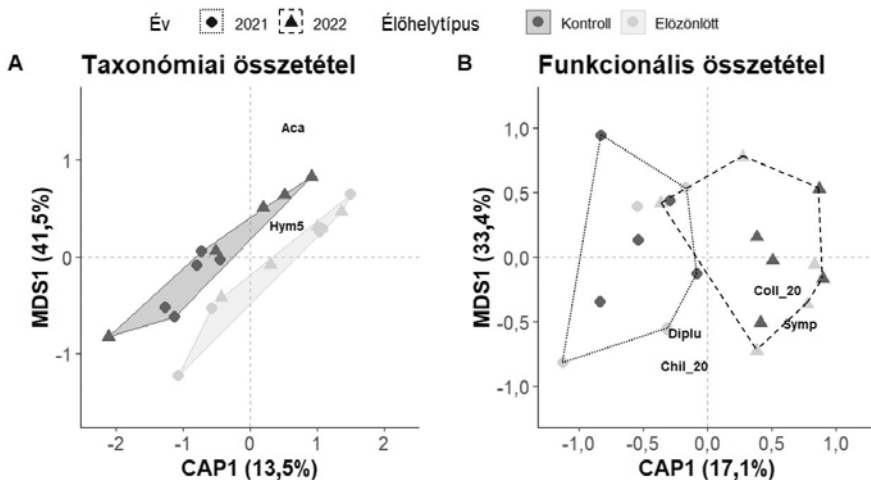
Index	Talajnedvesség (%)			Fás/bokros élőhelyek aránya (%)		
	Beclés	SE	p-érték	Beclés	SE	p-érték
QBS-ar	-	-	-	-	-	-
QBS-ab	1,214	0,416	0,019	0,734	0,299	0,040
F_{EMI}	0,003	0,001	0,032	0,002	0,001	0,012
C/A	0,004	0,001	0,006	-	-	-
Taxongazdagság	-	-	-	-	-	-
Össz-denzitás	-	-	-	-	-	-

Talajjéltéltábúak közösség szerkezete

A 2021–2022. évi talajmintákból 35 Arthropoda-taxon (morfortípus) összesen 14794 egyedét sikerült kimutatni. A legabundánsabb csoportok az atkák (Acari: 72,17%), hangyák (Formicidae: 13,69%) és ugróvillások (Collembola: 6,46%) voltak, az össz-egyedszám több mint 92%-át kitevé. A tömegesen jelenlévő csoportok mellett, még ha alacsony denzitásban is, gyakoriak (a minták $\geq 70\%$ -a) voltak a félfedelesszárnyúak (Hemiptera), bogarak (Coleoptera), kétszárnyúak (Diptera), szövőcsévések (Symphyla), tripszek (Thysanoptera) és egyéb holometaból rovarlárvák is (3. táblázat). Sem taxongazdagságban ($9,55 \pm 1,56$ és $10,67 \pm 3,16$ taxon), sem denzitásban ($38\ 137 \pm 15\ 150$ és $48\ 537 \pm 15\ 438$ egyed/m²) nem volt különbség a természetközeli vegetációjú és aranyvesszős foltok között.

A taxonómiai összetétel alapján az előzönlött és kontrollterületek mintái egyértelműen elkülönültek (p-érték = 0,038; 4A. ábra). A különbséget elsősorban az okozta, hogy az atkák és a hangyák nagyobb számban fordultak elő a természetközeli gyepnek talajaiban.

A funkcionális összetételt meghatározó EMI-értékeket alapul véve nem az élőhely-típusok, hanem az évek között tapasztaltunk statisztikailag kimutatható eltérést (p-érték = 0,015; 4B. ábra). Az euedafikus ugróvillások (20-as EMI-értékű Collembola-k) és szövőcsévések (Symphyla) a 2022. évi, míg a lábaspotrohúak (Diplura) és rinyák (20-as EMI-értékű Chilopoda-k) a 2021. évi mintákban voltak jelen nagyobb arányban. Tovább erősíti ezt az elkülönülést, hogy a pókok (Araneae) képviselőinek egyetlen példánya sem került elő a vizsgálat második évében gyűjtött mintákból.



4. ábra. Távolságalapú redundancia-elemzés az abundancia-adatok alapján (A), illetve az EMI (ecomorphological index) -adatok alapján (B). A jobb áttekinthetőség érdekében a nulla körüli, egymást átfedő taxonokat nem jelenítettük meg az ábrán. Aca: Acari, Diplu: Diplura, Chil_20: Chilopoda (EMI = 20), Coll_20: Collembola (EMI = 20), Hym_5: Hymenoptera: Formicidae (EMI = 5), Symp: Symphyla.

Figure 4. Distance-based Redundancy Analysis based on abundance data (A), and EMI (ecomorphological index) values (B). The highly overlapped taxa around zero are not shown for better clarity. Aca: Acari, Diplu: Diplura, Chil_20: Chilopoda (EMI = 20), Coll_20: Collembola (EMI = 20), Hym_5: Hymenoptera: Formicidae (EMI = 5), Symp: Symphyla.

3. táblázat. A mintákban előforduló talajizeltlábú-csoportok denzitása (egyed/m²), valamint az azokhoz rendelt ökomorfológiai indexek (EMI) PARISI *et al.* (2005) alapján.

Table 3. Density (individual/m²; mean ± SD) of soil arthropod taxa found in the samples and their Ecomorphological Index (EMI) values, based on PARISI *et al.* (2005). Kontroll = control, előzőnlött = invaded.

Állatscsoport	EMI-érték	Denzitás (átlag ± szórás)			
		Kontroll (2021)	Előzőnlött (2021)	Kontroll (2022)	Előzőnlött (2022)
Acari	20	22587 ± 4777	40853 ± 18752	33840 ± 17198	46133 ± 13366
Hymenoptera (Formicidae)	5	6027 ± 6891	15600 ± 31404	3840 ± 2554	1453 ± 1965
Collembola	1–20	2200 ± 1845	3720 ± 3921	3280 ± 3704	3587 ± 2594
Hemiptera (nem Cicadoidea-lárva)	1	480 ± 247	4373 ± 7685	253 ± 185	440 ± 599
Symphyla	20	147 ± 213	347 ± 420	2107 ± 2481	773 ± 969
Egyéb holometabol rovarok (lárva)	10	640 ± 647	307 ± 325	467 ± 785	253 ± 110
Diptera (lárva)	10	173 ± 101	680 ± 695	107 ± 138	200 ± 221
Diplura	20	147 ± 197	240 ± 300	213 ± 441	53 ± 56
Coleoptera	1–20	227 ± 76	320 ± 213	147 ± 197	40 ± 37
Thysanoptera	1	227 ± 76	120 ± 56	27 ± 37	27 ± 37
Chilopoda (<5 mm)	20	133 ± 141	147 ± 166	67 ± 67	40 ± 60
Isopoda	10	27 ± 37	227 ± 339	13 ± 30	27 ± 60
Psocoptera	1	40 ± 60	160 ± 138	27 ± 37	13 ± 30
Hemiptera (Cicadoidea-lárva)	10	80 ± 110	67 ± 82	40 ± 60	13 ± 30
Araneae (<5 mm)	5	27 ± 37	120 ± 87	0 ± 0	0 ± 0
Egyéb holometabol rovarok (adult)	1	13 ± 30	13 ± 30	40 ± 60	27 ± 37
Hymenoptera (nem Formicidae)	1	27 ± 37	53 ± 56	13 ± 30	0 ± 0
Protura	20	0 ± 0	13 ± 30	13 ± 30	40 ± 89
Diplopoda (<5 mm)	20	0 ± 0	40 ± 37	0 ± 0	27 ± 60
Araneae (>5 mm)	1	13 ± 30	40 ± 37	0 ± 0	0 ± 0
Diplopoda (>5 mm)	10	0 ± 0	40 ± 60	0 ± 0	0 ± 0
Orthoptera (nem Gryllidae)	1	13 ± 30	13 ± 30	0 ± 0	0 ± 0
Chilopoda (>5 mm)	10	13 ± 30	13 ± 30	0 ± 0	0 ± 0
Opiliones	10	0 ± 0	13 ± 30	0 ± 0	0 ± 0

Értékelés

Az előzetes eredmények azt mutatják, hogy a kanadai aranyvessző inváziója nem volt szignifikáns hatással a talajminőség-mutatókra, azonban a talajézellábú-közösségek taxonómiai összetételére igen. Párhuzamként felhozható egy 2021-ben megjelent, a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) inváziójának talajézellábúakra gyakorolt hatását vizsgáló kutatás (USTINOVA *et al.* 2021). Itt a fajokat tradicionális megfigyeléses, illetve molekuláris (*metabarcoding*) módszerekkel azonosították. A kísérleti időszak alatt a kontroll és előzőnlött területek ézellábú-faunájának abundanciája és diverzitása nem változott szignifikánsan, azonban a közösségi szerkezet kismértékben eltért. Hasonló eredményeket mutatott egy másik, szintén magas aranyvessző hatásait vizsgáló kutatás (STERZYŃSKA *et al.* 2017), ahol az össz-abundancia adatok változatlanok voltak, azonban az ugróvillások (*Collembola*) közösségszerkezete jelentősen megváltozott.

Egy friss amerikai kutatás az eredeti élőhelyén vizsgálta a *Solidago canadensis* terjedésének környező vegetációra, illetve talajézellábúakra gyakorolt hatását (ECKBERG *et al.* 2023). Habár ez esetben nem beszélhetünk idegenhonosságról, a kanadai aranyvessző negatív hatással volt a környező egyéb növények növekedésére, illetve a detritívör és predátor talajézellábú-fajok abundanciájára is, ami jelentős közösségi összetételbeli különbségeket eredményezett. Ezt az aranyvessző élőhelyalakító tevékenysége válthatta ki, megváltoztatva a tápanyag-összetételt és talajszerkezetet is, az eredetitől eltérő fajok szaporodásához nyújtva kedvezőbb feltételeket (HU *et al.* 2021; XU *et al.* 2022). Erre engednek következtetni az inváziós foltokban általunk is tapasztalt magasabb össz-N és felvehető kálium-koncentrációk, valamint nagyobb humuszmenyiség is, ami az aranyvesszővel borított talajok jobb táp- és szervesanyag-ellátottságára utalnak.

Vizsgálatunkban az Acari- és a Formicidae- (Hymenoptera, EMI = 5) taxonok voltak a legabundánsabbak, és ennek köszönhetően elsősorban ezek határozták meg a talajézellábú-együttesek taxonómiai összetételében tapasztalt különbségeket a kontroll és előzőnlött területek között. A talajtakák általában nagyobb számban fordulnak elő a stabilabb és diverzebb növényközösséggel bíró élőhelyeken, és nem tolerálják jól a különböző zavarásokat (GULVIK 2007). Ez egyértelműen kirajzolódott a mi eredményeinkből is, ugyanis a kontroll (természetközeli) gyepeket részesítették előnyben az aranyvessző-monokultúrákkal szemben. Ami a hangyákat illeti, hasonló trendekről számolt be egy másik kutatás is, mely szerint a *Solidago canadensis* inváziója a vizsgált füves területek hangyaközösségeinek abundanciájára és diverzitására jelentős negatív hatással volt (KAJZER-BONK *et al.* 2016).

Jelen vizsgálatban az ézellábúakra épülő talajindikátorokat az invázió közvetlenül nem befolyásolta, ellentétben a talajnedvességgel és a fás élőhelyek arányával, amelyek kedvező hatást gyakoroltak a biológiai talajminőségre. Köztudott, hogy a talajézellábúak többsége elsősorban vízáteresztő kültakarójuknak köszönhetően nagymértékben függ a nedvességtől (RUPPERT *et al.* 2004). Hogy elkerüljék vagy minimalizálják a kiszáradás kockázatát, a nedves talajokat részesítik előnyben, amelyek megfelelő mikroéllőhelyeket és kedvező feltételeket biztosítanak például a táplálékszerzéshez, a páráshoz, a fejlődéshez és a mozgáshoz. Ezt támasztják alá PRATHER *et al.* (2020) eredményei is, miszerint a talajnedvesség és talajézellábú-diverzitás/abundancia között pozitív kapcsolat van. Ugyanakkor egy másik kutatásban taxononként eltérő trendeket találtak, ami alapján elmondható, hogy az egyes ézellábú-csoportok nedvességigénye/toleranciája különbözik (CHIKOSKI *et al.* 2006).

A legtöbb talajlakó szervezet korlátozott terjedési képessége miatt különösen érzékeny a tájszerkezetre (BARDGETT *et al.* 2005). Ez összhangban van eredményeinkkel, ugyanis a talajnedvesség mellett a fás élőhelyek is jelentős hatást gyakoroltak a talajizeltlábú-együttesekre, valamint az azokra épülő talajminőség-mutatókra. A táji változatosság, mozaikosság az élőhelyi heterogenitás növelésével nagyobb diverzitást eredményez. A gyepekbe ékelődő facsoportok, -sorok révén a nyílt élőhelyek fajai mellett számos erdőlakó is képes megtelepedni és túlélni, ami vélhetően növelte a talajizeltlábú-közösségek sokszínűségét. A táji kompozíció és konfiguráció alapvetően meghatározza a talajizeltlábúak terjedési lehetőségeit is, amit MELONI *et al.* (2020) eredményei is megerősítenek. Vizsgálatukban ugyanis azt találták, hogy a talajizeltlábúak fajgazdagsága és abundanciája exponenciálisan nőtt a növényborítással, a foltok méretével és egymáshoz való közelségével.

Kutatásunkban a talajizeltlábúak funkcionális összetétele szignifikánsan különbözött a vizsgált két év esetében, mely valószínűleg a két időszakban megfigyelt, jelentősen eltérő időjárási körülményeknek volt köszönhető. A 2021. májusi középhőmérséklet 13,8 °C, míg a 2022. évi 18,2 °C volt. A havi csapadékmennyiségben is drasztikus volt a különbség: 2021-ben 89,26 mm, míg 2022-ben 27,04 mm eső hullott a májusi hónapokban (NASA 2023). A meleg száraz időszakok köztudottan nem kedveznek a talajizeltlábúaknak, ugyanis többségük csak a nedves, párás környezetben képes túlélni (MENTA & REMELLI 2020). Szembetűnő volt egyes csoportok (pókok, rinyák) hiánya vagy alulreprezentáltsága a 2022. évi mintákban, aminek háttérében vélhetően ezek a kedvezőtlen klimatikus viszonyok állnak (KARDOL *et al.* 2011; FISCHER *et al.* 2022). Mindezeket figyelembe véve, a további kutatás szempontjából fontos kérdés lehet, hogy a más évszakokban vett minták eredményei mennyire térnek el a tavasziakétól, mennyire befolyásolja az inváziós növények hatását azok fenológiája, és ennek eltérései a természetes növénytakaróval szemben. Ezenkívül a két év közti jelentős különbségek rávilágítottak arra, hogy a megbízható eredmények érdekében érdemes volna további szezonok/évek adatait is az értékelésbe vonni.

Köszönetnyilvánítás. A szerzők köszönetüket fejezik ki a HUN-REN ATK Talajtani Intézet Talaj-kémiai és Anyagförgalmi Osztály laboránsainak a fizikai és kémiai talajvizsgálatokért, valamint a Talaj-zoológiai Kutatócsoport tagjainak, Sipőcz Lászlónak és Kovács Katalinnak a terepi mintavételezésben és mikroszkópos válogatásban való aktív részvételükért. A tanulmány az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-22-1-I kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült (KJ). Köszönet a kézirat bírálóinak (Dr. BAKONYI GÁBOR és dr. BOROS GERGŐ) a korábbi változathoz fűzött kritikai észrevételeikért és jobbító tanácsaikért.

Irodalomjegyzék

- BACHELIER G. 1963. *La vie animale dans les sols*. O.R.S.T.O.M., Paris. 280 pp.
- BAER S. & BIRGE H. 2018. Soil ecosystem services: an overview. In: REICOSKY D. (ed.): *Managing soil health for sustainable agriculture. Volume 1: Fundamentals*. USDA-ARS and University of Minnesota, USA, pp. 17–38.
- BARDGETT R., YEATES G. & ANDERSON J. 2005. Patterns and determinants of soil biological diversity. In: BARDGETT R., USHER M. & HOPKINS D. (eds.): *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, pp. 100–118.
- BOTTA-DUKAT Z. & DANCZA I. 2008. Giant and Canadian goldenrod (*Solidago gigantea* Ait., *S. canadensis* L.). In: BOTTA-DUKAT Z. & BALOGH L. (eds.): *The most important invasive plants in Hungary*. Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences, pp. 167–177.
- BÜNEMANN E.K., BONGIORNO G., BAI Z., CREAMER R.E., DE DEYN G., DE GOEDE R., FLESKENS L., GEISSEN V., KUYPER T.W., MÄDER P., PULLEMAN M., SUKSEL W., VAN GROENIGEN J.W. & BRUSSAARD L. 2018. Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120: 105–125. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- CHIKOSKI J. M., FERGUSON S. H. & MEYER L. 2006. Effects of water addition on soil arthropods and soil characteristics in a precipitation-limited environment. *Acta Oecologica*, 30(2): 203–211. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.04.005>
- CSISZÁR Á. (szerk.) 2012. *Inváziós növényfajok Magyarországon*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, 364 pp.
- DE DEYN G.B. & KOOISTRA L. 2021. The role of soils in habitat creation, maintenance and restoration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834): 20200170. <https://doi.org/10.1098/rstb.2020.0170>
- DORAN J.W. & ZEISS M.R. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15(1): 3–11. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00067-6](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00067-6)
- ECKBERG J.N., HUBBARD A., SCHWARZ E.T., SMITH E.T. & SANDERS N.J. 2023. The dominant plant species *Solidago canadensis* structures multiple trophic levels in an old-field ecosystem. *Ecosphere*, 14(1): 4393. <https://doi.org/10.1002/ecs2.4393>
- FISCHER C., GERSTMEIER R. & WAGNER T.C. 2022. Seasonal and temporal patterns of rainfall shape arthropod community composition and multi-trophic interactions in an arid environment. *Scientific Reports*, 12(1): 3742. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-07716-0>
- FÖKERT 2024. Felsőrákosi-rétek Természetvédelmi Terület. http://www.fokert.hu/termeszetvedelmiterulet/_110/ (utolsó meglekintés: 2024. jan. 24.)
- GULVIK M. 2007. Mites (Acari) as indicators of soil biodiversity and land use monitoring: a review. *Polish Journal of Ecology*, 55(3): 415–440.
- HU Z., LI J., SHI K., REN G., DAI Z., SUN J., ZHENG X., ZHOU Y., ZHANG J., LI G. & DU D. 2021. Effects of Canada goldenrod invasion on soil extracellular enzyme activities and coenzymatic stoichiometry. *Sustainability*, 13(7): 3768. <https://doi.org/10.3390/su13073768>
- KAJZER-BONK J., SZPILYK D. & WOYCIECHOWSKI M. 2016. Invasive goldenrods affect abundance and diversity of grassland ant communities (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Insect Conservation*, 20(1): 99–105. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9843-4>
- KARDOL P., REYNOLDS W., NORBY R. & CLASSEN A. 2011. Climate change effects on soil microarthropod abundance and community structure. *Applied Soil Ecology*, 47: 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.001>
- LITT A.R., CORD E.E., FULBRIGHT T.E. & SCHUSTER G.L. 2014. Effects of invasive plants on arthropods. *Conservation Biology*, 28(6): 1532–1549. <https://doi.org/10.1111/cobi.12350>

- MANTONI C., PELLEGRINI M., DAPPORTO L., DEL GALLO M., PACE L., SILVERI D. & FATTORINI S. 2021. Comparison of soil biology quality in organically and conventionally managed agro-ecosystems using microarthropods. *Agriculture*, 11(10): 1022. <https://doi.org/10.3390/agriculture11101022>
- MARTINEZ M., GUTIÉRREZ-ROMERO V., JANNSENS M. & ORTEGA-BLU R. 2010. Biological soil quality indicators: a review. *Current Research, Technology and Education Topics in Applied Microbiology and Microbial Biotechnology*, 319–328.
- MELONI F., F. CIVIETA B., A. ZARAGOZA J., LOURDES MORAZA M. & BAUTISTA S. 2020. Vegetation pattern modulates ground arthropod diversity in semi-arid Mediterranean steppes. *Insects*, 11(1): 59. <https://doi.org/10.3390/insects11010059>
- MENTA C., CONTI F. D., PINTO S. & BODINI A. 2018. Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85: 773–780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- MENTA C. & REMELLI S. 2020. Soil health and arthropods: from complex system to worthwhile investigation. *Insects*, 11(1): 54. <https://doi.org/10.3390/insects11010054>
- MONTANARELLA L. 2007. Trends in land degradation in Europe. In: SIVAKUMAR M.V.K. & NDIANG'UI N. (eds): *Climate and land degradation. Environmental science and engineering*. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 83–104.
- MSZ-08-0210:1977. A talaj szerves széntartalmának meghatározása, Magyar Szabvány.
- MSZ-08-0205:1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Általános előírások. A talajminta előkészítése. Magyar Szabvány.
- MSZ-08-0206-2:1978. A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok.
- MSZ 20135:1999. A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.
- NASA, NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION 2023. Prediction of Worldwide Energy Resource (POWER) Project. <https://power.larc.nasa.gov/data-access-viewer> (utolsó megtekintés: 2023. nov. 14.)
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C. & MOZZANICA E. 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 105(1–2): 323–333. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.02.002>
- PRATHER R.M., CASTILLIONI K., WELTI E.A.R., KASPARI M. & SOUZA L. 2020. Abiotic factors and plant biomass, not plant diversity, strongly shape grassland arthropods under drought conditions. *Ecology*, 101(6): e03033. <https://doi.org/10.1002/ecy.3033>
- RICOTTA C. & PODANI J. 2017. On some properties of the Bray-Curtis dissimilarity and their ecological meaning. *Ecological Complexity* 31: 201–205. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2017.07.003>
- RUPPERT E.E., FOX R.S. & BARNES R.D. 2004. *Invertebrate zoology: a functional evolutionary approach*. Belmont, CA: Thomson-Brooks/Cole, 1018 pp.
- STERZYŃSKA M., SHRUBOVYCH J. & NICIA P. 2017. Impact of plant invasion (*Solidago gigantea* L. [sic]) on soil mesofauna in a riparian wet meadows. *Pedobiologia*, 64: 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2017.07.004>
- USTINOVA E.N., SCHEPETOV D.M., LYSENKOV S.N. & TIUNOV A.V. 2021. Soil arthropod communities are not affected by invasive *Solidago gigantea* Aiton (Asteraceae), based on morphology and metabarcoding analyses. *Soil Biology and Biochemistry*, 159: 108288. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108288>
- VÉGH L. 2012. Protecting green spaces: *Identifying areas for protection in Felsőrákos meadows (Budapest, Hungary) through habitat mapping*. 87 pp.

- WAGG C., BENDER S.F., WIDMER F. & VAN DER HEIJDEN M.G.A. 2014. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111(14): 5266–5270. <https://doi.org/10.1073/pnas.1320054111>
- WEIDENHAMER J.D. & CALLAWAY R.M. 2010. Direct and indirect effects of invasive plants on soil chemistry and ecosystem function. *Journal of Chemical Ecology*, 36(1): 59–69. <https://doi.org/10.1007/s10886-009-9735-0>
- XU S., LI K., LI G., HU Z., ZHANG J., IQBAL B. & DU D. 2022. Canada Goldenrod Invasion Regulates the Effects of Soil Moisture on Soil Respiration. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(23): 15446. <https://doi.org/10.3390/ijerph192315446>
- YAN S., SINGH A. N., FU S., LIAO C., WANG S., LI Y., CUI Y. & HU L. 2012. A soil fauna index for assessing soil quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 47: 158–165. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.014>
- YE X.Q., YAN Y.N., WU M. & YU F. 2019. High capacity of nutrient accumulation by invasive *Solidago canadensis* in a coastal grassland. *Frontiers in Plant Science*, 10: 575. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00575>
- ZHANG C.B., WANG J., QIAN B.Y. & LI W.H. 2009. Effects of the invader *Solidago canadensis* on soil properties. *Applied Soil Ecology*, 43(2): 163–169. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.07.001>
- ZHANG S., ZHU W., WANG B., TANG J. & CHEN X. 2011. Secondary metabolites from the invasive *Solidago canadensis* L. accumulation in soil and contribution to inhibition of soil pathogen *Pythium ultimum*. *Applied Soil Ecology*, 48(3): 280–286. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.04.011>
- ZHU X., LI W., SHAO H. & TANG S. 2022. Selected aspects of invasive *Solidago canadensis* with an emphasis on its allelopathic abilities: A review. *Chemistry & Biodiversity*, 19(10): e202200728. <https://doi.org/10.1002/cbdv.202200728>

Preliminary results on the effects of Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) invasion on biological soil quality in an urban meadow

JANKA KOMLÓSI^{1*}, ELISABETH HORNUNG¹ & ZSOLT TÓTH²

¹ University of Veterinary Medicine, Department of Zoology, István utca 2, 1078 Budapest, Hungary

² Institute for Soil Sciences, Centre for Agricultural Research, HUN-REN, Herman Ottó út 15, 1022 Budapest, Hungary

* E-mail: kajansikomlo@gmail.com

ÁLLATTANI KÖZLEMÉNYEK (2024) 109(1–2): 000–000.

Abstract. Healthy soil is vital to all terrestrial ecosystems, providing a habitat for a wide range of organisms whose activities ensure the continuity of the nutrient cycle. In addition to classical physical, chemical, and microbiological parameters, indicators based on soil arthropods are simple and cost-effective alternatives for assessing soil condition. In our study, we investigated the effects of Canadian goldenrod invasion on soils using arthropod-based soil quality indices. To collect soil arthropods, soil samples were taken in springs (May) over two years from invaded and non-invaded plots in the Felsőrákos Meadows Nature Reserve (Budapest, Hungary). After extraction, the arthropods were sorted into larger groups. As background variables, local (basic soil physical and chemical parameters) and landscape properties were also measured. None of the quality indices showed significant differences between the soils of the invaded and control plots. However, there were significant differences in the taxonomic composition of soil arthropod assemblages, while the functional community structure was separated by the two study years, regardless of habitat vegetation. The main drivers of biological soil quality were soil moisture and the proportion of woody habitats, both had positive effects. In conclusion, based on the spring data, the goldenrod invasion had no detectable effect on biological soil quality, although it significantly affected the taxonomic composition of soil arthropod communities. However, to get a more accurate picture, additional seasonal data are needed, taking into account the temporal variation in goldenrod phenology.

Keywords: Arthropoda, degradation, ecological indicator, invasive plant, soil biodiversity

Accepted: 28.01.2024

Published online: 13.02.2024