

MTA DOKTORI ÉRTEKEZÉS

**KÖRNYEZETI ÉS ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK HATÁSA A
MIKROBIÁLIS AKTIVITÁSOKRA SZÉLSŐSÉGES
TALAJVISZONYOK KÖZÖTT**

Szili-Kovács Tibor

Agrártudományi Kutatóközpont (HUN-REN)

Talajtani Intézet

Budapest

2024

TARTALOMJEGYZÉK

BEVEZETÉS	- 1 -
I. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS ÉS BIOMASSZA VIZSGÁLATA	
HOMOKI GYEPEK ÖKOLÓGIAI RESTAURÁCIÓJA SORÁN	- 2 -
I.1. Homoktalajok	- 2 -
I.2. Nitrogén immobilizációval segített restauráció.....	- 3 -
I.3. Kutatási előzmények	- 4 -
I.4. CÉLKITŰZÉSEK	- 5 -
I.5. ANYAG ÉS MÓDSZER	- 7 -
I.5.1. A kísérleti terület rövid jellemzése	- 7 -
I.5.2. Laboratóriumi modellkísérletek a szénforrás-kezelések hatékonyságának tesztelésére....	- 9 -
I.5.3. Laboratóriumi modellkísérlet nitrogén hozzáadása nélkül.....	- 10 -
I.5.4. Szabadföldi kísérletek a restauráció gyorsítására szénforrás-kezeléssel	- 12 -
I.5.5. Kombinált restaurációs beavatkozások hatásának vizsgálata.....	- 14 -
I.5.6. Laboratóriumi vizsgálati módszerek	- 15 -
I.6. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK.....	- 18 -
I.6.1. A laboratóriumi inkubációs kísérlet fontosabb eredményei	- 18 -
I.6.2. Szabadföldi restaurációs kísérlet eredményei.....	- 25 -
I.6.3. A laboratóriumi inkubációs kísérletek eredményeinek megvitatása	- 34 -
I.6.4. Szabadföldi restaurációs kísérlet eredményeinek megvitatása.....	- 35 -
I.6.5. A restaurációs kísérletekből levont fontosabb következtetések	- 37 -
II. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS VIZSGÁLATA NEHÉZFÉMEKKEL	
SZENNYEZETT TALAJOKBAN.....	- 39 -
II.1. Nehézfém szennyezés hatása a talaj mikrobiális aktivitására.....	- 39 -
II.2. Bányászati és ipari tevékenység hatása a talajok nehézfém szennyezettségére.....	- 41 -
II.3. CÉLKITŰZÉSEK.....	- 42 -
II.4. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	- 43 -
II.4.1. Kispárcellás nehézfémterheléses kísérlet, Nagyhörcsök.....	- 43 -
II.4.2. Fitoremediációs kísérlet Gyöngyösorosi közelében, Toka-patak mellett.....	- 43 -
II.4.3. Laboratóriumi vizsgálati módszerek	- 45 -
II.5. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK	- 47 -
II.5.1. Nagyhörcsöki nehézfém-terheléses kísérlet eredményei	- 47 -
II.5.2. Gyöngyösorosi melletti fitoremediációs kísérlet eredményei	- 49 -
II.5.3. Az eredmények megvitatása	- 54 -

II.5.4. Következtetések a talaj nehézfémzennyezés talajmikrobiális hatásairól.....	58 -
III. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS VIZSGÁLATA SÓS-SZIKES TALAJOKBAN	60 -
III.1. Szikes és sós talajok előfordulása, elterjedése.....	60 -
III.2. Magyarországi szikes talajok	62 -
III.3. A sós és szikes környezethez alkalmazkodott mikroorganizmusok, szelekciójuk, és adaptációjuk	63 -
III.4. Előzmények, hazai kutatások	66 -
III.5. CÉLKITŰZÉSEK	68 -
III.6. ANYAG ÉS MÓDSZER	68 -
III.6.1. Mintaterületek jellemzése	68 -
III.6.2. Mintavétel.....	69 -
III.6.3. Laboratóriumi vizsgálati módszerek.....	70 -
III.7. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK.....	75 -
III.7.1. A talajok fizikai és kémiai elemzésének eredményei	75 -
III.7.2. Alap- és szubsztrát-indukált respiráció eredményei a Felső-kiskunsági tavak mellett.-	80 -
III.7.3. Talaj katabolikus aktivitás mintázata (Alap- és szubsztrát-indukált respiráció, FDA hidrolízis) az apaji területen végzett vizsgálatok alapján (2014, 2016).....	84 -
III.7.4. Baktérium közösségek vizsgálata (Felső-kiskunsági szikes tavak, 2013).....	93 -
III.7.5. A baktérium közösségek taxonómiai összetétele (Apaj, 2014. minták)	94 -
III.7.6. A baktérium közösség taxonómiai összetétele (Apaj, 2016. minták)	98 -
III.7.7. A vizsgált talajok baktérium fajgazdagságának és α -diverzitásának korrelációja a talajkémiai és fizikai változókkal	101 -
III.7.8. A szikes talajokon végzett kutatások eredményeinek megvitatása.....	104 -
III.7.9. A szikes talajokon végzett kutatásokból levonható következtetések.....	109 -
IV. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK	111 -
V. A DOLGOZAT ALAPJÁUL SZOLGÁLÓ PUBLIKÁCIÓK	113 -
V.1. Mikrobiális aktivitás és biomassa vizsgálata homoki gyepek ökológiai restaurációjában	113 -
V.2. Nehézfém szennyezés hatása a talajra	113 -
V.3. Mikrobiális aktivitás vizsgálata sós-szikes talajokon.....	114 -
VI. NYILATKOZAT KUTATÁSI ENGEDÉLYEKRŐL.....	115 -
VII. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS	115 -
VIII. IRODALOMJEGYZÉK	117 -
IX. FÜGGELÉK.....	140 -

BEVEZETÉS

A mikroorganizmusok jelentőségét a talajokban, és a talajfunkciókban nem lehet eléggé hangsúlyozni. A szén- és nitrogénforgalmi folyamatokban, a szerves anyagok lebontásában és szintézisében a talajaggregátumok összeragasztásában és számos más folyamatban hozzájárulnak a talajfunkciók érvényesüléséhez, ezáltal a talajminőség fenntartásához. A mikroorganizmusok egyszerű felépítésükhöz képest rendkívül változatos anyagcsere-képességekkel rendelkeznek ellentétben a “magasabbrendű” élőlényekkel, amelyek metabolikus szempontból szinte lehangolóan egyveretűek. Talán ez lehet az oka annak, hogy olyan nagyfokú diverzitással rendelkeznek valamennyi habitatban, és ami képessé teszi őket a nagyfokú alkalmazkodáshoz, akár szélsőséges viszonyok között is. Bár a talajokban nagy mennyiségben és változatosságban fordulnak elő, a körülmények általában csak ritkán adnak lehetőséget arra, hogy egyszerre nagyobb számban aktívak legyenek. Azt a kérdést is feltették már, hogy mi az oka annak, hogy miközben a talajban jelentős mennyiségű szerves anyag halmozódik fel, mellettük a mikroorganizmusok gyakorlatilag “éheznek”. Ezt és sok más kérdést felvetve kutatják évtizedek óta a talaj mikrobiom összetételét és működését egyre kifinomultabb módszerek alkalmazásával, ami lehetővé tette, hogy a talajra most már ne csak egy fekete dobozként tekintsünk, amiben csak az inputok és az outputok eredőjét vagyunk képesek megfigyelni, hanem a működés finom mechanizmusai és részletgazdagsága is fokozatosan feltáródik, különösen az utóbbi két évtized kutatásainak eredményeként.

Kutatási tevékenységem kissé szerteágazó volt, mivel napjainkban alapvetően a rendelkezésre álló projektfinanszírozások határolják be a lehetőségeket. A többféle kutatási irányból próbáltam egy fókuszpontot keresni, amire az eredményeim egy része felfűzhető. Ezt a fókuszpontot a talajmikrobiális aktivitás szélsőséges talajviszonyok közötti tanulmányozása képviseli. Dolgozatom három főfejezetből áll, amelyek időrendben részben felölelik a kandidátusi fokozatszerzésemet követő időszakot 1996-tól 2024-ig. Szélsőséges talajviszonyok (nagy homoktartalom miatti gyors vízvezetés és kis víztartóképeség, felszínközeli sófelhalmozódás következtében kialakult szikesedés megemelkedett sótartalom és magas pH-érték), amelyek a talajtermékenységet és növénytermesztésre történő hasznosítást jelentősen gátolják, ugyanakkor a biodiverzitás megőrzése szempontjából fontosak, továbbá antropogén tevékenységből származó talaj nehézfém szennyezések, aminek főként ökológiai és humánegészségügyi kockázata jelentős, de a talajfolyamatok dinamikájára is hatásuk lehet. Az I. és III. fejezetnek a közös vonása, hogy mindkettő a Kiskunsági Nemzeti Park védett területén szélsőséges talajviszonyok között vizsgálja a talaj mikrobióta aktivitását. Az I. és II. fejezet közös vonása, hogy mindkettő valamilyen leromlott állapot javítását kísérleti beavatkozással igyekszik helyreállítani, amelyet az egyik esetben ökológiai restaurációnak, míg a másik esetben remediációnak neveznek. A II. és III. fejezet közös vonása, hogy mindkettőnél a talaj kemizmusában történik lényeges változás, ami egyes kationok és anionok feldúsulásához és a pH jelentős változásához vezethetnek, amelyek lényegesen befolyásolhatják ezen talajok biológiai aktivitását és közösségi összetételét. Ugyanakkor mind a három fejezet alátámasztja a mikroorganizmusok nagyfokú alkalmazkodóképességét a szélsőséges talajviszonyokhoz. Dolgozatomban nem törekedtem a módszertani részletek ismertetésére, csak amennyire szükséges volt, mert azok a dolgozat alapjául szolgáló publikációkban és hivatkozásokban szerepelnek.

I. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS ÉS BIOMASSZA VIZSGÁLATA HOMOKI GYEPEK ÖKOLÓGIAI RESTAURÁCIÓJA SORÁN

"A soil adapted to the growth of plants, is necessarily prepared and carefully preserved; and, in the necessary waste of land which is inhabited, the foundation is laid for future continents, in order to support the system of the living world."

— James Hutton, 1785

In 'Concerning and System of the Earth, its Duration and Stability', a Dissertation presented to the Royal Society of Edinburgh (Mar-Apr, 1785). The surviving Abstract is excerpted in Frank H. T. Rhodes, Richard O. Stone and Bruce D. Malamud (eds.), *Language of the Earth: A Literary Anthology* (2002, 2nd. ed. 2008), 110.

I.1. Homoktalajok

Vizsgálatainkat a Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpháza melletti területén végeztük, ezért bevezetőként rövid ismertetést írok a homoktalajokról. A nemzetközi talajosztályozási rendszer szerint a homoktalajokat az *Arenosols* talajtípus kategóriába sorolják (IUSS WG WRB 2015), bár nem mindegyik homoktalaj tartozik ide. Az *Arenosols* kifejezés a latin *arena* szóból származik, ami küzdőteret jelent, de a szó eredeti jelentése homok, homokos hely, és feltehetően etruszk eredetű. Talajképző köze helyenként meszes, áttelepült, konszolidálatlan homokos textúrájú anyagokból áll. Viszonylag kis területen *Arenosols* talajok előfordulhatnak még erősen mállott kovás közeten is. A homoktalajok előfordulása az arid klímájú területektől kezdve a nedves területekig, valamint a rendkívül hideg és a szélsőségesen forró éghajlati övekig terjed. Megjelenési formájuk tipikusan a dűnék, a tengerparti homokgerincek és a homokos síkságok, a közelmúltban kialakult dűnéktől és homokos síkságoktól a nagyon régen kialakult fennsíkokig. Növényzetük a sivatagtól a többnyire mozaikos foltokban megjelenő növényzeten át, – mely elsősorban füves vagy törpecserjés –, a zártabb gyepekig és nyílt erdőkig változhat. Arid klímájú területeken a talaj alig vagy egyáltalán nem fejlődik. Az *Arenosols* (homok) talajok összesen kb. 1300 millió hektárt foglalnak el, ami hozzávetőlegesen a szárazföldek területének 10%-a (IUSS WG WRB 2015). A Scopus szerint az 1838 és 2018 évek között megjelent kb. 920,000 talajokkal foglalkozó tudományos közleménynek kevesebb, mint 4%-a foglalkozott homoktalajokkal (Huang & Hartemink 2020).

A magyar talajosztályozási rendszer szerint a homoktalajok a *Váztalajok* főtípusba tartoznak (Szabolcs 1966, Stefanovits 1992), ezen belül a futóhomok/ jellegtelen homoktalajok és a humuszos homoktalajok talajtípusai tartoznak. Ez utóbbira jellemző a nagyobb, 1% körüli humusztartalom, és a morfológiailag jól elkülöníthető humuszos réteg, aminek a vastagsága < 40 cm lehet. További bontásban altípusaik lehetnek karbonátosak, nem karbonátosak és kétrétegűek. Magyarország területének jelentős részét homoktalajok borítják (~16%). A homoktalajok mezőgazdasági hasznosítása szempontjából a termékenységét gátló tényezők közé tartozik a kis agyag- és szervesetlen kolloid tartalom, a rendszerint kevés és többnyire gyorsan lebomló szervesanyag tartalom. Ezekkel a tulajdonságokkal összefügg a kis puffertartalom és a nagy vízáteresztő-képesség, amelyhez kis víztartó képesség párosul, ezáltal

ezeknek a talajoknak a hasznosítható vízkészlete is alacsony (Várallyay 1984). A talajnak a jelentős részét kitevő homokfrakció, kisebb fajlagos felülete miatt a mikroorganizmusok számára kolonizálható felülete is kisebb, mint a vályogfrakció esetében, ráadásul a víztartalom gyors változása is kedvezőtlen számukra, emiatt elsősorban a kiszáradást jól toleráló mikroorganizmusok számára teremti meg az életfeltételeket (Sessitsch et al. 2001, Zakavi et al. 2022).

I.2. Nitrogén immobilizációval segített restauráció

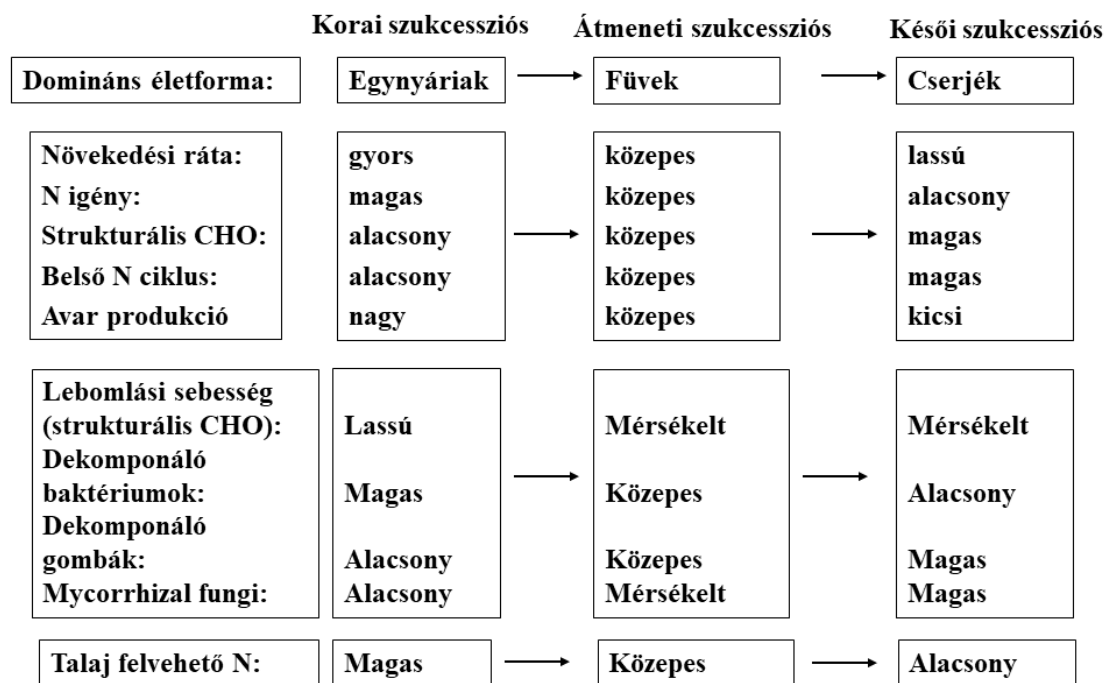
Régóta megfigyelt jelenség, hogy a talajok tápanyagtartalma befolyásolja a növénytársulások összetételét és a szukcesszió menetét (Pigott & Taylor 1964, Tilman 1986, 1987). A vegetáció szukcessziójának sebességét a növényi tápanyagok közül elsősorban a felvehető nitrogén mennyisége határozza meg (Carson & Barrett 1988, Klein et al. 1996, McLendon & Redente 1991, 1992, Paschke et al. 1996, Zink & Allen 1998). A felvehető N mennyisége – számos megfigyelés szerint – fordított összefüggést mutat a szukcesszió késői stádiumát jellemző növényfajok gyakoriságával. A megnövekedett felvehető N mennyisége szemiárid körülmények között gátolta a szukcesszió menetét, a lágyszárú egyéves fajok kicserélődését az évelőkre (McLendon & Redente 1991, 1992, Paschke et al. 1996, Trent et al. 1992).

Már korábban ismert volt, hogy a talaj felvehető szerves nitrogén-tartalma csökkenthető viszonylag nagy C:N arányú szerves anyagok talajba juttatásával, ami elősegíti a talaj mikroorganizmusok általi N-immobilizációt (Harmsen & van Schreven 1955, Bremer & van Kessel 1992, Ritz et al. 1992).

A másodlagos szukcesszió menetének a talaj ásványi N-tartalmának csökkentése általi gyorsítása céljából elsőként McLendon & Redente (1992) könnyen hasznosítható szénforrást (szacharózt) alkalmazott szabadföldi kísérletben. Megállapították, hogy a korai szukcessziós gyomok dominanciája csökkenthető, a szukcesszió menete pedig az eredeti életközösség irányában gyorsítható a talaj ásványi N-tartalmának mesterséges manipulációjával, a N-immobilizáció fokozásával (McLendon & Redente 1992, **1. ábra**).

A talajokba juttatott szerves anyagok lebomlásának tanulmányozása magyarázatot adhat a talaj ásványi N tartalom alakulására, az immobilizációs és mineralizációs folyamatok dinamikájára (Gulyás et al. 1990, Gulyás & Füleký 1994, Szegi et al. 1984, 1988). Ezek a folyamatok nagymértékben függenek az abiotikus tényezőktől, amelyek közül a talajnedvesség hatását (Szegi 1962, Azam et al. 1988, Wilson & Griffin 1975), a hőmérsékletét (De Neve et al. 1996), illetve a kettő kombinációját (Wildung et al. 1975) intenzíven tanulmányozták. Szénhidrátokkal kezelt talajok esetében (1 g/kg talaj glükóz, szacharóz és cellulóz) Azam et al. (1988) azt tapasztalták, hogy cukrok hatására a kezdeti gyors N-immobilizáció után 2 héttel megindult a remineralizáció, míg cellulóz alkalmazása esetén, 8 hét elteltével sem indult meg az ásványi-N-tartalom növekedése a talajban. A búzaszalma a talajban a talajnedvességtől és a felvehető-N mennyiségétől függően fokozta a N-immobilizációt szabadföldi kísérletben (Andrén et al. 1993). Alacsony talajnedvesség esetén a mikrobiális aktivitás is alacsony maradt és ez kismértékű N-immobilizációt eredményezett. Nagy nedvességtartalom, – az öntözés hatására –, viszont lecsökkentette a felvehető N mennyiségét a talaj felső rétegében, ezáltal

csökkent a búzaszalmát kolonizáló mikroorganizmusok által immobilizált nitrogén mennyisége.



1. ábra. A felvehető nitrogén dinamikájának és a lebontó alrendszer átalakulásának koncepcionális modellje a másodlagos szukcesszió során egy zavart ürmös ("sagebrush") ökoszisztémában, északnyugat-Colorado-ban (McLendon & Redente 1992)

I.3. Kutatási előzmények

Az Egyesült Államok délkeleti részén őshonos fehér akácot (*Robinia pseudoacacia* L.) idővel szerte a világon meghonosítottak, így Európában is. Magyarországra elsősorban az alföldi homok megkötésére hozták be. Az akácültetvények hasznosságának megítélésében jelentős nézetkülönbség van. Egyfelől tény, hogy fája többcélúan hasznosítható, virágzata kiváló alapanyagot biztosít a keresett, jó minőségű akácméz előállításához. Ugyanakkor faállománya sok helyen elfoglalja az eredeti növényasszociációk helyét, ezért megjelenése nem kívánatos, irtással védekeznek ellene azokon a területeken, ahol a természetes ökoszisztéma megőrzése vagy helyreállítása prioritást élvez. Magyarországon 2009. január 1. óta hivatalosan is invazív fajnak minősítették a fehér akácot (346/2008. (XII. 30.) Korm. rendelet a fás szárú növények védelméről). A Kiskunsági Nemzeti Park területén korábbi akácosok kivágása után vizsgálatok folytak az eredeti endemikus homokpusztagyep (*Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929 em. Borhidi 1996) helyreállítására. Ez a növénytársulás nagyobb fajgazdagsággal rendelkezik, és a védett endemikus növényfajok megjelenésével, sokkal nagyobb természeti értéket képvisel, mint egy akác monokultúra. A tarvágás utáni élőhely restauráció azonban eléggé körülményes a talaj megnövekedett nitrogén tartalma miatt, ami tartós gyomvegetáció fennmaradását eredményezheti. A kiirtott akácosok helyén a gyomfajok dominanciája volt

jellemző, különösen az exóta fajok (pl. *Erigeron canadensis*) előretörése miatt, ami nagymértékben különbözött a területre eredetileg jellemző évelő füvek dominanciáját képviselő vegetációtól. A természetes restauráció érdekében három mintaterületen folytak kutatások annak érdekében, hogy a talaj nitrogén tartalma milyen módon csökkenthető. Az alkalmazott kezelés a talaj feletti biomassza eltávolítása volt évente kétszer. A növényzet összetételét, a talaj felvehető-N tartalmát és a talaj magkészletét vizsgálták. A vizsgálat kezdeti időszakában már figyelemreméltó változások következtek be a kezelés hatására (Halassy & Török, 1997). A homokpusztagyepre jellemző néhány faj betelepülése megkezdődött, amihez a propagulumokat feltehetően a közelben lévő természetes gyepterület biztosította. A talajok felvehető N-tartalmának 20–30%-os csökkenése volt tapasztalható a második vegetációs időszak végén. Ezen kívül, korábban számos vizsgálatot végeztünk különböző növényi maradványok és egyéb szerves anyagok talajban történő lebomlásának tanulmányozásával (Szegei et al. 1984, Szegei et al. 1988, Gulyás et al. 1990, Gulyás & Füleky 1994) a talajok szén- és nitrogénforgalmának tanulmányozására. Ennek során különböző talajba kevert szerves anyagok (glükóz, szacharóz, cellulóz, búzaszalma, kukoricaszár, szója és lucernahajtás) lebomlási dinamikáját vizsgáltuk a talajban a CO₂ képződés alapján. A szerves anyagok lebomlásával párhuzamosan a talajok felvehető-N készletének a változását is nyomon követtük és megállapítottuk, hogy a kettő között szoros összefüggés van. Bár ezeket a vizsgálatokat különböző talajokon és laboratóriumi körülmények között végeztük, azért ezek az eredmények felhasználhatók lehetnek a nitrogén immobilizáció tanulmányozásához is.

Az akácirtásos kísérletet követően a Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi területén található felhagyott szántók ökológiai restaurációját megalapozó kutatásokat indítottunk el az MTA Ökológiai és Botanikai kutatóintézet munkatársaival közösen. A Kiskunsági Nemzeti Park védett területébe beékelve szántóföldként hasznosított területek is voltak, amelyek művelésével felhagytak, ezért célszerűnek mutatkozott ezeken a földeken a természet megőrzését célzó helyreállítás és hasznosítás.

I.4. CÉLKITŰZÉSEK

A Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi területén a korábban felhagyott szántók területe erősen elgyomosodott. Közvetlen közelben megtalálhatók azok a növénytársulások, ahonnan az eredeti fajok visszatelepülése megindulhat. Ezt a feltehetően természetes úton is végbemenő folyamatot különböző eljárásokkal segíteni lehet. Az egyik beavatkozási lehetőség a talaj N-transzformációs folyamatai közül a mikrobiális N-immobilizáció fokozása (**2. ábra**).

Feltételezésünk szerint a talaj ásványi N-tartalmának alacsony szinten tartásával növelhető a terület eredeti növénytársulását alkotó növényfajok kompetitív képessége az r-stratégista egynyári gyomokkal szemben. Ennek érdekében arra kerestük a választ, hogy különböző szénforrások hogyan befolyásolják a N-immobilizáció mértékét laboratóriumi körülmények között, figyelembe véve az eltérő talajnedvesség viszonyokat is. A szénforrások kiválasztásának a szempontja a különböző lebomlási sebesség mellett a szabadföldön történő alkalmazhatóság volt. A gyorsan lebomló szénforrások (szacharóz, keményítő) alkalmazásával rövid ideig tartó, de nagymértékű N-immobilizáció is elérhető lehet. Ugyanakkor tartósabb, de kisebb mértékű N immobilizációt eredményezhet a lassabban lebomló (cellulóz és fűrészpor) C-források alkalmazása.

A kísérlet további célja a szabadföldi körülmények között alkalmazható szénforrások kiválasztása és az alkalmazandó mennyiség meghatározása volt.

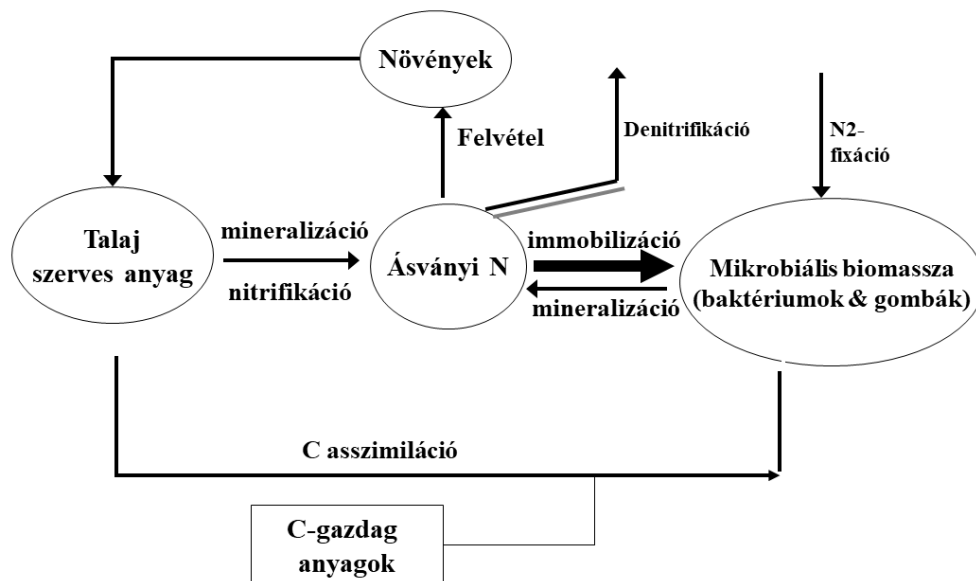
Mivel a szabadföldi kísérletben a N-immobilizáció elősegítésére cukrot + fűrészport alkalmaztunk, ezért ebben nem lehetett különválasztani a cukor illetve a fűrészpor hozzájárulását a N-immobilizációban. Ezért további célunk volt a C-ben gazdag szerves anyag N-immobilizációban történő hozzájárulásának számszerűsítése, ami elősegíti empirikusan megérteni azt, hogy milyen típusú szerves anyagok alkalmazására lehet alapozni a korábban művelt és felhagyott területek ökológiai restaurációját.

Ennek érdekében kihasználtuk a talaj szerves anyagában természetesen előforduló ^{13}C előfordulási gyakoriságában mérhető különbségeket (amely túlnyomórészt C3 növényekből származik) és a cukornádból származó (C4 növény) szacharózt, hogy megbecsüljük a talajban lévő a szacharóz hozzáadásával a talaj szerves anyagból mineralizálódott szerves C mennyiségét, azaz a *priming* hatás mértékét laboratóriumi körülmények között.

Ezt követően a kiválasztott szénforrásokkal szabadföldi kísérlet beállításával igazolni akartuk a N-immobilizációra és a talaj mikrobiális biomasszára valamint aktivitásra gyakorolt hatásokat. Végül pedig a szénforrás-kezelés más restaurációs folyamatokat elősegítő beavatkozásokkal (kaszálás, magvetés) történő együttes hatásának a vizsgálata volt a cél, annak érdekében, hogy melyik kezelés vagy kezelés-kombináció lehet a legalkalmasabb módszer az adott helyen a gyep természet-közelí állapotának helyreállításához.

A célkitűzésekhez kapcsolódó konkrét hipotéziseink a következők voltak:

1. Feltételeztük, hogy a talaj általunk megnövelt nitrát mennyiségét a különböző szerves szénvegyületek a mikrobiális immobilizáció által csökkentik. Továbbá azt is feltételeztük, hogy ez a hatás a könnyen és nehezen lebomló szénforrások hatására eltérő mértékű lesz. Erre alapoztuk első laboratóriumi kísérletünket, amelyben különböző szénforrásokat külön, illetve eltérő adagú kombinációkban alkalmazva vizsgáltuk a talaj ásványi N (ammónium- és nitrát-N) változását.
2. A szacharóz és fűrészpor N immobilizációra és mikrobiális biomassza C és N-re gyakorolt hatását három eltérő kitettségű homoktalajnál elemeztük laboratóriumi körülmények között a szabadföldi körülmények között alkalmazandó szénforrások mennyiségének meghatározására.
3. A szénforrás-kezeléseknek (szacharóz és fűrészpor) a talaj eredeti szerves C-tartalmának esetleges mineralizációját fokozó ún. *priming* hatás mértékét is elemezni akartuk laboratóriumi feltételek között.
4. Az ismételt szénforrás-kezelések (szacharóz és fűrészpor) szabadföldi körülmények között alkalmazva a három eltérő kitettségű homoktalajnál hogyan befolyásolja a felvehető N, a mikrobiális biomassza C és N mennyiségét.
5. Hat évig tartó kezelés után a kezelés megszüntetése utáni állapotot is megvizsgáltuk, azért, hogy mutatkozik-e még a C-forrás kezelése utóhatása a talaj felvehető N-re, és a mikrobiális biomassza C-re és N-re.
6. A kezeléseket során felhalmozott tapasztalatokra építve még arra a kérdésre is kerestük a választ egy további szabadföldi kísérletben, hogy a C-forráskezelés mellett más beavatkozások (kaszálás, felületvetés) illetve ezek kombinációi milyen hatással bírnak.



2. ábra. A szénforrás-kezelés konceptuális modellje a mikrobiális nitrogén immobilizáció növeléséhez.

I.5. ANYAG ÉS MÓDSZER

I.5.1. A kísérleti terület rövid jellemzése

A kísérleti terület a Kiskunsági Nemzeti Parkban a Fülöpháza melletti Fabóktanyán helyezkedett el (46°52' É; 19°24' K, **3. ábra**). A területet főleg meszes futóhomok jellemzi, a buckás felszín jól kivehető. Az alacsony termőképességű terület azért őrizhette meg viszonylagos érintetlenségét, mert hosszú ideig katonai gyakorlótérként szolgált. Csak a 19. század végén telepedtek le itt elszegényedett családok és alakult ki a jellegzetes tanyavilág művelésbe vonva a tanya körüli kisebb területeket, ami nyomokban máig fennmaradt. A vizsgálati területünkön, a felhagyott Fabóktanyán a szántóföldi művelést a tanya egyik részén (R) 1991-ben, míg a másikon (Bk és Bt) 1995-ben hagyták abba. A három terület között néhány méteres szintkülönbség figyelhető meg a buckás jelleg miatt. A legalacsonyabb szinten elhelyezkedő lapos területen a felszántás előtt valószínűleg homoki sztyeppréti növényzet lehetett (Rét, R), a következő egy enyhe buckaközi mélyedésben (Buckaköz, Bk), a harmadik inkább buckatetői helyzetben (Buckatető, Bt) volt (**1. táblázat**). A terület részletes leírása Szili-Kovács et al. (2000b) közleményben található.

Mind a három helyen 2 méteres mélységig lefúrtunk a talaj jellemzéséhez. A Bt helyen a felső csekély humusz-tartalmú rétegű felszín alatt végig homogén homok, a Bk területen 70 cm mélységben egy eltemetett humuszréteg, az R helyen pedig 140 cm alatt egy tözegetes jellegű réteg található (**2. táblázat**).

A növényzet összes borítási adatai követik a talajnedvességben is megnyilvánuló eltéréseket (Bt=28%, Bk=42%, R=39%). A "buckatető" helyen mértük a legmagasabb talajfelszíni hőmérsékletet, nyilvánvalóan az alacsony szerves anyag tartalom és a gyér vegetáció miatt.

1. táblázat. A fülöpházi Fabóktanyán beállított restaurációs kísérlet földrajzi koordinátái (WGS '84), megadva a területek jelölését a magyar és az angol nyelvű közleményekben

Bk (buckaköz) = (D= depression site)	É (North)	K (East)
MT1 (jobb alsó sarok)	46°52.766'	19°24.638'
MC6 (bal alsó sarok)	46°52.758'	19°24.655'
MT5 (bal felső sarok)	46°52.738'	19°24.638'
MC1 (jobb felső sarok)	46°52.747'	19°24.617'
Bt (buckatető) (H= hummock site)		
DT5	46°52.811'	19°24.607'
DC6	46°52.828'	19°24.630'
DC1	46°52.819'	19°24.584'
DT1	46°52.831'	19°24.599'
R (rét) = (M= meadow site)		
UT1	46°52.888'	19°24.523'
UC6	46°52.875'	19°24.517'
UT5	46°52.877'	19°24.491'
UC1	46°52.897'	19°24.499'

2. táblázat. A kísérleti területek (Fülöpháza: Fabóktanya) jellemzése 1998-ban a kísérlet első évében

Jellemző	Kísérleti terület		
	R	Bk	Bt
Tengerszint feletti magasság (m)	105	106	107
Művelés felhagyásának időpontja (év)	1991	1995	1995
Átlagos durva homok a 0–30 cm rétegben (%)	56,0	46,3	55,3
Finomszemcsés réteg felbukkanása (cm)	140	70	> 200
Szerves C tartalom (%)	0,44	0,26	0,12
Átlagos (ápr.-jún.) talajnedvesség (%)	5,6	5,2	3,4
Felszíni talaj hőmérséklet okt. (°C)	21	20	23

Megjegyzés: R = rét; Bk = buckaköz; Bt = buckatető

A kísérleti terület vegetációját az életformák (egynyári/évelő) valamint a fajok relatív ökológiai indikátorértékei (talajnedvesség és nitrogén-igény), valamint természetvédelmi értékkategóriák alapján jellemeztük (Horváth et al. 1995). A vegetációban jelentős különbségek mutatkoztak a referencia gyepterület (G) és a többi kísérleti hely között. A referencia gyepterület a Bk-hoz közel, de mindegyik vizsgált területünknél magasabb térszínen helyezkedett el. A referencia gyepterület a nyílt homokpusztagyepre jellemző fajokkal, köztük sok védett és endemikus fajjal volt jellemezhető. A természetes gyepterületben az évelő fajok dominanciája, míg a felhagyott szántókon az egyévesek nagyobb aránya volt megfigyelhető. A "Bk" helyet az egyévesek túlsúlya jellemezte, a "R" helyen, amelyet 1991-ben hagytak fel a művelés alól, az évelő és egynyári fajok aránya kiegyensúlyozott volt. A "Bt" helyen az évelők kerültek túlsúlyba a csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) rendkívül magas, 60%-os borításának köszönhetően. A nedvesséigény kategóriák (W) egybeestek a területre jellemző talajnedvesség gradienssel (**3. táblázat**).

3. táblázat. A domináns kategóriába tartozó növényfajok relatív gyakorisága a kísérleti területeken (R, Bk, Bt) és a referencia területen (G).

Terület	Egynyári/élő arány	Domináns W kategóriák*		Domináns N kategóriák**		Domináns természetvédelmi érték típusok***
		száma	%	száma	%	
R	0,79	5 2	32,6 24,5	5 7	34,9 21,0	a) gyomok (53,4%)
Bk	6,35	2	46,5	1 4	34,8 23,4	b) pionírok (46,3%) a) gyomok (41,0%)
Bt	0,29	3	79,6	5	61,5	c) természetes zavarástűrők (61,5%)
G	0,06	2 1	65,7 20,0	2 1	49,9 35,0	d) társulásalkotók (36,2%) e) védett fajok (26,7%)

*W = talajnedvesség igény (a 12 lépcsős skála BORHIDI (1956) szerint, in HORVÁTH et al. 1995): 1 erősen szárazságtűrő, 2 szárazságjelző, 3 alkalmilag üde termőhelyeken is előforduló szárazságtűrő, 5 félüde termőhelyek növényei.

Ásványi N igény (9 lépcsős skála): 1 szélsőségesen tápanyagszegény, 2 erősen tápanyagszegény, 4 szub-mezotróf, 5 mezotróf, 7 tápanyagban gazdag termőhelyek növényei. * A Simon-féle természetvédelmi kategóriákba tartozó domináns fajok relatív gyakorisága (in HORVÁTH et al., 1995) tükrözi a vegetáció természetességét, illetve degradáltsági fokát.

I.5.2. Laboratóriumi modellkísérletek a szénforrás-kezelések hatékonyságának tesztelésére

A Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi területén található felhagyott tanyáról (Fabóktanya) a talaj felső 20 cm-es rétegéből vettünk nagy tömegű mintát a laboratóriumi inkubációs kísérlet céljaira. A N-immobilizáció hatékonyságának ellenőrzésére különböző szénforrások alkalmazásával laboratóriumi kísérletet állítottunk be. A szénforrásokat úgy választottuk ki, hogy lebomlási sebességük eltérő legyen. Egy gyorsan lebomló – répacukor –, egy közepes sebességgel lebomló – MAVICELL cellulózzgyöngy –, és egy lassan lebomló – faforgács –, természetes szénforrást választottunk ki és hatásait külön-külön és kombinációikban vizsgáltuk. A MAVICELL cellulózzgyöngy 3–4 mm átmérőjű gömbölyű, mikrocellás-szerkezetű cellulóz alapanyagú termék.

Az ortogonális polinomok módszerével (Biczók et al. 1994) négyfaktoros talajinkubációs kísérletet állítottunk be, valamennyi vizsgált tényező öt eltérő szintjének megfelelően. A kísérlethez kvadratikus modellt választottunk, mivel korábbi vizsgálataink alapján esetleges kvadratikus hatásokkal számoltunk (Szili-Kovács et al. 1993).

Ebben a kísérletben használt kvadratikus modell:

$$N = B_0 + B_1 \times Su + B_2 \times Ce + B_3 \times Sd + B_4 \times M + B_5 \times M \times Su + B_6 \times M \times Ce + B_7 \times M \times Sd + B_8 \times Sd \times Su + B_9 \times Sd \times Ce + B_{10} \times Ce \times Su + B_{11} \times Su^2 + B_{12} \times Ce^2 + B_{13} \times Sd^2 + B_{14} \times M^2$$

ahol N = a számított felvehető N (mg/kg talaj) mennyisége egy adott időpontban, B₀–B₁₄ = a modell paraméterek, Su = répacukor (g/kg), Ce = cellulóz (g/kg), Sd = fűrészpor (g/kg), M = talajnedvesség (súly %)

A vizsgált faktorok szintjei:

- | | |
|-----------------------------|--|
| 1. talajnedvesség: | 1,20; 2,40; 4,80; 7,18 és 9,58 (súly %-ban), |
| 2. répacukor: | 0, 1, 2, 3 és 4 g/kg mennyiségben, |
| 3. MAVICELL cellulózgyöngy: | 0, 1, 2, 3 és 4 g/kg mennyiségben, |
| 4. akácfa fűrészpor: | 0, 1, 2, 3 és 4 g/kg mennyiségben. |

A modell alapján készített kísérleti tervben összesen 36 beállítás szerepelt; ezen belül 1–16-ig az ú.n. közbülső pontok (1 és 3 g/kg szénforrás, valamint a 2,40 és 7,18 % talajnedvesség értékek), 17–24-ig a minimum és maximum pontok (0 és 4 g/kg szénforrás, valamint 1,20 és 9,58% talajnedvesség), 25–36-ig a középponti kezelések (2 g/kg szénforrás, valamint 4,80 % talajnedvesség, mivel ezek azonos beállítások, ezért egyben ismétlések is).

A négyfaktoros kvadratikus kísérletet kibővítettük a következő kezelésekkel, amelyeknél a talajnedvességet egységesen 4,80%-ra állítottuk:

1. kontroll, C-forrás és nitrát nélkül
2. kontroll, C-forrás nélkül nitrát hozzáadásával
3. szacharóz + cellulózgyöngy + fűrészpor (2–2–2 g/kg) nitrát hozzáadása nélkül
4. csak szacharóz (2 g/kg) + nitrát
5. csak cellulózgyöngy (2 g/kg) + nitrát
6. csak fűrészpor (2 g/kg) + nitrát
- 7–9. u.a. mint 4–6., de a szénforrásokat nem kevertük a talajba, hanem a felszínre adagoltuk.
10. keményítő (2 g/kg)
11. keményítő (2 g/kg) + nitrát
12. keményítő + szacharóz (2–2 g/kg) + nitrát
13. keményítő + fűrészpor (2–2 g/kg) + nitrát
14. keményítő + szacharóz + fűrészpor (2–2–2 g/kg) + nitrát

500 gramm talajt mértünk be egy-egy 600 cm³-es, 7 cm átmérőjű műanyag edénybe. A szénforrásokat és ezek kombinációit a talajhoz adva állandó talajnedvességi szintek mellett 22°C-on inkubáltuk. A talajminta eredeti felvehető N-tartalma 3–8 mg/kg talaj között volt. Annak érdekében, hogy a különböző típusú és eltérő mennyiségben alkalmazott szénforrások hatása között jól mérhető különbségeket kapjunk, KNO₃ hozzáadásával (50 mg N/kg talaj) megnöveltük a talaj felvehető N-tartalmát. A talaj szükséges mértékig történő nedvesítése is a KNO₃-oldat hozzáadásával történt, – kivéve a nitrát-mentes variánsokat, ahol desztillált vizet alkalmaztunk.

A talaj ammónium- és nitrát-N tartalmát az inkubáció 1., 3., 8., 15., 29., 42. és 78. napján mértük vízgőz desztillációs módszerrel (Bremner, 1965). A talajnedvességet kétnaponta ellenőriztük és az elpárolgott vizet pótoltuk, amennyiben szükséges volt.

I.5.3. Laboratóriumi modellkísérlet nitrogén hozzáadása nélkül

A következő laboratóriumi modellkísérletben a Fülöpháza melletti Fabóktanyáról, és azon belül az M, D és H jelzésű blokkokból vettünk talajmintát a talaj felső 20 cm rétegéből.

30 g száraz talajnak megfelelő, 50%-os víztartóképessegre nedvesített mintát mértünk 150 cm³ térfogatú szérumpalackokba. A szérumpalackokba helyezett mintákba 1–1 g ioncserélő műgyantát (IRN-150, Merck®) is helyeztünk szitaszövetben. A talajokhoz szacharóz cukrot

vagy fűrészpor/faforgács keveréket, illetve mindkettőt adtunk 3 ismételtsben (**4. táblázat**). A cukor kereskedelmi forgalomban kapható nádcukor volt (szerves C = 42% C; $\delta^{13}\text{C} = -15,2\text{‰}$), a fűrészpor/forgács tölgyfából (*Quercus* spp.) származott egy fafeldolgozó üzemből (szerves C = 43,6%; összes N = 0,26%; C:N arány = 168; $\delta^{13}\text{C} = -25,2\text{‰}$).

4. táblázat. Szénforráskezelés a N-immobilizáció vizsgálatára a fülöpházi homoktalajon C kezelések

Kezelés	C-forrás alkalmazás	mg C/g talaj
Kontroll	C-forrás nélkül	0
1	fűrészpor	0,6
2	fűrészpor	1,2
3	fűrészpor	2,4
4	szacharóz	0,6
5	szacharóz	1,2
6	szacharóz	2,4
7	fűrészpor + szacharóz	2,4 + 2,4
8	fűrészpor + szacharóz	4,8 + 4,8

A szérumpalackokat sötét helyen, termosztátban tartottuk 20 °C-on 37 napon keresztül. Az inkubációs időszak végén a talajokat és az ioncserélő zacskókat kiszárítottuk és -20 °C-on tároltuk, amíg az analízisekre sor nem került. A talajmintákból az $\text{NH}_4^+\text{-N}$ és a $\text{NO}_3^-\text{-N}$ tartalmat 1 M KCl kivonatból Tecator autoanalizátorral mértük, és a mikrobiális biomassa C-t és N-t is meghatároztuk.

A különböző koncentrációban csak cukrot tartalmazó kezelésű mintákat (30 g) Nalgane edényekbe helyeztük és a CO_2 fejlődés sebességét mértük Respicond VI respirometer (Nordgren, 1988) segítségével. A készülékben a képződött CO_2 KOH oldatban elnyelődik és a KOH oldat vezetőképességében bekövetkező csökkenést méri a műszer a CO_2 képződés függvényében. A csak fűrészport/faforgácsot tartalmazó kezelések talajmintáinak (10 g) talajlégzését mikrorespirációs kamrákban mértük (Heilmann & Beese 1992). Az inkubációs időszak a cukrot tartalmazó minták esetében 19 nap, míg a fűrészport tartalmazó minták esetében 100 nap volt. Az inkubációs időszak hosszát az alapján határoztuk meg, hogy a legnagyobb adagú szénforrás-kezelésű minták respirációs válasza és a szénforrást nem tartalmazó kontroll talajminták respirációs aktivitása között már nem volt szignifikáns különbség.

A talaj szerves anyagának a szacharóz hozzáadását követően megnövekedett mineralizációját, – azaz a *priming* hatásra történt C-mineralizációt –, a talaj szerves anyagának izotópos összetételéből becsültük meg, a KOH-ban gyűjtött CO_2 C-izotópösszetétel meghatározásából.

Egy kétkomponensű kevert modellt alkalmaztunk, amelyben a képződött CO_2 $\delta^{13}\text{C}$ része a kontroll talajban 100%-ban a talaj szerves anyagát reprezentálja. A szacharózzal kezelt talajokból képződött CO_2 $\delta^{13}\text{C}$ részét alkalmaztuk a szacharózból származó $\text{CO}_2\text{-C}$ becslésére.

A respirométer edényeiből 0,05–0,1 ml KOH oldatot 12 ml térfogatú, vákuumozott Exetainers_ (SerCon Ltd) csövekben 1 ml 6M foszforsav hozzáadásával az elnyelt CO_2 -t felszabadítottuk az izotóparány mérő tömegspektrométeres mérés előtt. A *priming* általi C-mineralizációt a szacharóz hozzáadását követően képződött nettó CO_2 termelés különbségeként

becsültük, – azaz a szacharóz hozzáadását követően keletkező CO₂ mennyisége a szacharózzal kezelt talajból mínusz a szacharózzal nem kezelt, kontroll talajból származó CO₂ mennyisége –, és a képződött CO₂-nak $\delta^{13}\text{C}$ értékéből becsült szacharózból származó C mennyiségéből.

A szacharózzal és a fűrészporral kezelt talajok CO₂-termelésének adatait külön varianciaanalízissel elemeztük a vizsgált talaj, a hozzáadott C-mennyisége és az inkubációs idő mint faktorok figyelembevételével. Erre azért volt szükség, mert az inkubációs időszakok és a mintavételi időközök eltérőek voltak a szacharóz- és a fűrészpor-kezelések között.

A szervesetlen N, a biomassa C és a biomassa N adatokat az inkubációs időszakok végén gyűjtöttük, és a variancia-analízis során talaj, a C-kezelés típusa (szacharóz vagy fűrészpor), és az alkalmazás mennyisége voltak a faktorok. A variancia-analízis során Tukey-féle post hoc tesztet alkalmaztunk a szignifikáns különbségek megállapítására ($P < 0,05$).

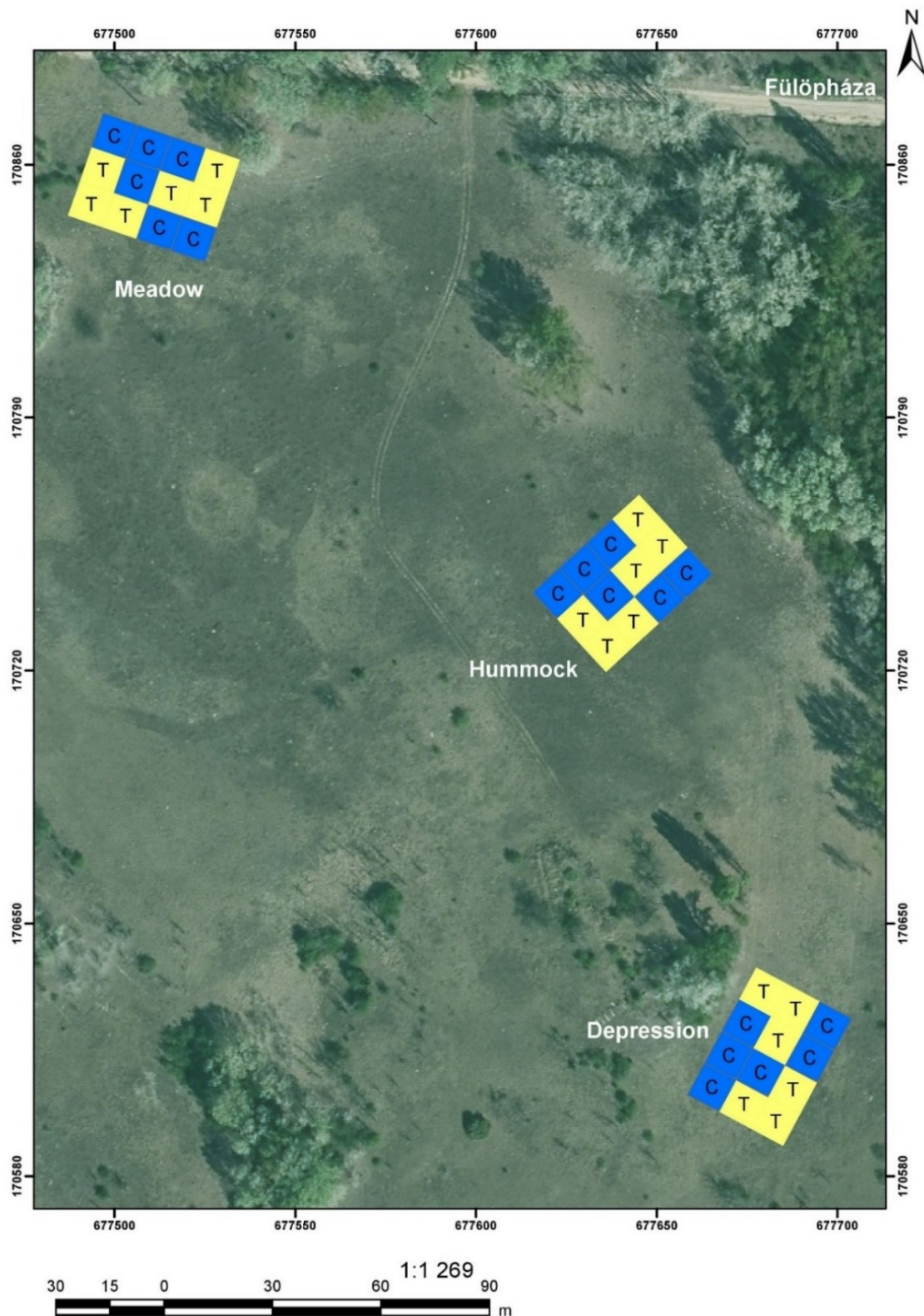
I.5.4. Szabadföldi kísérletek a restauráció gyorsítására szénforrás-kezeléssel

A Fabóktanya mindhárom területén (R, Bk és Bt) 6 kezelt és 6 kontroll-, egyenként 10×10 m-es parcellát jelöltünk ki 1998-ban (**3. ábra**), így a kísérleti parcellák száma összesen 36 volt. Szénforrásként kristálycukrot, valamint keményfa fűrészpor és faforgács keverékét alkalmaztunk (**5–6. táblázat**) kézi kiszórással április közepétől októberig. A fűrészpor és faforgács keveréket a Budakeszi Erdészettől kaptuk. A cukor 42%, míg a fűrészpor 52% szerves-C-t tartalmazott. A cukrot évente 7–10 (háromhetente), a fűrészport évente 2–3 alkalommal juttattuk ki 2000 és 2003 évek között. Ennek megfelelően a Bk kezelt parcellái másfélszer, míg az R kezelt parcellái kétszer több szerves anyagot kaptak, mint a Bt parcellái. Az alkalmazott szénforrások mennyiségét korábbi vizsgálataink alapján (Török et al. 2000) határoztuk meg.

5. táblázat. A kísérletben kijuttatott szervesanyagok (fűrészpor–faforgács és cukor) a Fülöpháza melletti Fabóktanyán 1998–1999 között.

Szervesanyag kijuttatás		(kg C ha ⁻¹ év ⁻¹)	
Év		1998	1999
<i>R</i>			
	cukor	546	1512
	fűrészpor	156	312
<i>Bk</i>			
	cukor	546	1134
	fűrészpor	156	234
<i>Bt</i>			
	cukor	546	756
	fűrészpor	156	156
kijuttatás * év ⁻¹ (cukor)		4	6
kijuttatás * év ⁻¹ (fűrészpor)		1	1

Alkalmanként kijuttatott mennyiségek mind a három helyen egyformán (300kg/ha) 1998-ban, míg 1999-ben (Bt=300kg/ha; Bk=450kg/ha; R=600kg/ha (Cukor 42% C; fűrészpor/faforgács 52% C)



3. ábra. A fülöpházi Fabóktanyán beállított restaurációs kísérlet elhelyezkedése. A három kísérleti terület: 1. Buckaköz (Bk, vagy Depression); 2. Buckatető (Bt, vagy Hummock); 3. Rét (R, vagy Meadow). Kontroll (C), szénforráskezelés (T) parcellái.

6. táblázat. A kísérletben kijuttatott szervesanyagok (fűrészpor–faforgács és cukor) a Fülöpháza melletti Fabóktanyán 2000–2003 között.

Év	Szervesanyag kijuttatás (kg C ha ⁻¹ év ⁻¹)			
	2000	2001	2002	2003
R				
cukor	2270	2520	1764	2270
fűrészpor	936	936	936	624
Bk				
cukor	1700	1890	1323	1700
fűrészpor	702	702	702	468
Bt				
cukor	1135	1260	882	1135
fűrészpor	468	468	468	312
kijuttatás × év ⁻¹ (cukor)	9	10	7	9
kijuttatás × év ⁻¹ (fűrészpor)	3	3	3	2

Alkalmanként kijuttatott mennyiségek 2000-2003 között (Bt=300kg/ha; Bk=450kg/ha; R=600kg/ha. (R= rét, Bk= buckaköz, Bt=buckatető)

A talajmintákat a kísérleti parcellák felső 20 cm-es rétegéből 7–7 pontból vettük kis átmérőjű botfúróval használtunk a terület minimális bolygatásának elkerülésére.

A kísérleti területen 2004-ben újabb 2 alkalommal, júniusban és szeptemberben vettünk talajmintát a felső 0–5 cm rétegből steril hengerekkel, összesen 6 parcella (R–C3, R–T3, Bt–C3, Bt–T1, Bk–C2 és G) egy-egy pontjáról. Az R, Bk és Bt jelentette a három kísérleti területet (site), a G pedig a közelben fekvő bolygatatlan természetes homoki gyepet; a T a szerves anyaggal kezelt a C a kontrollt, a mellette lévő szám pedig a parcella számot jelentette.

Ugyanazon növényfaj, a homoki árvalányhaj (*Stipa boristhenica* Klokov) tövéből vettük a talajmintát, az eltérő növényzet általi esetleges hatás kiküszöbölése érdekében. A talajmintákat közvetlenül a laboratóriumba történő beszállításuk után lefagyasztottuk (–20 °C) a vizsgálatokig. Ezekből a mintákból a kivonható összes foszfolipid-tartalmat (PLFA) és ezek mennyiségi megoszlását gázkromatográfiás méréssel határoztuk meg (Frostegård et al. 1993). Talajkivonat agaron (Szegei 1979) a kitenyészthető csíraszámot a talaj 10-szeres hígítási sorozatú tagjaiból három- és hétnapos inkubáció után, a gyorsnővekedésű és lassú növekedésű baktériumok szerint meghatároztuk.

I.5.5. Kombinált restaurációs beavatkozások hatásának vizsgálata

A Fabóktanyától kissé távolabb további három helyszínen kombinált restaurációs kísérlet beállítása történt. Az egyik, a Fülöpháza Agyagos út mentén frissen felhagyott rozsföld, a második ettől nem messze néhány éve felhagyott kukoricás, a harmadik a KNP oktatóháztól délre, az 52.sz. főúthoz közel, egy leomlott tanya helyén. Mind a három helyen 50x50 méteres szántáson belül 1x1 méteres miniparcellákat alakítottunk ki, közöttük 1 méteres puffersávval. A kiválasztott területeket 2002. őszén felszántották, a kiindulási vegetációban meglévő különbségek felszámolása céljából. A területen a következő kezeléseket és ezek összes kombinációját állították be latin négyzetes elrendezésben (Halassy et al. 2016):

- A. kontroll
- B. szénforrás-kezelés, szacharóz (kristálycukor) 45 g m^{-2} (ápr–okt, 3-hetente)
- C. homokgyepi növények magvaival való felülvetés (*Festuca vaginata*, *Stipa borysthénica*, *Koeleria glauca*, plusz a kétszikűek közül: *Euphorbia seguieriana* és *Dianthus serotinus*)
- D. kaszálás és szénaeltávolítás (kézi sarlózással, évente egyszer, szeptember elején)
- E. szénforráskezelés + felülvetés
- F. szénforráskezelés + kaszálás
- G. felülvetés + kaszálás
- H. szénforráskezelés + felülvetés + kaszálás

A kísérlet időszaka 2003–2008 volt. A kísérletből vett talajmintákból a felvehető N mennyiségét vizsgáltuk, továbbá a kihelyezett ioncserélő szitazacsokkal a N felvehetőséget is.

I.5.6. Laboratóriumi vizsgálati módszerek

Talaj nitrogén meghatározása

A kiszáritott talajmintákból 1 M KCl oldat hozzáadás után rázatás és szűrést követően az oldatok $\text{NH}_4^+\text{-N}$ és $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-\text{-N}$ tartalmát Tecator autoanalizátor segítségével az Intézet Agrokémia laboratóriumában határoztuk meg. Az összes nitrogén meghatározása Kjeldhal módszerrel szintén az intézet Agrokémia osztályán történt.

In situ talaj N-felvehetőség vizsgálata ioncserélő zacskós módszerrel

A talaj N felvehetőség vizsgálatát in situ ioncserélő műgyantás módszerrel (IER-bag: ion exchanger resin bag) vizsgáltuk (Binkley & Matson 1983) szerint. 10,0 g kevertágyas (anion + kation) ioncserélő műgyantát (Amberlite MB-3, Merck®) sűrű-szövésű műszálas nylon függönyanyagba varrtunk, amihez egy 50 cm hosszúságú színes zsineget kötöttünk a könnyebb megtalálás érdekében. Az elkészített műgyantás szitazacsokat a kísérleti parcellákon kb. 5–8 cm mélységbe leástuk, minden parcella közepébe 2 ismétlésben. A leásott szitazacsokat a vegetációs időszak alatt, április és október között másfél havonta kiástuk és újra cseréltük.

A kiásott, és a helyszínen felületesen letisztított műgyantás szitazacsokat előre jelölt papírzacskókba gyűjtöttük. A laboratóriumban a szitazacsokat tiszta papírlapra helyezve szárítottuk, és a rátapadt szennyeződésektől megtisztítottuk. Ezt követően 1 M KCl oldattal (75 cm^3) rázattuk, szűrtük, majd a szűrletben lévő ammónium-N és nitrát-N koncentrációt vízgőzdesztillációs módszerrel az intézet Agrokémiai osztályán mértük.

Talaj szerves C és $\delta^{13}\text{C}$ meghatározása

A talaj szerves C-tartalmát a 2004. évi mintavétel vizsgálataiból CHN analízátorral (Carlo Erba, Rodana, Italy) határoztuk meg, a talaj összes C-ből a szerves C (karbonátok) savazással történő eltávolítása után (Midwood & Boutton 1998). A talaj szerves anyag szénizotóp összetételét $\delta^{13}\text{C}$ ANCA-GSL mintakonvertálóval felszerelt SerCon 20-20 (SerCon Ltd, Crewe, UK) izotóparány mérő tömegspektrométerrel határoztuk meg. A $\delta^{13}\text{C}$ értékeket ‰-ben (%)

fejeztük ki a ^{13}C fogyásból (negatív δ értékek) a hagyományos standardhoz viszonyítva (V-PDB: Vienna Pee Dee Belemnite).

Mikrobiális biomassza-C és mikrobiális biomassza-N

A talaj mikrobiális biomassza-C mennyiségét kloroform fumigációs-extrakciós módszerrel (Vance et al. 1987) határoztuk meg. Egy talajmintából 15,0 g talajt mértünk 150 cm³ térfogatú szérumpalackba 6-ismétlésben. Ebből három kontroll, amelyeket Parafilm M-mel lezártunk és három edényt vákuumekszikátorba helyeztünk. Egy edényt 25 cm³ etanolmentes kloroformmal és néhány darab horzsakövel szintén a vákuumekszikátorba helyeztünk. Az eszkikátorhoz csatlakoztatott vákuumszivattyúval vákuumot hoztunk létre, aminek a hatására a kloroform forrni kezdett. Az intenzív forrás kezdete után 2 perccel lezártuk az eszkikátor csapját, letakartuk (mivel a kloroform fény hatására bomlik) és a következő napig így hagytuk. Ezt követően többszöri, egymást követő vákuumozás után a kloroform gőzöket a vegyi fülkében állandó elszívás mellett kiveztük. A szérumpalackokba 50,0 cm³ 0,5M K₂SO₄ oldatot töltöttünk, Parafilmmel lezártuk és rázógépen rázattuk 30 percig (200 löket/perc). A rázatás után a szuszpenziókat Schleicher&Schüll 589³ Blue ribbon szűrőpapíron átszűrtük Erlenmeyer lombikokba. 2,00 cm³ 66,7 mM (0,4 N) K-dikromát oldatot hozzáadtunk 8,00 cm³ szűrt extraktumhoz, majd utána 15 cm³ koncentrált H₂SO₄/H₃PO₄ elegyet adtunk hozzá egy 250 cm³-es lombikba, aminek a tetejére hűtőgolyót helyezünk vegyi fülke alatt. 30 percig állni hagytuk, míg kihűlt és 20 cm³ desztillált vízzel hígítottuk. A dikromát felesleget 40 mM vas-ammónium-szulfáttal (Mohr-só) oldattal titráltuk Ferroin indikátor jelenlétében. A titrálási eredmények alapján kiszámított C-tartalmakból a mikrobiális biomassza C-t (C_{mic}):

$C_{mic} = (C_{fum} - C_{nfum})/k_{EC}$, ahol C_{fum} a fumigált talajminták C-tartalma, a C_{nfum} a nem fumigált minták C-tartalma, és k_{EC} a konverziós faktor, ami Vance et al. (1987) szerint 0,38.

A mikrobiális biomassza N-t Brookes et al. (1985) szerint határoztuk meg, ugyanabból az extraktumból, amiből a biomassza C-t. A későbbiekben, 2004. évtől a rendelkezésünkre álló Apollo 9000 (Teledyne–Tekmar) TOC/TN analizátorral határoztuk meg a fumigált és nemfumigált talajextraktumokból a mikrobiális biomassza C és N-t, elkerülve a dikromátos, tömény savas roncsolási procedúrát.

Alap és szubsztrát-indukált respiráció meghatározása

A vizsgálatokat Anderson & Domsch (1978) szerint végeztük, kisebb módosításokkal. A módszer elve, ha a talajhoz könnyen hasznosítható szénforrást adunk, a mikroorganizmusok respirációs aktivitása ennek hatására megnő. A respirációs válasz nagysága arányos a mikrobiális biomassza mennyiségével. Anderson és Domsch (1978) által javasolt átszámítás $y = 40,04 \cdot x + 0,37$, ahol y a biomassza C (μg/ g talaj), x pedig a respirációs ráta (μl CO₂/ g talaj/óra). Az eredeti módszertől eltérően mi nem szilárd alakban, hanem oldatban adtuk a glükózt a talajhoz és nem infravörös gázelemzővel, hanem gázkromatográfiaval mértük a CO₂-t.

20,0 g szárazanyag tartalomnak megfelelő eredeti nedvességű talajokat 150 cm³ térfogatú szérumedényekbe helyeztük 1 nappal a vizsgálatok előtt és szobahőmérsékleten tartottuk.

1,5 cm³ 4g/100 ml glükózzoldattal nedvesítettük meg a mintákat, ezáltal a talaj nedvességtartalma az optimális vízkapacitásnak megfelelő értékre állt be, ami 9,58%. Az optimális glükóz koncentrációt előzetes vizsgálattal határoztuk meg. Az edényeket lezártuk és 30 majd 150 perc múlva mértük az edény légterében felhalmozódott CO₂-t. A 2 időpont között

képződött CO₂-ot vettük figyelembe az SIR meghatározásánál. Az alaprespiráció mérése hasonlóan történt, de nem adtunk a mintákhoz glükóz oldatot és az inkubációs idő 24 óra volt.

In situ cellulózlebontó aktivitás vizsgálata

A dekompozíció sebességét in-situ cellulóz szitazacskós módszerrel vizsgáltuk (Unger, 1968). Ehhez 6x6 cm nagyságúra vágott, összesen 2,50 g cellulóz szűrőpapír varrtunk szitaszövetbe (szitaméret = 1 mm), amelyekhez kb. 30 cm hosszúságú színes zsinórt erősítettünk a megtalálás érdekében. A cellulóztesztet a kísérleti területen a talaj felső 5–8 cm mélységébe ástuk és a vegetációs időszak (április – október) alatt másfél havonta kiástuk és újakra cseréltük. Minden parcellába 5 db. cellulóztesztet helyeztünk el, egyet-egyet a parcellasarkoktól befelé, egyet pedig a parcella közepén. A begyűjtött tesztet megszárazítottuk, a szennyeződések eltávolítása és 105 °C-on történő szárítás után lemértük, majd izzítókemencében elégettük. A száraz tömeg és az izzítási maradék alapján meghatároztuk a lebomlott cellulóz mennyiségét.

Foszfolipid-zsírsav analízis

A talajmintákból a lipidek extrakcióját puffer:kloroform:metanol; 0.8 : 1 : 2 arányú keverékével végeztük (Bligh & Dyer, 1959), illetve az eredeti módszerleírásban szereplő kloroform helyett mi diklórmétánt használtunk. Centrifugálást követően a felülúszóból fázisszétválasztás történt víz és diklórmétán hozzáadásával. Az apoláros fázis szelektív elválasztása, majd nitrogén gáz alatt történő bepárlása után a lipideket frakcionáltuk SPE LiChrolut Si 60 (Merck®, Darmstadt, Germany) oszlopon, a neutrális lipideket diklórmétán, a glikolipideket aceton, a foszfolipideket metanol hozzáadásával mostuk le az oszlopról. A foszfolipideket is tartalmazó metanolos oldathoz metil-nonadekanoát (C19:0) zsírsav-metilésztert adtunk hozzá belső standardként és nitrogéngáz alatt bepároltuk. A mintát 1 ml toluol:metanol (1:1) oldatban feloldottuk, vortexeltük és 1 ml frissen készített 0,2 M KOH (metanolban) adtunk hozzá. Ezzel a lépéssel a foszfolipideket zsírsav-metilészterekké alakítottuk át (átészterezés). Ezután vortexelés, 15 perc inkubáció 37 °C-on, majd ezt követően 2 ml hexán, 0,3 ml 1 M ecetsav, és 2 ml desztillált víz hozzáadása, majd vortexelés 1 percig, utána centrifugálás 1500 rpm-en 5 percig. Ezt megismételtük + 2 ml hexán hozzáadása után még egyszer. A felső hexános folyadékfázist átpipettáztuk új csőbe, nitrogén gáz alatt bepároltuk majd 100 µl hexánba felvettük, ez volt a mérésre előkészített minta. A mintákban lévő zsírsav-metilészterek mennyiségét és összetételét gázkromatográffal (FOCUS GC, Thermo Fisher Scientific Inc.) határoztuk meg. A csúcsok azonosításához BAME (bacterial fatty acid methyl-ester, Supelco®) standardot használtunk.

I.6. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

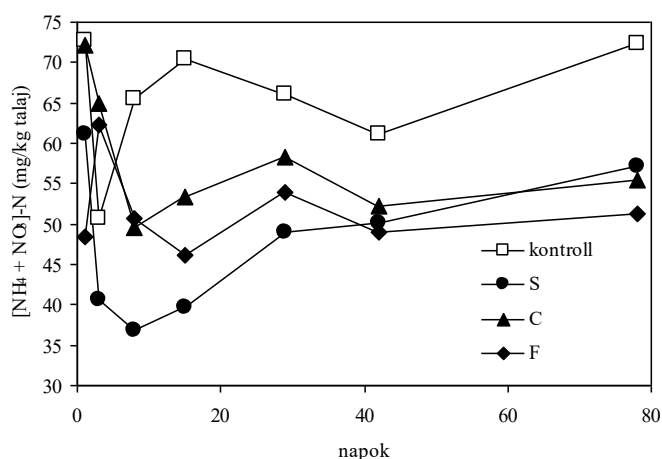
I.6.1. A laboratóriumi inkubációs kísérlet fontosabb eredményei

A négyfaktoros talajinkubációs kísérlet paramétereit valamennyi időpontra meghatároztuk. A modell determinációs koeficiensek minden esetben 0,8 fölöttiek voltak. A modellben elsősorban a B0 – B4 lineáris tagok regressziós paraméterei bizonyultak szignifikánsnak, kivéve a MAVICELL cellulózgyöngyhöz tartozó paramétert, míg a kölcsönhatás és kvadratikus tagok általában nem. A kvadratikus tagok közül csak a szacharóz paramétere volt szignifikáns, elsősorban az inkubáció kezdeti szakaszában. A mért értékek átlagai és a modell alapján becsült értékek a legtöbb esetben jó egyezést mutattak, a szórványosan előforduló nagyobb eltérések nem mutattak összefüggést semmilyen kezeléssel, így ezek mintavételi vagy mérési hibából származhattak. Valamennyi szénforrás talajhoz történő hozzáadása csökkentette a talaj felvehető-N tartalmát (**4. ábra**), de a hatás mértéke és időbeli kiterjedése a szénforrás típusától függött. A felvehető N az inkubáció első 8 napján gyors csökkenést mutatott, de ezt követően lassú emelkedés volt megfigyelhető az immobilizált nitrogén remineralizációja miatt. A szénforrások közül a szacharóz hatására az inkubáció 3. és 8. napja között volt a legnagyobb az immobilizáció, míg a cellulózgyöngy és a fűrészpor hatására a felvehető N lassabban és kisebb mértékben csökkent, ugyanakkor hosszabb ideig maradt a nitrogén immobilizált állapotban. E tény ezen anyagok lassabb lebomlásával magyarázható (**4. ábra**). Az alkalmazott szénforrás mennyisége nem volt arányban az immobilizálódott nitrogén mennyiségével. A legalacsonyabb szacharóz kezelés (1 g C/kg talaj) már nagymértékben csökkentette a talaj felvehető N-tartalmát, de a többszörös mennyiségek viszonylag kisebb mértékben növelték a N immobilizációt (**5. ábra**). A legnagyobb adagú szacharóz kezelés mellett a cellulóz és fűrészpor is kétszeres mennyiségben volt jelen, és ezzel magyarázható, hogy a felvehető N szintje ebben az esetben jóval alacsonyabb volt az inkubáció teljes időtartama alatt. A négyfaktoros kísérlet középponti talajnedvesség-tartalma mellett (4,80 %) alkalmazott szénforrás-kombinációk eltérő mértékű N-immobilizációt eredményeztek (**6. ábra**). Az ábrából világosan kivehető, hogy a három szénforrás közül a szacharóz a leghatékonyabb az inkubáció kezdetén. Az inkubáció első 30 napjában több nitrogén immobilizálódott a MAVICELL cellulózgyöngy, mint a fűrészpor hatására, az inkubációs időszak végén a 78. napon, azonban ez megfordult a fűrészpor javára.

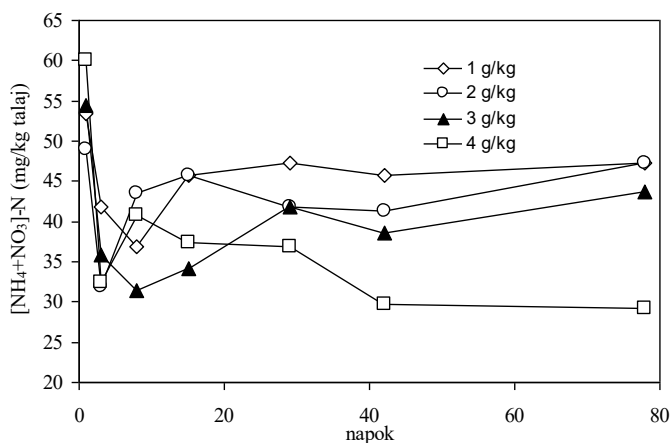
A keményítő – a cukorhoz hasonlóan – az inkubáció első néhány napján jelentős csökkenést okozott a talaj felvehető N szintjében (**7. ábra**). A kezdeti gyors N-immobilizációt lassú remineralizáció követte. A keményítő, hozzáadása után legalább 15 napig volt hatásos, de 29 nappal a talajba juttatása után, a talaj felvehető-N tartalma visszatért a kezdeti értékre. Amennyiben a keményítőt más szénforrással együtt alkalmaztuk (szacharóz vagy fűrészpor), akkor hosszabb ideig, – legalább 29 napig – sikerült immobilizált állapotban tartani az eredetileg felvehető N jelentős részét (**7. ábra**). A fűrészpor hatása az inkubáció 15. napja után mutatkozott meg. A talajnedvesség hatása egyértelműen megnyilvánult, mivel a nedvesebb talaj kedvezőbb feltételeket teremtett a N-immobilizáció számára, különösen az inkubáció kezdeti szakaszában (**8. ábra**). A talajba kevert, illetve a felszínen alkalmazott azonos mennyiségű szénforrások hatása csak az inkubáció kezdetén különbözött szignifikánsan. A talajból történő mintavételek alkalmával és a vízpótlás során ugyanis óhatatlanul bekeveredtek, illetve behatoltak az alkalmazott szerves anyagok a talajminták belsejébe. A talajba történő

bekeverés és a felszíni adagolás közötti eltérésnek a szénforrások terepi alkalmazásánál van jelentősége, mivel a talajfelszín bolygatását általában kerülni kell a sérülékeny növénytársulások miatt.

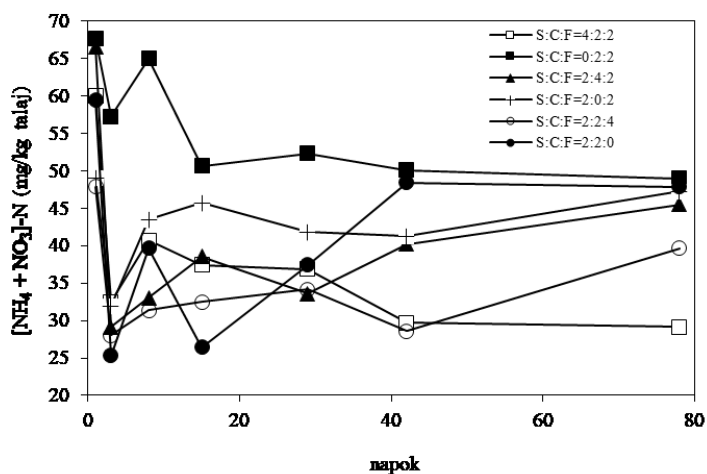
Ásványi N hozzáadása nélküli talajban az inkubáció 15. napján a N mineralizáció szignifikánsan megnőtt a kontroll talajnál, elérve a 15 mg/kg körüli értéket, míg a szénforrás kezelés hatására a felvehető N 2–3 mg/kg között maradt hosszú ideig (**9. ábra**). Tulajdonképpen ez az utóbbi kezelés áll legközelebb a természetes viszonyokhoz, mivel itt nem történt ásványi-N hozzáadás a talajinkubációs kísérlet során. A kísérletek alapján egyértelműen megállapítható, hogy a talaj felvehető-N tartalma akár 2–3 hónapig is alacsony szinten tartható megfelelően kiválasztott szénforrások talajba juttatásával, legalább is laboratóriumi körülmények között.



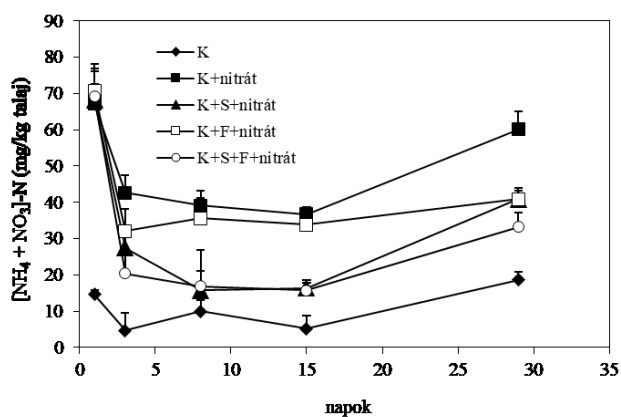
4. ábra. A felvehető N-tartalom változása különböző szénforrás kezelésekre Fabóktanya talajban 50 mg/kg nitrát-N (KNO_3) és 2 g/kg C-forrás (S – szacharóz; C – cellulóz; F – fűrészpor) talajhoz történő hozzáadása után a laboratóriumi inkubációs kísérletben.



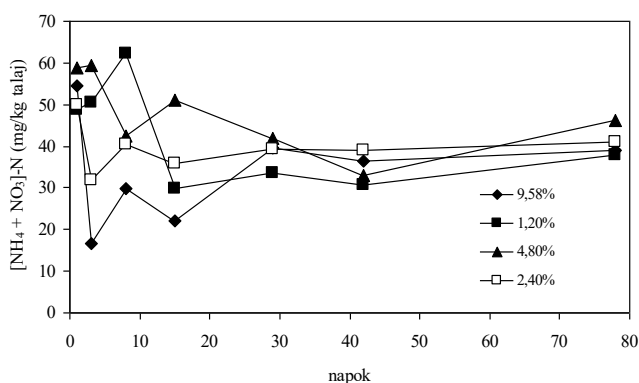
5. ábra. A felvehető-N-tartalom változása a növekvő szacharóz adagok hatására Fülöpháza Fabóktanya talajban. A 4 g/kg szacharóz adag mellett 2–2 g/kg cellulózgyöngy és fűrészpor is szerepelt a laboratóriumi inkubációs kísérletben.



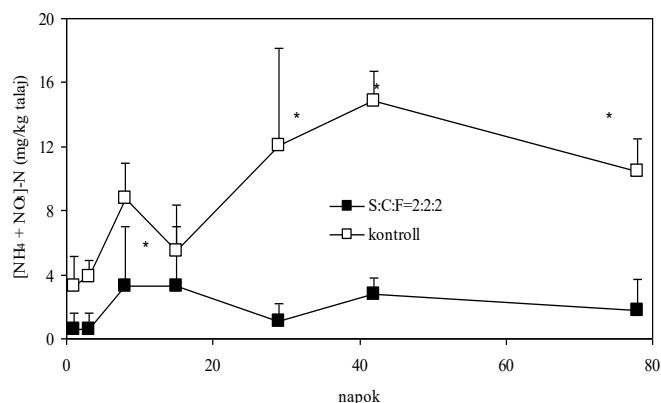
6. ábra. A középponti talajnedvesség (4,80%) mellett különböző arányban alkalmazott szénforrások hatása a Fülöpháza Fabóktanya talaj felvehető-N-tartalmára. (S – szacharóz; C – cellulóz; F – fűrészpor; a számok az alkalmazott mennyiséget



7. ábra. A keményítő (K), szacharóz (S) és fűrészpor (F) hatása a Fülöpháza Fabóktanya talaj N-immobilizációjára. Az alkalmazott szénforrás mennyiségek: 2–2 g/kg talaj a laboratóriumi inkubációs kísérletben, az átlagok ± szórások feltüntetésével.

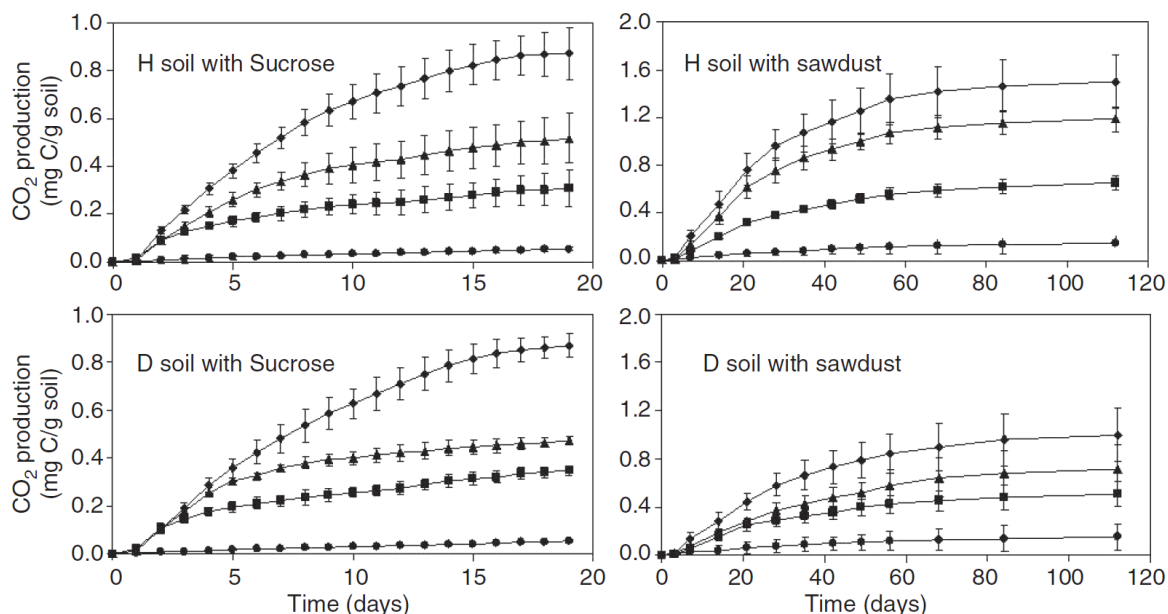


8. ábra. A talajnedvesség hatása a Fülöpháza Fabóktanya talaj N-immobilizációra. Az alkalmazott szénforrás mennyiségek szacharóz, cellulóz, fűrészpor 2–2 g/kg a laboratóriumi inkubációs kísérletben.



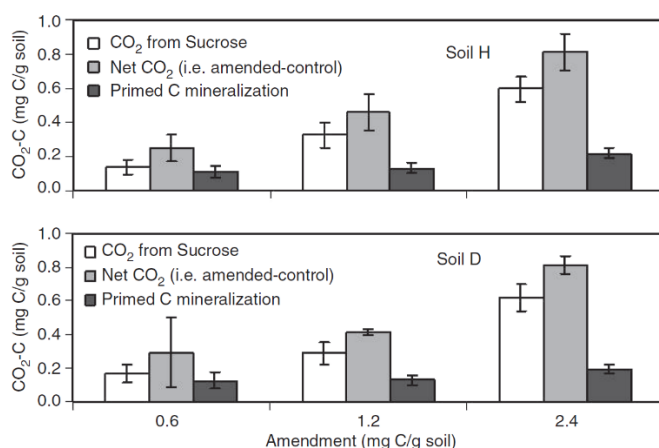
9. ábra. Szénforrások hatása a Fülöpháza Fabóktanya talaj N-immobilizációjára ásványi-N hozzáadása nélkül (S = szacharóz; C = cellulóz; F = fűrészpor, 2–2 g/kg mennyiségben) a laboratóriumi inkubációs kísérletben, az átlagok $\pm$ szórások feltüntetésével. A kontroll és a kezelt közötti szignifikáns különbség $*p < 0,05$ jelölve.

A laboratóriumi inkubációs kísérlet során a CO₂ képződés sebessége a szacharózzal kezelt talajokban szignifikánsan nagyobb volt, mint a fűrészport tartalmazó talajokban. Továbbá a nettó CO₂ képződés, vagyis a szerves anyaggal gazdagított mínusz a kontroll talaj CO₂ termelése a cukor-kezelésű talajokban a 19. napon, míg a fűrészporral kezelt talajokban a 100. nap körül érte el a nulla körüli értéket (**10. ábra**). A nettó CO₂ képződés a vizsgált periódus alatt (19 nap) a talajhoz adott cukor C-tartalmának 34–42%-a volt a H, míg 34–49%-a D talaj esetében (**10. ábra**), vagyis azonos időtartam alatt a nagyobb eredeti szerves anyag-tartalmú D talajból valamivel több CO₂ képződött a cukor hozzáadásának hatására, mint a H talajból. A fűrészporral kezelt talajok esetében a nettó CO₂ képződés szignifikánsan nagyobb volt, a vizsgált periódus alatt (~100 nap) a cukorral kezelt talajhoz képest.



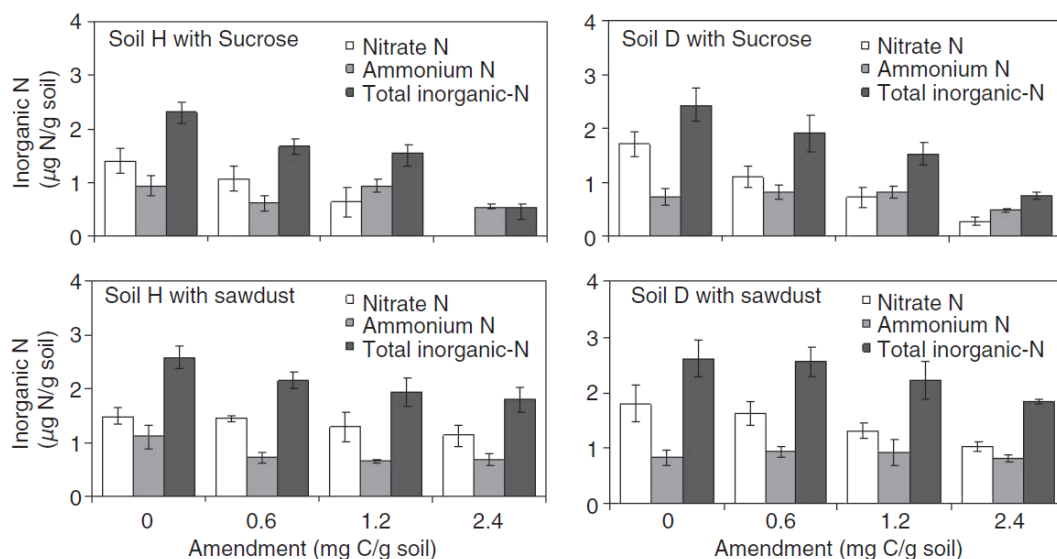
10. ábra. A C mineralizáció (CO₂ képződés) a Fülöpháza Fabóktanya buckatető (Bt = H) és a buckaköz (Bk = D) területek talajaiból a laboratóriumi inkubációs kísérlet során, eltérő mennyiségű szacharóz vagy fűrészpor talajba keverése után (● – kontroll; ▲ – 0,6 mg C/g talaj; ■ – 1,2 mg C/g talaj; ◆ – 2,4 mg C/g talaj). Minden pont három ismétlés átlaga, a függőleges vonalak a $\pm$ szórások.

A talajhoz adott fűrészpórák C-tartalmának 57–85%-a a H-talaj, és 35–60% között a D-talaj esetében mineralizálódott CO₂ formájában (**10. ábra**). Minden kezelésnél a képződött nettó CO₂-mennyisége a talajhoz hozzáadott szerves C arányaként a hozzáadott C mennyiség növelésével csökkent. A szacharóz cukorral kezelt talajoknál *primer*-hatásként képződött CO₂ becsült mennyisége 0,12 és 0,22 mg C/ g talaj volt, ami az összesen képződött CO₂ 25 illetve 37%-ának felelt meg a H talaj esetében, míg a D talajnál a szacharóz cukor-kezelés *primer*-hatásként 0,13 és 0,19 mg C/ g talaj képződött, ami a kibocsátott szén-dioxid 22 illetve 37%-ának felelt meg (**11. ábra**). A *primer*-hatásként becsült C-mineralizáció a talajhoz hozzáadott növekvő szacharóz mennyiségével növekedett, de a talajból összesen képződött CO₂ arányát tekintve csökkent.

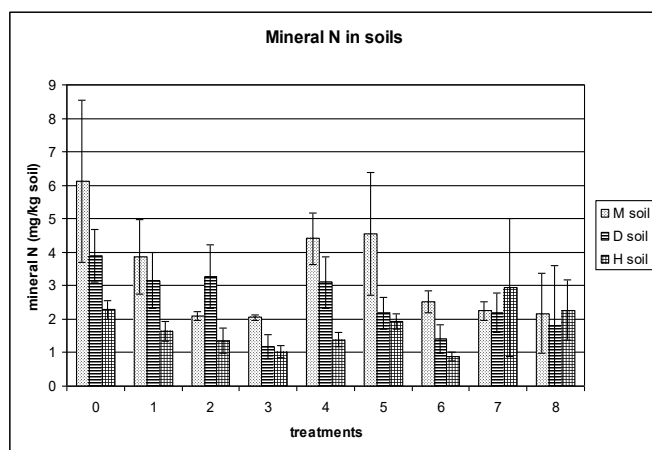


11. ábra. A képződött CO₂ mennyisége a szacharózból ($\delta^{13}\text{C}$ mérésből becsülve), a járulékos CO₂ képződés a talajból a szacharóz hozzáadása után (azaz a CO₂ a kezelt talajból mínusz CO₂ a kontroll talajból), és a talaj eredeti szerves anyagának becsült priming általi lebomlása során képződött CO₂ a buckatető (H = Bt) és a buckaköz (D = Bk) talajokból. Átlagok (n = 3) és $\pm$ szórások.

Az ásványi N mennyisége mindegyik kezelés hatására lecsökkent a talajhoz adott szénforrások hatására (**12. ábra**). Annak ellenére, hogy ugyanannyi szerves C hozzáadására a fűrészpórával kezelt talajokból nagyobb mennyiségű CO₂ képződött, mint a cukorral kezelt talajokban, a talaj ásványi N csökkenése nagyobb volt a cukorral kezelt talajokban. Az ásványi N-koncentráció csökkenése elsősorban a talajhoz hozzáadott növekvő adagú szerves C-nek a nitrát-N csökkentő hatásának köszönhető, míg az NH₄⁺-N koncentrációja a talajhoz adott növekvő szerves C adagokkal nem csökkent le következetesen (**12. ábra**).

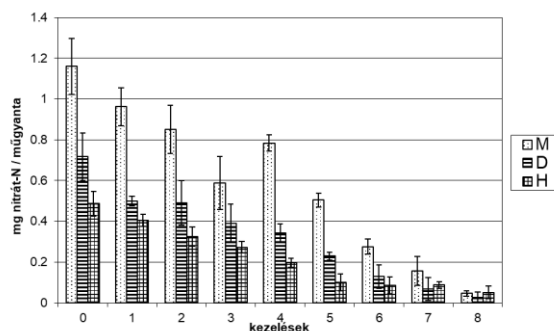
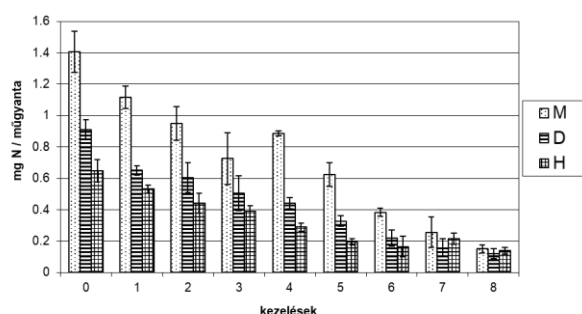


12. ábra. Talaj ásványi nitrogén ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) változása különböző szénforrás-kezelések hatására 37 napos inkubáció alatt (20°C). Átlagok és a szórások feltüntetésével ($n=4$). A kezelések: 0 – kontroll; 1 – $0,6 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 2 – $1,2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 3 – $2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor; 4 – $0,6 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$, 5 – $1,2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 6 – $2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ szacharóz; 7 – $2,4\text{-}2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor+szacharóz; 8 – $4,8\text{-}4,8 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor+szacharóz.



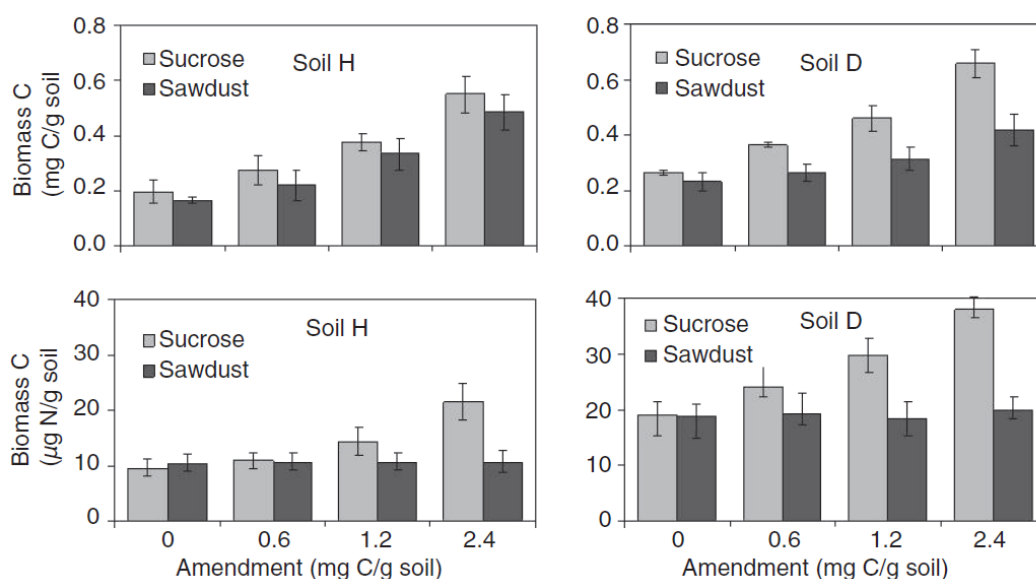
13. ábra. Talaj ásványi nitrogén ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) változása különböző szénforrás-kezelések hatására 37 napos inkubáció alatt (20°C). Átlagok és a szórások feltüntetésével ($n = 4$). A kezelések: 0 – kontroll; 1 – $0,6 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 2 – $1,2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 3 – $2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor; 4 – $0,6 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 5 – $1,2 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$; 6 – $2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ szacharóz; 7 – $2,4\text{-}2,4 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor+szacharóz; 8 – $4,8\text{-}4,8 \text{ mg C} \cdot \text{g}^{-1}$ fűrészpor+szacharóz; R=M; Bk=D; Bt=H.

A három talaj nettó N-mineralizációs rátája szignifikáns különbséget mutatott a szérumpalackokban inkubált talajminták között a 37-napos inkubációs periódus végén (13. ábra, 4. táblázat kísérleti beállításából). Mind a három helyről származó minta esetében a cukor és a fűrészpor növekvő dózisa az inkubációs periódus alatt csökkentette a talaj ásványi N ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$) tartalmát. Hasonló módon, még látványosabb volt az ioncserélő tesz zacskók által megkötött nitrogén mennyiségének csökkenése, elsősorban a nitrát-N-é, különösen a kombinált cukor+fűrészpor legnagyobb alkalmazott adagjai ($2,4$ és $4,8 \text{ mg C/g}$ talaj) esetében mind a három vizsgált talajmintánál (14. ábra).



14. ábra. Az ioncserélő műgyanta által megkötött nitrogén ($\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^- - \text{N}$), illetve ebből csak a nitrát-N a különböző szénforrás-kezelések hatására 37 napos inkubáció után (20 °C). Átlagok és a szórások feltüntetésével ($n = 4$). A kezelések: 0 – kontroll, 1 – 0,6 mg C·g⁻¹; 2 – 1,2 mg C·g⁻¹; 3 – 2,4 mg C·g⁻¹ fűrészpor; 4 – 0,6 mg C·g⁻¹; 5 – 1,2 mg C·g⁻¹; 6 – 2,4 mg C·g⁻¹ szacharóz; 7 – 2,4-2,4 mg C·g⁻¹ fűrészpor+szacharóz; 8 – 4,8-4,8 mg C·g⁻¹ fűrészpor+szacharóz R=M; Bk=D; Bt=H.

A talaj mikrobiális biomassza C mindegyik szénforrás kezelés hatására növekedett, a cukor-kezelések hatására nagyobb mértékben, mint a fűrészpor kezelések hatására (15. ábra), annak ellenére, hogy a fűrészporral kezelt talajoknak nagyobb volt a nettó CO₂ produkciója (10. ábra). A talaj mikrobiális biomassza N a cukorral kezelt talajokban növekedett (15. ábra), de a fűrészporral kezelt talajoknál nem, ami nagyobb C/N arányt eredményezett a fűrészporral kezelt talajokban. A szacharózzal kezelt talajokban a nettó immobilizáció, – azaz az ásványi N-tartalom csökkenése – szignifikánsan kisebb volt, mint a mikrobiális biomassza N növekedése.



15. ábra. Talaj mikrobiális biomassza C és N a talajinkubációs kísérlet végén a buckatető (H = Bt) és a buckaköz (D = Bk) talajokból a növekvő adagú szacharóz és fűrészpor hatására. Az oszlopok az átlag ± szórás ($n = 3$). Az inkubációs időszak eltérő volt, szacharóz-kezeléseknél 19 nap, a fűrészpor-kezeléseknél 112 nap.

Például a legnagyobb adagú szacharóz kezelés esetében ez a H talajban 1,8 a D talajban 1,7 µg g⁻¹ talaj ásványi N-t eredményezett, kevesebbet, mint a kontrollban; ugyanakkor a talaj mikrobiális biomassza N növekedése 12,0 és 18,8 µg g⁻¹ talaj volt a H és D talajban. Ezzel szemben a fűrészpor-kezelésnél az ásványi N koncentráció csökkenése a talajban azonos vagy kissé nagyobb volt, mint a mikrobiális N növekedése (15. ábra).

I.6.2. Szabadföldi restaurációs kísérlet eredményei

Mikrobiális biomassza C és N

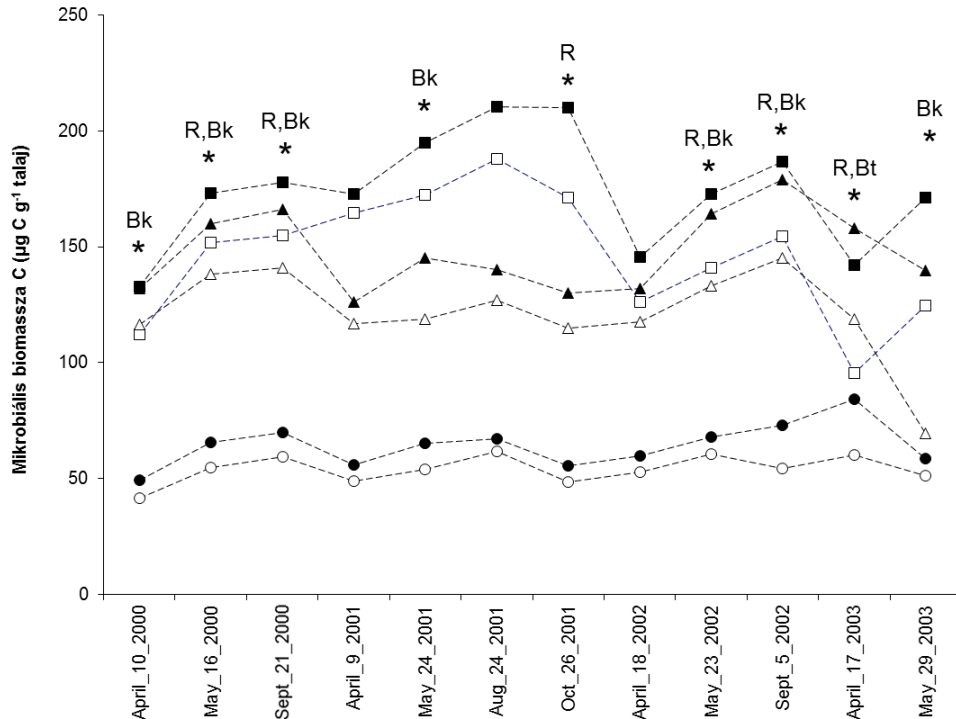
A szénforrás-kezelés hatása szignifikáns volt ($p < 0,001$) a talaj mikrobiális biomassza C-tartalmára mind a három vizsgált területen (R, Bk és Bt), a mikrobiális biomassza N-re az R és Bk területen, míg a Bt területen csak marginális szignifikáns hatás ($p = 0,069$) mutatkozott (7. táblázat).

A mikrobiális biomassza C (16. ábra) és a mikrobiális biomassza N (17. ábra) elsősorban az R és Bk területek kezelt parcelláiban növekedett meg szignifikánsan a kontrollhoz képest, míg a Bt helyen csak néhány alkalommal. A mintavétel éve szintén szignifikánsan befolyásolta a mikrobiális biomassza C és N értéket a Bt terület kivételével (7. táblázat).

7. táblázat. A C-forrás-kezelés (C-kez.), az évjárat (Év; 3 év: 2000–2002) és szezonális (Szez.; 3 időszak) hatások, varianciaanalízis (Permanova), a Fabóktanyán végzett kísérletben

	MBC	MBN	MB C:N	NH ₄ -N	NO ₃ -N	GWC	IER-NO ₃
M site (R)							
C kezelés	***	***	NS	***	***	+	***
Év	***	**	*	***	***	***	**
Szez. (Év)	***	***	NS	***	***	***	***
C kez. x Év	NS	NS	NS	NS	**	NS	**
C kez. x Szez. (Év)	NS	**	*	NS	NS	NS	***
D site (Bk)							
C kezelés	***	***	NS	+	***	**	***
Év	***	***	**	***	***	***	***
Szez. (Év)	***	***	NS	***	**	***	***
C kez. x Év	NS	NS	NS	+	+	NS	+
C kez. x Szez. (Év)	NS	NS	NS	+	NS	+	***
H site (Bt)							
C kezelés	***	+	+	NS	+	***	***
Év	+	NS	NS	***	***	*	**
Szez. (Év)	**	*	NS	***	***	***	***
C kez. x Év	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+
C kez. x Szez. (Év)	NS	NS	NS	NS	NS	NS	***

MBC: mikrobiális biomassza C ($\mu\text{g g}^{-1}$ talaj), MBN: mikrobiális biomassza N ($\mu\text{g g}^{-1}$ talaj), MB C:N: mikrobiális biomassza C:N aránya, NH₄⁺-N: talaj NH₄⁺-N ($\mu\text{g g}^{-1}$ talaj), NO₃⁻-N: talaj NO₃⁻-N ($\mu\text{g g}^{-1}$ talaj), GWC: gravimetrikus víztartalom ($\mu\text{g g}^{-1}$ talaj), IER-NO₃: az ioncserélő műgyanta által megkötött NO₃⁻-N ($\text{mg } 10\text{g}^{-1}$ műgyanta). NS: nem szignifikáns; + $P < 0,1$, * $P < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $P < 0,001$

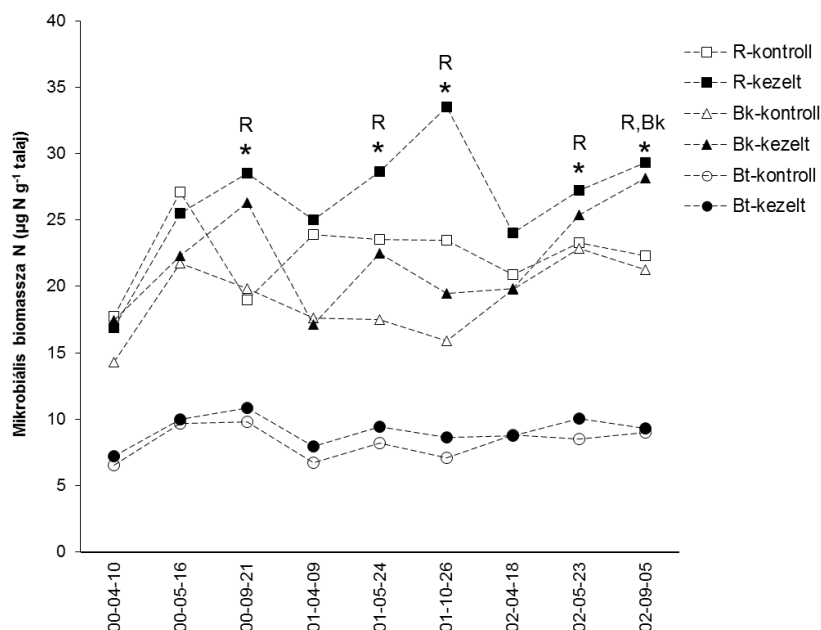


16. ábra. Mikrobiális biomassza C ($\mu\text{g C g}^{-1}$ talaj) az ökológiai restaurációs kísérletben a Fülöpháza melletti Fabóktanyán, 12 mintavételi időpontban. A statisztikailag szignifikáns (t-teszt, $p < 0,05$) kezelés-hatást csillag és betűkódok jelölik (M = R; D = Bk; H = Bt)

Az R és Bk területen a 2001. év szignifikánsan eltért a 2000-es és 2002-es év értékeitől. A szezonális hatás mind a három területen szignifikánsan befolyásolta a mikrobiális biomassza C és N értékét. 2001-ben nem volt szignifikáns eltérés a három szezon között a Bk és Bt területeken, míg az R területen áprilisban szignifikánsan kisebb biomasszát mértünk. 2000 és 2002 években az R és Bk területen az áprilisban mért biomassza szignifikánsan kisebb volt, mint májusban és szeptemberben. A Bt területen csak 2000-ben volt szignifikánsan kisebb az áprilisban mért biomassza a májusban és szeptemberben mért értékekhez viszonyítva. A májusban és szeptemberben mért mikrobiális biomassza értékek egyetlen esetben sem különböztek szignifikánsan egymástól, annak ellenére, hogy a vegetáció összetétele eltérő volt.

A három területet összehasonlítva a mikrobiális biomassza C és mikrobiális biomassza N szignifikánsan eltért a $R > Bk > Bt$ sorrend szerint, a talajok humusztartalmának megfelelően.

A talaj mikrobiális biomassza C:N arányát a kezelések nem befolyásolták, szezonális hatást sem tudtunk kimutatni, de a Bk és R területeken évjáratí hatás mutatkozott (**7. táblázat**). Ezen a két területen 2002-ben szignifikánsan kisebb biomassza C:N arány mutatkozott, mint 2000-ben és 2001-ben. Ugyanakkor a Bt területen nem volt hatása a mintavétel évének, viszont a kezelés marginálisan szignifikáns eltérést okozott ($p = 0,0636$): a kezelt területen, a biomassza C:N arány kismértékben nagyobb volt (7,01) a kontrollhoz (6,58) viszonyítva. A szezonális és évjáratí hatásokat a csapadék mennyisége és megoszlása is valószínűleg jelentősen befolyásolhatta a talajnedvességen keresztül (**Függelék, 1. ábra**)



17. ábra. Mikrobiális biomassza N ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ talaj) az ökológiai restaurációs kísérletben a Fülöpháza melletti Fabóktanyán, 9 mintavételi időpontban. A statisztikailag szignifikáns (t-teszt, $p < 0,05$) kezeléshatást csillag és betűkódok jelölik (R: rét; Bk: buckaköz; Bt: buckatető)

Az alaprespiráció és a szubsztrát-indukált respiráció (SIR) értéke mindhárom területen, a CFE és CFI biomassza C értéke két helyen (R és Bk) szignifikánsan nagyobbak mutatkoztak a kezelés hatására 2003-ban. (Szili-Kovács & Török 2005). A cukor és fűrészpor alkalmazása elsősorban a SIR-értékekben okozott jelentős eltéréseket. A biomassza C értékek mért különbségei a kontroll- és kezelt parcellák között nagyobbak voltak a második (2003. május 29-i) mintavétel során, mint az első mintavételkor (2003. április 17.). Megállapítottuk, hogy a szénforráskezelések rövidtávon megnövelik a talajok mikrobiális biomasszáját, ugyanakkor ez a hatás, ha csökkent mértékben is, de hosszabb időszakon keresztül is fennmaradhat, mint ahogy azt az áprilisi mintavétel eredményei mutatják. Az, hogy a Bt területen nem mutatkozott szignifikáns különbség a kezelés hatására a CFE és CFI módszerrel meghatározott biomassza C-ben, arra utal, hogy a szénforrások nem hasznosultak kellőképpen ezen a gyorsan kiszáradó, gyér vegetációjú területen. Lehetséges az is, hogy az alkalmazott szénforrás mennyisége nem volt elegendő a N-immobilizáció növeléséhez ezen a helyen.

Az alaprespiráció és a három biomassza becslő módszer mindegyike páronként szignifikáns korrelációban volt egymással mind a két időpontban (**8. táblázat**). Különösen az alaprespiráció és a SIR értékek közötti összefüggés volt erősen szignifikáns. A három módszer – az alaprespiráció, a SIR és a CFI – mindegyike lényegében respirációs mérésen alapul, ezért nem meglepő, hogy korrelációban vannak egymással. Ugyanakkor a CFE szerint történő biomassza C becslés a többi módszerrel kapott eredményekkel is többé-kevésbé szoros összefüggést mutatott. A módszerek közötti összefüggés alátámasztja alkalmazhatóságukat a vizsgált eltérő humusztartalmú meszes homoktalajokon. Általános biomassza becslésre ugyanis csak a CFE módszert tartották megbízhatónak. Mivel a SIR az ún. aktív mikrobiális biomassza indikátora, ezért érzékenyebben reagál a környezeti feltételek változásaira, mint a kloroform fumigáción alapuló teljes biomasszáat becslő eljárások.

8. táblázat. Az alaprespiráció (AlapR), a szubsztrát indukált respiráció (SIR), a kloroform fumigációs inkubációs módszerrel (CFI) és kloroform fumigációs extrakciós módszerrel (CFE) meghatározott mikrobiális biomassza C közötti összefüggések (Pearson korrelációs együttható értékek)

	AlapR.	SIR	CFE-C	CFI-C
<i>2003. április 17-i mintákból</i>				
AlapR.		0,720***	0,617***	0,656***
SIR			0,683***	0,662***
CFE				0,483**
<i>2003. május 29-i mintákból</i>				
AlapR.		0,907***	0,659***	0,598***
SIR			0,719***	0,713***
CFE				0,627***

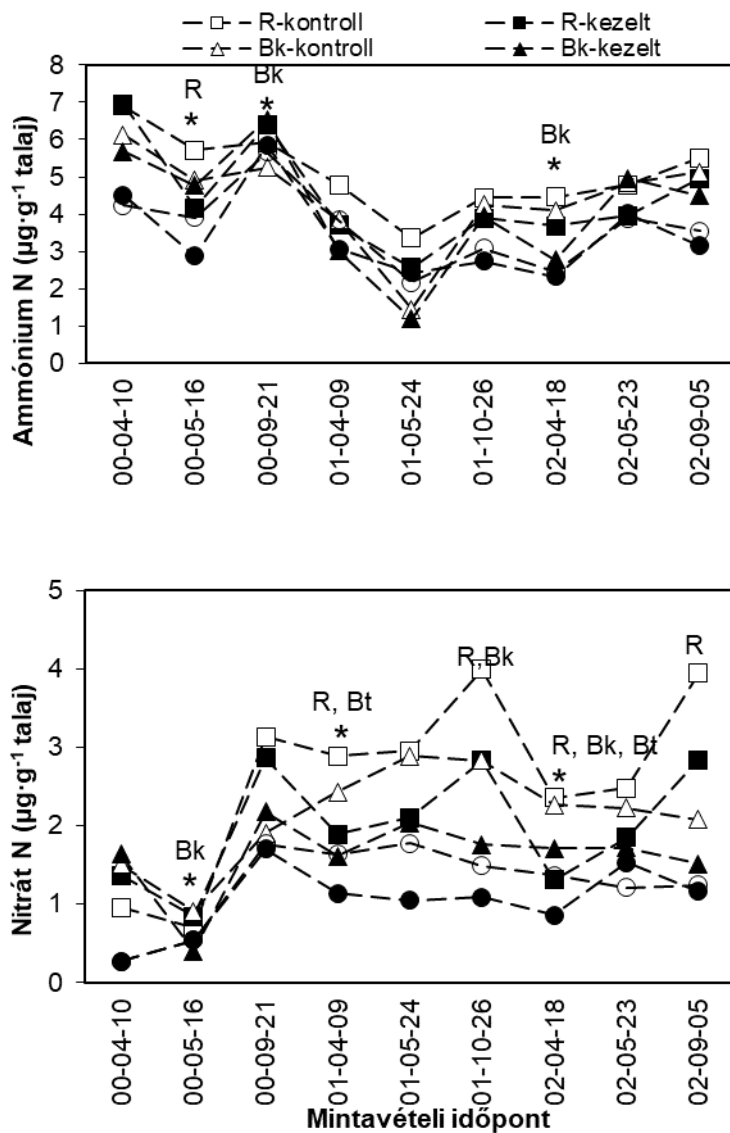
AlapR. – Alaprespiráció; SIR – szubsztrát-indukált respiráció; CFE-C – mikrobiális biomassza C, kloroform fumigációs extrakciós módszerrel; CFI-C – mikrobiális biomassza C kloroform fumigációs inkubációs módszerrel; *** $P < 0,001$; ** $P < 0,01$

Talaj NH_4^+ - és NO_3^- -N tartalom

A talajminták NH_4^+ -N-tartalma általában alacsony volt: 0,8 és 8,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ talaj közé esett. A talajban mért NH_4^+ -N-tartalmat a kezelés csak az R területen csökkentette szignifikánsan, a Bk ($p = 0,085$) és Bt ($p = 0,101$) területeken csak marginális szignifikáns csökkentő hatás mutatkozott (**18. ábra**). Ugyanakkor az évjáratí és a szezonális hatás mind a három területen szignifikáns volt. Az évjáratí hatásról egységesen megállapítható, hogy 2000-ben mértük a legnagyobb és 2001-ben a legkisebb NH_4^+ -N értékeket. A szezonális hatások szintén szignifikánsan befolyásolták az NH_4^+ -N-t, májusban a legkisebb, míg szeptemberben a legnagyobb értékekkel, ez utóbbiak viszont nem mindig különböztek az áprilisban mért értékektől (**7. táblázat**).

A talajminták NO_3^- -N-tartalma általában kisebb volt: 0 és 5,7 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ talaj közé esett. A talaj NO_3^- -N-tartalom csökkenése a kezelés hatására csak az R és Bk területeken bizonyítható egyértelműen (**18. ábra**). Az évjáratí és szezonális hatás mind a három területen szignifikáns volt (**7. táblázat**). 2000-ben szignifikánsan kisebb volt a talaj NO_3^- -N-tartalma, mint a rákövetkező 2 évben mind a három területen. A NO_3^- -N átlagértéke 2001-ben volt a legnagyobb, de csak a Bk területen különbözött szignifikánsan a 2002. évre számított átlagtól.

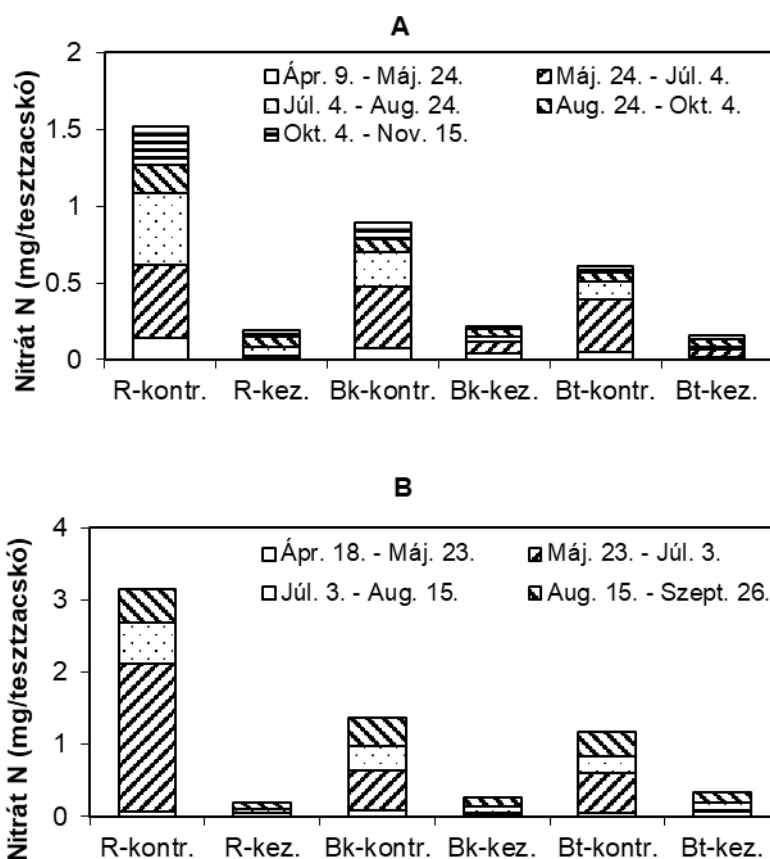
Szeptemberben mértük a legnagyobb NO_3^- -N értékeket mind a három területen, ugyanakkor az áprilisban és májusban mért NO_3^- -N nem különbözött szignifikánsan.



18. ábra. A talaj $\text{NH}_4^+\text{-N}$ - és $\text{NO}_3^-\text{-N}$ -tartalma ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ talaj) a 9 mintavételi időpontban. A statisztikailag szignifikáns (t-teszt, $p < 0,05$) kezelés-hatás csillaggal jelölve a terület kód feltüntetésével (R: rét; Bk: buckaköz; Bt: buckatető)

N felvehetőség vizsgálata

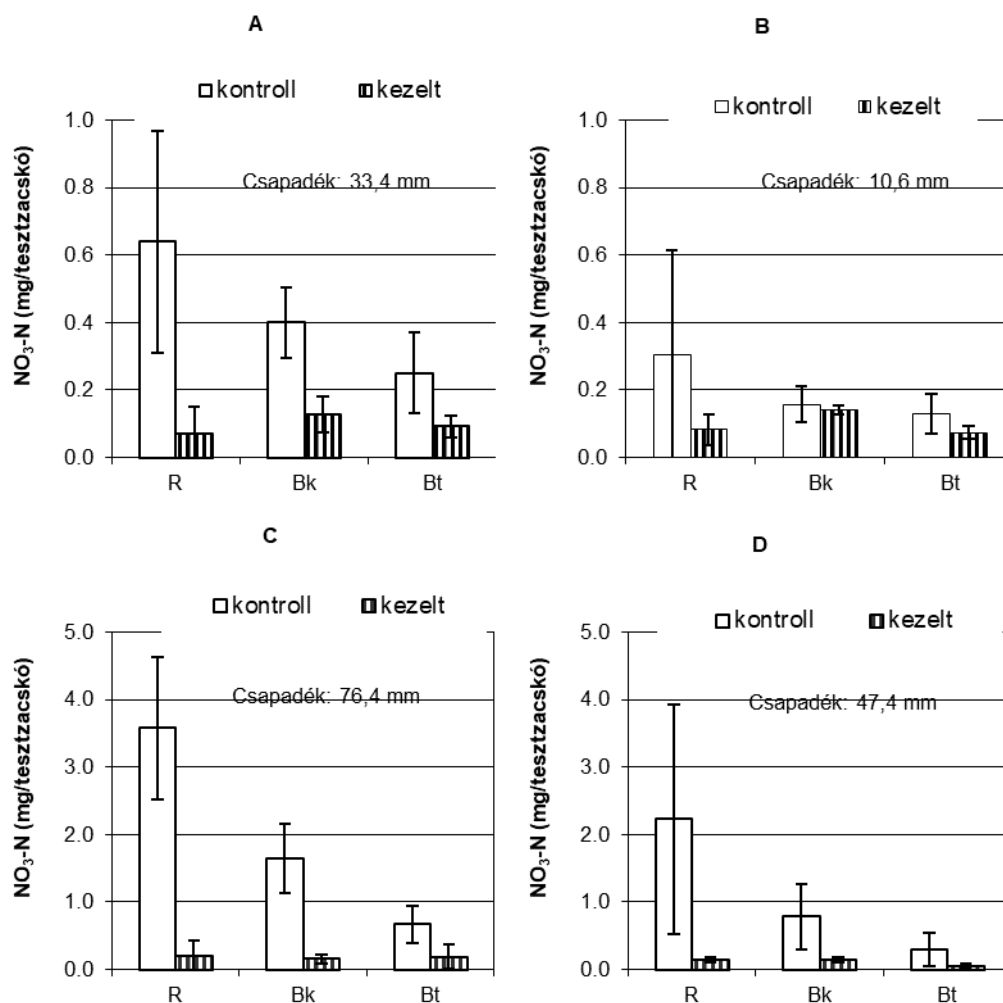
Az ioncserélő tesztczscskókkal mért $\text{NO}_3^-\text{-N}$ értékek a kezelés, évjárat és szezon szerint egyaránt szignifikánsan különböztek. Különösen az egyes időszakok és a három terület között volt szembevető a különbség (**19. ábra**). A N felvehetőségében a kontroll és a szénforrással kezelt parcellák között mért különbség eltért egymástól a három területen: legnagyobb az R, legkisebb a Bt területen volt. Az ioncserélő tesztczscskókkal mért $\text{NH}_4^+\text{-N}$ értékekben csak néhány alkalommal kaptunk kismértékű, de szignifikáns csökkenést a kontrollhoz képest. Feltételeztük, hogy a jelentős szezonális ingadozások hátterében a talajnedvesség áll, azonban nem kaptunk szignifikáns összefüggést az ioncserélő kihelyezési időszaka alatt hullott csapadék mennyisége és a műgyanta által adszorbeált ásványi N-tartalom között.



19. ábra. Az ioncserélő műgyanta által adszorbeált NO_3^- -N-tartalom ($\text{mg} \cdot \text{ioncserélő tesztzacskó}^{-1}$) 2 egymást követő vegetációs időszakon keresztül (A: 2001. év, B: 2002. év).

A nitrogén hozzáférhetőségének relatív mennyisége az NH_4^+ -N + NO_3^- -N esetében eltérően alakult 2003-ban is (Szili-Kovács & Török 2005). Az első időszakban az NH_4^+ -N mennyisége a kontroll- és kezelt minták között egyik helyen sem különbözött szignifikánsan, a NO_3^- -N viszont igen (**20A. ábra**). Május 29. és július 10. között nem volt szignifikáns eltérés az ioncserélő tesztzacskókból kivonható NO_3^- -N mennyiségben (**20B. ábra**). Ebben az időszakban hullott a legkevesebb csapadék, és az adszorbeálódott ásványi-N mennyisége is ekkor volt a legkisebb. A későbbi időszakokban viszont már mindhárom területen szignifikáns eltérés mutatkozott a kontroll- és kezelt parcellák között (**20C., 20D. ábra**). Különösen a július 10. és augusztus 25. közötti időszakban mutatkozott jelentős különbség a kontroll- és kezelt parcellák talajának NO_3^- -N-tartalmában, ekkor adszorbeálódott a legnagyobb mennyiségű ásványi-N és a vizsgált időszakok közül ekkor hullott a legtöbb csapadék. A 2003. év az előző évekhez és az átlaghoz képest rendkívül száraz; az éves csapadék összege mindössze 378 mm volt az MTA ÖBKI által üzemeltetett meteorológiai állomás adatai szerint.

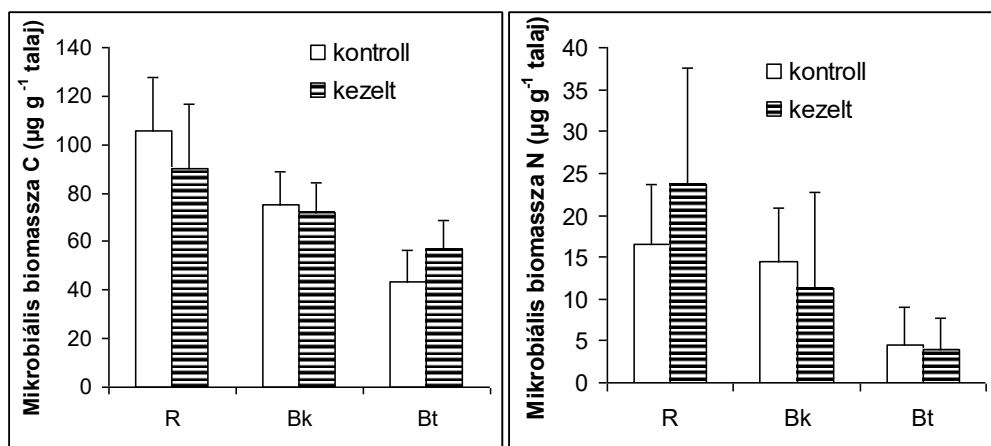
A 2002-ben felhagyott, 2003–2008 közötti kombinált restaurációs kísérletben végzett rendszeres C-forráskezelés (csak szacharózzal) is szignifikáns csökkenést okozott a talaj N-felvehetőségében az ioncserélő tesztzacskókból mért és számított adatok alapján (**Függelék, 2. ábra**).



20. ábra. A rét (R), buckaköz (Bk) és buckatető (Bt) kísérleti hely kontroll- és szénforráskezelt parcelláin elhelyezett ioncserélő tesztzacskóból kinyert nitrát-N mennyisége a 2003. április 17-től május 29-ig (A), május 29-től július 10-ig (B), július 10-től augusztus 25-ig (C) és augusztus 25-től október 7-ig (D) terjedő időszakokban. Az adott időszakban hullott csapadék mennyisége is fel van tüntetve. Az ábrán a középértékek és a hozzájuk tartozó konfidenciaintervallumok láthatók ($\alpha = 0,05$, $n = 6$).

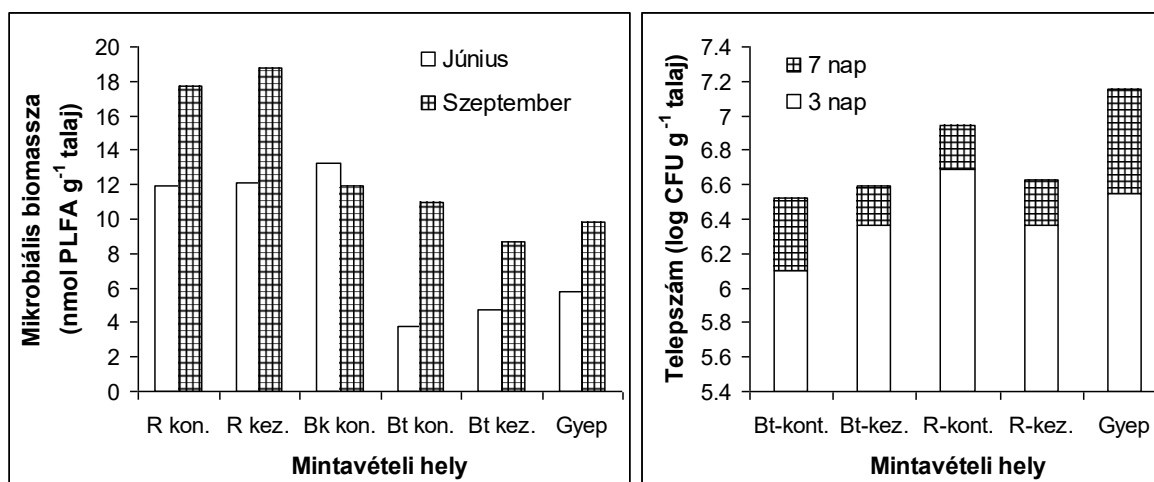
Mikrobiális biomassza C és N a kezeléseket követő évben (2004)

A talaj mikrobiális biomassza C és N értéke (kloroform fumigációs extrakciós módszer alapján) nem mutatott eltérést a kezelt és kontroll parcellák között egyik területen sem (**21. ábra**). Az előző években legalább az R és Bk területeken a szénforrás kezelése hatására rendszerint nagyobb mikrobiális biomasszát mértünk (Szili-Kovács & Török 2005). Ez alapján úgy látszik, hogy a rendszeres szénforrás-kezelés felfüggesztése után kevesebb, mint egy év alatt eltűnik a különbség a kezelt és kontroll parcellák mikrobiális biomasszájában.



21. ábra. A talaj mikrobiális biomassza C és N tartalma a három vizsgált területen (R=rét, Bk= Buckaköz, Bt=Bucketető) a 2004. áprilisi mintavételkor, kb, fél évvel az utolsó szénforrás-kezelést követően. A hibavonalak az adatok szórását mutatják (n = 6).

Az összes foszfolipid alapján mért mikrobiális biomassza hasonló módon nem mutatott eltérést a kezelt és a kontroll területek között. Ugyanakkor mind az összes foszfolipid-tartalom, mind a fumigációs módszerrel mért mikrobiális biomassza tekintetében jól látható, hogy a kismértékű domborzati különbségnek megfelelően a legmagasabb térszínen elhelyezkedő Bt továbbá a szintén bolygatatlan gyepten a legkisebb és a legmélyebben fekvő R területen a legnagyobb a mikrobiális biomassza (**22. ábra**).



22. ábra. A talajminták összes foszfolipid-tartalma (PLFA) a 2004. júniusi és szeptemberi mintavételkor. R=rét, Bk=buckaköz, Bt=bucketető, Gyep=bolygatatlan homoki gyepten, Kon.=kontroll, kez.=kezelt. Talajkivonat agaron kitenyészthető csíraszámok logaritmus értékei. A telepszámlálás a 3. és 7. napon történt.

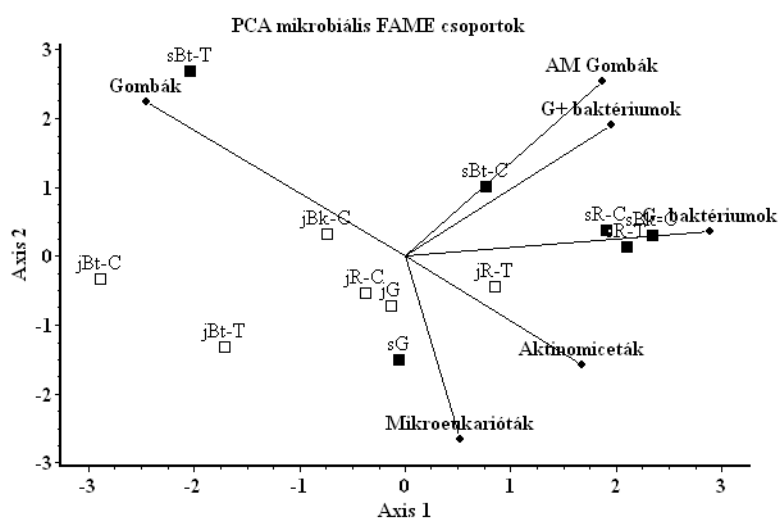
A Bk terület kivételével szeptemberben jóval nagyobb volt a talaj összes foszfolipid-tartalma a júniusi mintavételhez képest. Előző években a fumigációs módszer alapján is rendszerint az őszi mintavételkor mértük a legnagyobb mikrobiális biomassza értékeket (Szili-Kovács et al. 2007). Ez feltehetően az őszi dúsabb vegetációnak, a nagyobb gyökértömegnek és ezzel együtt feltehetően a nagyobb mértékű gyökérexudátum produkciónak köszönhető.

Az ioncserélő teszttacskókkal mért felvehető-N tartalommal szintén nem volt szignifikáns különbség egyik területen sem a kontroll és kezelt parcellák között 2004-ben. Az előző három

évben a rendszeres szénforrás-kezelés időszakában szignifikáns különbség volt mind a három területen (Szili-Kovács et al. 2007).

A talajkivonat agaron meghatározott összesírászámban szintén nem volt eltérés a vizsgált R és Bt területeken (**22b. ábra**). A bolygatatlan gyepterületről kitenyészthető csírászám nem volt kisebb, mint a felhagyott szántókról származó minták csírászáma, holott az összes foszfolipid és mikrobiális biomassza mennyisége kisebb volt. Ez is mutatja, hogy a csírászám nem alkalmas a mikrobiális biomasszában meglévő különbségek kimutatására. A vizsgálatok legérdekesebb eredménye az inkubáció 3. és 7. napján kapott csírászámok összehasonlításából származik. Ezzel a kitenyészthető gyors és lassú növekedésű mikroorganizmusokat tudjuk mennyiségileg összehasonlítani. A bolygatatlan gyepterületen az összes vizsgált mintához képest jóval nagyobb mennyiségben voltak jelen a lassú növekedésű "K"-stratégistának tartott baktériumok. A Bt kontroll területen is viszonylag nagy számban fordultak ezek elő, de jóval kisebb mennyiségben, mint a bolygatatlan gyepten.

A mikrobiális közösség durva struktúrája megközelíthető a kivonható foszfolipid-mintázat alapján. Az egyes csoportokra jellemző foszfolipideket összevonva azt tapasztaltuk, hogy ezek között jelentős eltérések mutatkoztak. Különbség volt a kezelt és kontroll területek foszfolipid megoszlásában, ami azt jelenti, hogy a szénforrás-kezelés abbahagyása után, bár a mikrobiális biomasszában nem volt eltérés, de a közösség összetételében igen.



23. ábra. A talajmintákból kivont foszfolipid-zsír-sav-metilészterek (PLFA) mennyiségi megoszlása alapján végzett főkomponens-analízis euklideszi távolság alapján szerkesztett biplotja.

Jelölések: j=júniusi (üres négyzet), s=szeptemberi (tömör négyzet) mintavétel; R=rét, Bt=buckatető, Bk=buckaköz, G= bolygatatlan gyept; C=kontroll, T=kezelt. A vízszintes tengely az összvariancia 47%-át, a függőleges tengely az összvariancia 21%-át magyarázza.

A főkomponens-analízis alapján megszerkesztett ábrán jól látszik, hogy a két fő ellenpólus a baktériumok és a szaprofita gombák, ugyanakkor érdekes módon az AM gombák (Takács & Vörös 2003) a többi gombához képest ellentétes oldalon helyezkedett el, a Gram-pozitív baktériumokkal majdnem azonos pozícióban (**23. ábra**). Az is jól megfigyelhető, hogy a szeptemberi mintavételkor a közösség összetétele a júniusi gomba dominanciához képest a baktériumok irányába tolódott el, ami alól kivétel a kezelt Bt terület, ami mintha éppen ellentétesen viselkedne. Ez talán azzal magyarázható, hogy ez a legszárazabb terület, és a talaj

felszínén felhalmozódó részben lebomlott faforgács és fűrészpor inkább a gombák életfeltételeinek kedvezőbb, ami a mikrobiális biomassza C:N arányának a kismértékű növekedésében is megnyilvánult (Szili-Kovács et al. 2007). A bolygatatlan gyepterület júniusi és szeptemberi foszfolipid mintázata alig különbözött egymástól. Ez azt jelezheti, hogy itt a mikrobiális közösség rezilienciája, vagyis a környezeti tényezőkkel szembeni ellenálló képessége, a közösség stabilitása nagyobb, mint a bolygatott területeken. A vizsgálati minták száma azonban messze nem elegendő ahhoz, hogy ezt statisztikailag is alátámaszthassuk.

I.6.3. A laboratóriumi inkubációs kísérletek eredményeinek megvitatása

Nannipieri és mtsi. (1978), valamint Wu és mtsi. (1993) glükóz talajhoz történő hozzáadás hatására a mikrobiális biomassza növekedését tapasztalták, amelynek a maximuma a 2-ik illetve 4-ik napon jelentkezett. A glükóz felhasználását követően a mikrobiális biomassza csökkenésében jelentős eltérés mutatkozott; Nannipieri és mtsi. (1978) vizsgálataiban a 12. nap körül, míg Wu és mtsi. (1993) szerint a 60–100. nap között csökkent le a kiindulási értékre. Az utóbbi szerint is a glükóz mikrobiális hasznosítása 20 napon belül befejeződött. Az eltérés oka feltehetően az eltérő módszerek alkalmazásában rejlett. A mikrobiális biomassza lebomlásával egyidejűleg a nitrogénnek a jelentős része újra ásványi formába kerül, remineralizálódik.

A szénforrás talajhoz történő hozzáadása után a mikrobiális aktivitás és a biomassza növekszik, mivel a biomassza felépítéséhez nitrogén is szükséges, az jelentős mértékben immobilizálódik (Klein et al. 1996, Paschke et al. 1996, Zink & Allen 1998, Mary et al. 1996).

Az a megfigyelés, hogy a cukor és a fűrészpor megnöveli a talajok CO₂ produkcióját a megnövekedett talajbiológiai aktivitás következtében más vizsgálatokkal is összhangban van

(Ritz et al. 1992, Wardle et al. 1993, Jonasson et al. 1996, Engelking et al. 2007), és különösen az a megfigyelésünk, hogy a cukor talajhoz adását követően a többlet CO₂ hozzávetőlegesen megfelel a hozzáadott glükóz széntartalom 40%-ának egybevág hasonló vizsgálatokkal, amelyekben olyan labilis szubsztrátokat alkalmaztak, mint a glükóz és az aminosavak (O'Dowd & Hopkins 1998, Meli et al. 2003). A talaj eredeti szerves C-tartalmának *priming* hatásra bekövetkező mineralizációja a szacharóz talajhoz történő hozzáadása után viszonylag nagy volt vizsgálataink szerint, összehasonlítva más vizsgálatokkal (Jenkinson 1971, Fontaine et al. 2004), bár nem példa nélküli (Hamer & Marschner 2005). Ez talán annak köszönhető, hogy a megközelítésünkben a szén mineralizációja a talaj szerves anyagában a C3 és C4 forrásában arányos a szerves anyagból származó C3 és C4 mennyiségével, azaz, hogy nincs diszkrimináció a szénmineralizációban a C3-ból vagy a C4-ből származó szerves anyag tekintetében. Ugyanakkor nyilvánvaló, hogy a szacharóz talajhoz történő hozzáadása elősegítette a talaj eredeti talaj C mikroorganizmusok általi hasznosítását, amit a nagymértékű mikrobiális biomassza N növekmény is bizonyít, ami jóval nagyobb annál, mint amennyi az ásványi N immobilizációból eredeztethető lenne. A talaj ásványi N csökkenése cukor vagy fűrészpor hatására korábbi vizsgálatainkban is egyértelmű volt (Szili-Kovács et al. 2007). Az a tény, hogy a talaj ásványi N-tartalomban bekövetkező csökkenés a fűrészpor kezelés hatására nagyobb volt, annak ellenére, hogy kevesebb CO₂ képződött belőle, mint azonos mennyiségű szacharózból valószínűleg a fűrészporral kezelt talaj hosszabb inkubációs idejének lehetett a következménye a szacharózzal kezelt talajhoz viszonyítva (100 vs. 19 nap). Habár a talaj mikrobiális biomassza N nem növekedett meg számottevően a fűrészpor kezelés hatására, míg

a mikrobiális biomassza C igen, ami a mikrobiális biomassza C/N arányában történő növekedést eredményezett a fűrészporral kezelt talajokban az inkubáció során, ami arra enged következtetni, hogy a fűrészpor-kezelés nagyobb hatékonyságú C asszimilációt eredményezett, mint a cukor-kezelés. A mikrobiális biomassza C/N arányában történő növekedés rendszerint a talaj mikrobiális közösségben történő átrendeződéssel van összefüggésben a gombák arányának növekedésével a baktériumokhoz képest (Harris et al. 1997), ami összhangban van a gombák azon képességével, hogy komplex és viszonylag nehezen bontható szerves anyagokat, mint amilyen a lignint tartalmazó fűrészpor is képesek hasznosítani (Leonowitz et al. 1999). A gombák biomasszájának növekedését mutatták ki fűrészpor és faforgács talajhoz történő hozzáadása után korábban szántóföldként hasznosított területen a talaj ergoszterin koncentrációjából (Van der Wal et al. 2006) és gomba-specifikus PLFA tartalmából (Elhottová et al. 2002, Eschen et al. 2007). A fűrészpor kezelés hatására a talaj ásványi N lecsökkent, ugyanakkor nem sikerült kimutatható növekedést mérni a mikrobiális biomassza N-ben. Ezáltal felmerül a kérdés, hogy akkor hova tűnt a nitrogén? A lehetséges magyarázatok közé tartozik, hogy egy részük denitrifikáció útján távozhatott, egy részük pedig a fűrészpor lebontása során viszonylag stabil szerves vegyületbe épülhetett be a mikroorganizmusok által, amelyek a mikrobiális biomassza N meghatározásakor nem detektálható formában voltak jelen – azaz például a kloroform fumigáció során nem szabadultak fel. Denitrifikáció mérése nem volt vizsgálataink során, de a talaj textúrájából adódóan ebben a levegő számára könnyen átjárható talajban az inkubáció során alkalmazott 50%-os víztartó-képesség mellett nem valószínű, hogy jelentős gázalakú nitrogénveszteség következett volna be. Egy alternatív magyarázat lehet, hogy a fűrészpor talajhoz történő hozzáadása után a talajban lévő ásványi N mikrobiális közreműködéssel olyan szerves anyagban stabilizálódott, ami nehezen extrahálható. A mikroorganizmusok ilyen módon történő aktiválásának igen nagy a jelentősége a rekultivációs, restaurációs módszerek területén (Šantrůčková 1992, Biró et al. 1993, Haselwandter & Bowen 1996). Ennek a lényege az, hogy a talaj viszonylag alacsony felvehető N szintje mellett az egynyári r-stratégista növények, melyek kevésbé hatékonyak a szűkös nitrogénforrásokért folyó versenyben, alulmaradhatnak a természetes élő növényekkel szemben (Whitford et al. 1988, McLendon & Redente 1992, Zink & Allen 1998).

I.6.4. Szabadföldi restaurációs kísérlet eredményeinek megvitatása

A laboratóriumi kísérletek alapján tesztelt szénforrásokat alkalmaztuk a szabadföldi kísérletekben a talaj felvehető N-tartalmának csökkentése céljából a művelés alól kivett területek restaurációjának elősegítésére. Mivel a szacharóz és fűrészpor kombinációja laboratóriumi körülmények között megfelelően hatékonynak bizonyult a talaj felvehető-N tartalmának csökkentésében, ezt szabadföldi körülmények között is kipróbáltuk. A szabadföldi kísérletben a felvehető N csökkenése nem volt olyan nagymértékű, mint laboratóriumi körülmények között, mivel azt a vegetációban és a talajtulajdonságokban megnyilvánuló heterogenitás és egyéb abiotikus és biotikus tényezők is befolyásolták, elsősorban a hőmérséklet és talajnedvesség szélsőséges változásai. Szignifikáns csökkenés mutatkozott a szénforrások egymást követő többszöri alkalmazása esetén a felvehető N-tartalomban, míg a mikrobiális biomassza C növekedése nem minden esetben volt bizonyítható.

A cellulózlebontás sebessége is jelentősen különbözött a három helyen, bizonyos mértékig összefüggést mutatva a biomassza C-nel, de valószínűleg elsősorban a talaj nedvességtartalmától függött. A kezelés hatására a "buckaközi" (Bk) helyen mind a három vizsgált időszakban a cellulózlebontás kisebb mértékű volt a kontrollhoz képest, feltételezésünk szerint az alacsonyabb felvehető N-tartalom miatt. Az adott időpontokban mért felvehető-N adatok ezt nem erősítik meg, feltehetően azért, mert a cellulózteszt alkalmazása során, a kb. másfél hónapos időszak alatt jelentősen változott.

A laboratóriumi kísérletünkben megállapítottuk, hogy szacharóz és keményfa fűrészpor együttes adagolásával ($2 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) a talaj ásványi N-tartalma hosszú ideig (~80 nap) alacsony szinten tartható a fülöpházi homoktalajban laboratóriumi feltételek között (Szili-Kovács et al. 2000a). A szabadföldi kísérletek első évében, 1998-ban, a cukor- és fűrészpor-kezelés hatására a mikrobiális biomassza C értékében egyszer mértünk szignifikáns emelkedést a Bk területen, míg a talaj NO_3^- -N-tartalmában a Bk és Bt területen egyszer észleltünk csökkenést (Szili-Kovács et al. 2000b). A következő években növeltük a szénforrás-kezelések gyakoriságát, továbbá a három területen eltérő adagokat alkalmaztunk, ami két területen (R és Bk) eredményezett szignifikáns mikrobiális biomassza C és N növekedést. A Bt területen mindössze egy alkalommal volt a mikrobiális C nagyobb a kezeltben a kontrollhoz képest, azonban az ún. aktív mikrobiális biomasszát jellemző szubsztrát indukált respiráció értéke 2003-ban mind a két vizsgált időpontban szignifikánsan nagyobb volt a kezelt Bt területen (Szili-Kovács & Török 2005), ami már egyértelmű kezelés-hatásnak értékelhető. Szabadföldön kedvezőtlen hőmérséklet és talajnedvesség körülmények között ez feltehetően lassabban megy végbe. A mikrobiális biomassza N megduplázódását figyelte meg Corbin & D'Antonio (2004) az általunk alkalmazott fűrészpor tízszeres mennyisége mellett. A mikrobiális biomassza növekedését figyelték meg cukor és fűrészpor, valamint fűrészpor és faforgács alkalmazásával Angliában és Svájcban négy kísérleti területen (Eschen et al. 2007). A szerves C kezelések hatására a szaprotróf gombák és baktériumok tömegaránya nem változott a foszfolipid mintázat alapján a svájci mintaterületeken, az angliai területeken viszont jelentősen megnőtt a gomba:baktérium biomassza arány a fűrészpor és faforgács együttes kezelés hatására, ami a kezelés abbahagyását követően még több mint egy évig kimutatható volt (Eschen et al. 2007). Zink & Allen (1998) szintén a gombatömeg (összes hifahosszúság) szignifikáns növekedéséről számolt be fenyőkéreg és zabszalma hatására, a kezelést követően még két évig. A mi kísérletünkben a mikrobiális biomassza C:N aránya mindössze a Bt területen mutatkozott kismértékben nagyobbra a kezelt parcellákban, ami indirekt módon a szaprotróf gomba:baktérium biomassza arány megváltozására utalhat. A fa komplex szerves anyagainak lebontásában elsősorban szaprotróf gombák vesznek részt, azonban a viszonylag lassú lebomlás miatt a mikrobiális biomassza növekményük is kisebb lesz. A komplex szerves anyagok lebontásában az aktinobaktériumok is jelentősek lehetnek, és ezek számos megfigyelés szerint a homoktalajokban nagy mennyiségben fordulnak elő (Elhottová et al. 2002).

A talaj NH_4^+ -N- és NO_3^- -N-tartalmának csökkenése vizsgálatainkban egyértelműen a kezelésnek tulajdonítható, mert a kezelés abbahagyása után az NH_4^+ -N és NO_3^- -N mennyisége ismét megnőtt a talajban, összhangban Eschen és mtsi. (2007) eredményével. Szerves anyag talajba juttatása a denitrifikáció általi NO_3^- -N veszteséget eredményezhet, de ehhez a talaj O_2 tartalmának jelentős mértékű csökkenése szükséges, ami a jó vízvezetőképességű fülöpházi homoktalajnál ritkán fordul elő. Mások eredményeivel összhangban (Paschke et al. 2000, Cione

et al. 2002), mi is azt tapasztaltuk, hogy a szénforrás-kezelés hatása jobban megnyilvánult az ioncserélő tesztzacskó segítségével mért NO_3^- -N értékben, mint a talajmintában mért NO_3^- -N-tartalomban, mivel a műgyanta által adszorbeált NO_3^- -N mennyisége a kihelyezési időszakban megnyilvánuló kumulatív hatást mutatta. A szénforrás-kezelés egyéb tápelemek oldhatóságát is befolyásolja. A cukor-kezelés például tápanyagszegény rozsdabarna erdőtalajon csaknem felére csökkentette a P oldhatóságát, míg a Fe és a Mn oldhatósága növekedett (Máthéné, 1980).

A talaj felvehető nitrogén-tartalmának csökkentésére az ökológiai restauráció előmozdítása céljából számos gyakorlati megközelítés létezik, pl. égetés, legeltetés, a felső talajréteg vagy a biomassza eltávolítása, vagy szerves szén hozzáadása (Perry et al. 2010).

A szénforrás-kezeléssel serkentett N immobilizáció nem mindig jár együtt a vegetáció kedvező irányú változásával (Reever Morghan & Seastedt 1999, Blumenthal et al. 2003), mivel a gyomfajok nitrogén-igénye igen eltérő lehet. A másik fő akadály a propagulumok hiánya lehet, amelyet a természetes gyeper alkotó fajokból álló magkeverékkel történő felülvetéssel lehet eredményesen pótolni (Averett et al. 2004, Baer et al. 2004, Prober et al. 2005). A következő gátló tényező a szélsőséges időjárás, különösen az elnyújtott száraz időszakok jelentősen befolyásolhatják a szukcesszió menetét, a fajkicserélődés sebességét. A Fabóktanyán végzett 1998–2003. évek közötti szénforrás-kezelések vegetációra gyakorolt hatását 2008-ban, 2010-ben és 2018-ban is kiértékelték (Halassy 2021). Három évvel az utolsó szénforrás-kezelést követően eltűntek azok a különbségek, amelyek a kontroll és a kezelt parcellák kriptogám és edényes növényzetében a kezelés időszakában megvoltak. Kisebb mértékű kezelés-utóhatás azonban még 20 évvel később is megmaradt, különösen az oligotróf és a természetes növényzeti borítás értékekben (Halassy 2021). Összességében a szénforrás-kezelések ökológiai restaurációban történő gyakorlati alkalmazása csak korlátozott lehetőségeket biztosít. A beavatkozásnak relatíve nagy a költségigénye, eredmény abban az esetben várható, ha bizonyítottan megemelkedett a talaj felvehető nitrogén mennyisége, ami kedvezőtlen a természetes gyeppalkotó növényfajok megtelepedésére. A kombinált restaurációs kezelésből megállapítható volt, hogy elsősorban a természetes magkeverékkel való felülvetés hatásos, amit kezdeti időszakban alkalmazott szénforrás-kezelés hatása tovább erősített (Halassy et al. 2016), későbbi fázisban pedig a kaszálás járult hozzá hatékonyan a természetes gyepterület megerősödéséhez és kiterjedéséhez, miközben a növénytakaró neofita elemei visszaszorultak (Reis et al. 2023).

I.6.5. A restaurációs kísérletekből levont fontosabb következtetések

A növénytermesztés szempontjából gazdaságosan kevésbé hasznosítható homoktalajok természetvédelmi, génmegőrzési célú hasznosítása, ezen területek védelme és a leromlott állapotú élőhelyek ökológiai restaurációja kiemelten fontos feladat. A korábban művelésbe vont majd művelés alól felhagyott területek természetközeli helyreállítása komoly kihívást jelent, amire nincs általánosan érvényesíthető receptúra. Kutatómunkánk egyik alaphipotézise az volt, hogy a természetes vegetáció visszatelepítése gyorsítható, ha a talaj felvehető nitrogéntartalmát sikerül lecsökkenteni. Laboratóriumi inkubációs kísérletek sorozatával megállapítottuk, hogy különböző szénforrások alkalmazásával eredményesen csökkenthető a talajok felvehető nitrogéntartalma. A könnyen hasznosítható szacharóz nagymértékű, de rövid ideig tartó (2–3 hét) N-immobilizációt eredményezett, míg a fűreszpor hatása időben

elnyúltabban jelentkezett és hosszabb ideig tartotta alacsonyan a talaj felvehető N-t. A talaj nettó N-immobilizáció mellett laboratóriumi körülmények között kimutattuk a mikrobiális biotomassza C és N szignifikáns növekedését is. A szénforrás-kezelésnek azonban más hatása is megnyilvánult, nevezetesen a *priming*, ami a talaj eredeti szerves C tartalmának megnövekedett mineralizációját eredményezte, és ez a hatás a gyorsabban lebomló szacharóz esetében nagyobb volt, mint a fűrészpórt hatására. A szacharóz talajhoz történő hozzáadása hatékonyan mobilizálta a talaj szerves N-tartalékát, ami beépült a mikrobiális biotomasszába, míg a fűrészpórt talajhoz történő hozzáadása nyilvánvalóan egy nem biotomassza-kompartimentbe immobilizálta a N egy jelentős részét. A fűrészpórt és faforgács talajba juttatása a talaj mikrobaközösségen belül a gomba biotomassza növekedéséhez vezetett a baktériumokhoz képest. A szacharóz- és fűrészpórt-kezelések hatékonysága az ökológiai restauráció részeként a növények számára rendelkezésre álló N mennyiségének csökkentésében függ a talaj N turnover-tól, ebből a két immobilizált N-készletből. A talajnedvesség is lényegesen befolyásolta a szervesanyagok mineralizációjának és a nettó N immobilizációnak a sebességét. Szabadföldi kísérletben is sikerült igazolnunk a cukor + fűrészpórt kezelés szignifikáns hatását a talaj N felvehetőségére mind a talajból mért felvehető N, mind az ioncserélő teszttacskók által a vizsgált időszak alatt adszorbeált nitrogén esetében. A talaj mikrobiális biotomassza is megnövekedett a szénforráskezelések hatására. A talaj mikrobiális biotomassza C/N arányban a kezelések hatására megnyilvánuló növekedés alapján feltételezhető, hogy a gombák mennyisége megnőtt a baktériumokhoz képest, de ezt csak a buckatető (Bt) területen tudtuk kimutatni. Azonban az általunk vizsgált 3 területen a kezelés hatékonysága a felvehető N csökkenésében és a mikrobiális biotomassza növekedésében eltérő volt, a buckatető (Bt) < Buckaköz (Bk) < Rét (R) irányban növekedve. A több évig tartó kísérletben megállapítottuk, hogy a vegetációs szezonnak és az évjáratnak is szignifikáns hatása volt. A több évig tartó rendszeres szénforráskezelés abbahagyását követő évben már nem tudunk szignifikáns különbséget kimutatni sem a nitrogén felvehetőségben, sem pedig a talaj mikrobiális biotomassza C-ben, ugyanakkor a foszfolipid-mintázat alapján a közösségszerkezet különbséget mutatott egyes kontroll és a kezelt parcellák között. A szénforrás-kezelés a művelés felhagyása után hatékonyabban csökkentette a felvehető talaj N-t, mint későbbiekben alkalmazva. A szénforráskezelés a természetes növénytakaró egyes fajainak magvaival való felületével kombinálva bizonyult a legeredményesebbnek, de ez utóbbi messzemenően hatékonyabb, akár szénforrás-kezelés nélkül is az eredeti növénytakaróhoz közelítő helyreállítás során.

II. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS VIZSGÁLATA NEHÉZFÉMEKKEL SZENNYEZETT TALAJOKBAN

II.1. Nehézfém szennyezés hatása a talaj mikrobiális aktivitására

A nehézfémek talajban történő akkumulációjának, migrációjának tanulmányozása a környezeti kockázatok miatt kiemelten fontos (Csathó 1994a). Ezen elemek feldúsulása a talajban lehet természetes eredetű, másrészt az emberi tevékenységnek köszönhetően a műtrágyázás, bizonyos növényvédőszer, légköri kiülepedés, szennyvíziszapok, továbbá a színesérc bányászata, illetve azzal összefüggő ércfeldolgozás, kohászat vagy egyéb ipari tevékenység eredménye (Csathó 1994b, Rékási & Filep 2006, Zhang et al. 2010, Alloway 2013). Ezen témakörrel kapcsolatos kutatások egyrészt az egyes nehézfémek növényi felvételére, táplálékláncba való bejutásának és kockázatának meghatározására irányulnak (Kádár, 1995, Simon 2014), másrészt a talajok szerves anyag tartalmára illetve ezek transzformációs dinamikájára kifejtett hatásukra, – amelyek hosszútávon a talajok minőségét is befolyásolhatják – és az ebben közreműködő mikroorganizmusok (prokarióták, gombák) tanulmányozására (Bååth 1989, Filip 1998).

A talajminőség biológiai szempontú kritériumrendszerének a kidolgozására számos próbálkozás történt (Filip 1995, Brookes 1995, Nielsen & Winding 2002, Winding et al. 2005). Ritz et al. (2009) a talajszennyezések biológiai indikációjára vonatkozó eddigi kutatások eredményeit összefoglalta tanulmányában. Addig számos biológiai módszert javasoltak a talajok megfigyelésére szolgáló indikátorokként, de csak keveset alkalmaznak ezek közül a nemzeti szintű monitoring rendszerekben, és nagyon kevésre van nemzetközi szabvány. A szakirodalmat áttekintve 183 potenciális biológiai mutatót azonosítottak, amelyeket szakértők és érdekelt felek tudományos és technikai kritériumok széles skálája alapján pontoztak. A keretrendszer a pontszámok és súlyozások alapján rangsorolta, és kiválasztotta a mutatókat. Ez a félig objektív, "logikai szitát" alkalmazó megközelítés 21 mutatóból álló listát eredményezett rangsorba rendezve. A szerzők azonban megjegyezték, hogy meg kell erősíteni a szabványos eljárásokat, a bennük rejlő érzékenységet, a talaj és a földhasználat kombinációinak megkülönböztetésére való képességet, valamint az ökológiai értelmezést, ami még számos buktatót tartalmaz.

Az 1990-es években kifejlesztett biológiai indikációs módszerek rendkívül előremutatóak voltak. Az addig ismert teszteken túl De Leij et al. (1994) és Kozdrój (1995) az r- és K-stratégián alapuló indikációt javasolták a táptalajon kitenyészthető baktériumok növekedési sebességének meghatározása alapján. Jansen et al. (1994) a szenzitivitás/rezisztencia index bevezetését javasolták – azzal indokolva –, hogy feltételezésük szerint a fémekkel szennyezett talajokban nagyobb számban vannak jelen fémtoleráns baktériumok. A közösségi szintű élettani mintázat (CLPP = community level physiological profile), vagy mások által funkcionális diverzitásnak nevezett vizsgálatok alapján a mikrobiális közösség szubsztrát hasznosítási spektruma jellemezhető az ún. Biolog-tesztek (EcoPlate™, Biolog Inc.) alapján (Garland & Mills 1991, Zak et al. 1994, Insam 1997, Knight et al. 1997) és a többszubsztrátos mikrolemez-alapú MicroResp™ módszer alapján (Campbell et al. 2003). A talajból közvetlenül kivonható foszfolipid-zsírsavak mennyiségi megoszlása alapján a mikrobiális közösséget alkotó nagyobb csoportok (archaeák, Gram-pozitív és Gram-negatív baktériumok,

aktinomiceták, anaerobok, protozoák, gombák, mikroeukarióták) mennyiségi megoszlása közvetlenül meghatározható, elkerülve a tenyésztéssel járó szelekciót (Frostegård et al. 1993).

Például a talaj mikrobiális közösség változását nyomon követve egy bányató fitostabilizációja során megállapították, hogy az alkalmazott mész- és szerves anyag kezelés a pH és a fémek felvehetőségének megváltoztatásával hatással volt a foszfolipid-mintázatra növelve elsősorban a gombák és aktinomiceták mennyiségét (Zornoza et al. 2015).

A közösségi DNS talajból történő kinyerése és ebből a 16S rDNS, vagy más konzervatív nukleinsav-régiók PCR-amplifikációja után kapott termékek gélelektroforézisével nyert mintázat a mikrobiális közösség genetikai diverzitására ad közvetlen információt, amellyel szintén kiküszöbölhető a tenyésztés (Peng et al. 2007), illetve legújabban szintén a 16S rDNS (archeák és baktériumok) illetve az ITS (gombák) újgenerációs szekvenálással történő meghatározása, ami a korábbi eljárásokhoz képest nagy áteresztőképességű, ún. "high throughput" metodika, viszonylag nagy mintaszámú elemzést is lehetővé téve (Huang et al. 2021). Ez azért is fontos, mert sokak szerint a fémszennyezés hatására a mikrobiális közösség diverzitása lecsökken (Bååth et al. 1998, McGrath et al. 2001), de ha nem csökken le, akkor is jelentősen átrendeződhet strukturálisan (Naz et al. 2022).

Többen javasolták a viszonylag könnyen meghatározható mikrobiális paraméterekből képzett indexek alkalmazását a talajminőség indikációjára, mint például az aktív és teljes mikrobiális biomassza-C (Brookes et al. 1986), a metabolikus kvóciens, qCO_2 (Dumontet & Mathur 1989, Bardgett & Saggar 1994, Leita et al. 1995, Valsecchi et al. 1995, Aoyama & Nagumo, 1996) – ami az egységnyi mikrobiális biomassza respirációját jelenti –, továbbá a mikrobiális biomassza-C/összes szerves-C arány (Dumontet & Mathur 1989, Fliessbach et al. 1994).

A talajmikrobiológiában régóta használt módszer a talajhígításos lemezöntéses csíraszám meghatározás (Szegi, 1979). A telepek szelektív táptalajokon történő megjelenése a különböző fémeknél eltérő szenzitivitást mutathat. A lemezöntéses vagy szélesztéses technikát napjainkban erősen kritizálták, mivel ismertté vált, hogy a talaj mikrobiális közösségének csak kis része (~1 %) tenyészthető ki táptalajokon (Olsen & Bakken 1987). Mikanová és mtsi. (1998) megállapításai szerint a talajbaktériumok közül a nehézfémekre egyik legérzékenyebb csoport a szabadonélő N_2 -kötő baktériumok közé tartozó azotobakterek. Vizsgálataik során az erősen szennyezett talajú Březno mellett az *Azotobacter* ssp. csíraszám rendkívül alacsony volt, az oligotróf baktériumok száma ugyanakkor megnövekedett ugyanezen a helyen. A mikroszkópikus gombák száma általában nem nagyon változott a fémszennyezés hatására, de a legszennyezettebb helyeken számuk növekedett.

Babich és Stotzky (1983) valamint Doelman (1985) szerint a mikroorganizmusok főbb csoportjai között bizonyos sorrend állítható fel a fémekkel szemben mutatott érzékenyséjük alapján. Szerintük a prokarióták érzékenyebbek, mint az eukarióták (gombák); a baktériumok érzékenyebbek, mint az aktinomiceták (az aktinomiceták is baktériumok!), és a Gram-pozitív baktériumok érzékenyebbek, mint a Gram-negatívok. A baktériumok és gombák aktivitásában is jelentős különbséget tapasztaltak nehézfém szennyezés hatására, amiben a baktériumok nagyobb gátlást szenvedtek (Rajapaksha et al. 2004). A baktériumtörzsek közül a Proteobacteria, Acidobacteria és Bacteroidetes törzsekbe tartozók között találtak nagyszámban fémtoleráns baktériumokat egy bányaterület melletti szennyezett folyómenti talajban (Zhao X. et al. 2020).

A hosszú ideig fennálló fémszennyezés növelheti a talaj baktériumközösség fémtoleranciáját (Bååth 1989). A hosszú ideig fennálló fémszennyezés viszonyai között a baktériumok mellett a talajgombák fémtoleranciája is növekedhet, ezen belül különösen figyelemre méltó az arbuszkuláris mikorrhiza gombák fémtoleranciájának változása, ami hasznos lehet a szennyezett talajok fitoremediációja során (Del Val et al. 1999, Takács et al. 2005, Biró et al. 2007, Takács 2012, Silva-Castro et al. 2022).

A talaj nehézfém-szennyezések talajmikroorganizmusokra gyakorolt hatását legtöbbször laboratóriumi körülmények között fémsókkal dúsított talajokban vizsgálják. Ugyanakkor kevesebb vizsgálat történt valódi szennyezési helyzet során. Ennek az oka, hogy a szennyező anyagok megoszlása ilyenkor egyenetlen, és a területi heterogenitásból adódóan más tényezők is befolyásolhatják a nehézfémek hatását és gyakran nem könnyű megfelelő kontroll területet találni, míg laboratóriumi körülmények jól kontrollálható módon lehet beállítani a vizsgálni kívánt szennyezőanyagok koncentrációit a vizsgálandó talajra vonatkoztatva.

II.2. Bányászati és ipari tevékenység hatása a talajok nehézfém szennyezettségére

A bányászat, különösen a színesfém ércek bányászata és ezek feldolgozása komoly kockázatot jelentenek a talajok káros fémekkel való szennyezésére, amelyek környezeti kockázatot jelentenek az emberi egészségre és az ökoszisztémára. A bányaterületeken a meddőhányók, a feldolgozásból származó hulladékok és flotációs iszapok jelentős területet foglalhatnak el, amelyek nagy nehézfém-tartalmukkal terhelik a környezetet. A nehézfémek az ásványokból mállás és kioldódás révén mobilizálódhatnak, ezáltal könnyen bekerülhetnek a táplálékláncba. A fémekkel szennyezett talajok okozta környezeti problémák enyhítésére különböző kármentesítési technikákat alkalmaznak. Valószínűleg a leggazdaságosabb megoldás a szennyező elemek adalékanyagokkal történő stabilizálása (Simon & Biró 2005, Kumpiene et al. 2007), és a szennyezett terület növényekkel történő újratelepítése. A fémbányák és színesfémipari központok közelében lévő, illetve hatásterületébe tartozó folyók ártereit ismételten elöntik a nehézfém-tartalmú üledékek a folyók mentén, például a Rajna Németországban és Hollandiában, a Maas Hollandiában, a Morva Csehországban vagy a Tisza Magyarországon (Albering et al. 1999, Beurskens et al. 1993, Elhottová et al. 2006, Györi et al. 2010). A fémbányákból származó üledék nemcsak nagy koncentrációban tartalmaz nehézfémeket, hanem gyakran kisebb mennyiségben tápelemeket, például nitrogént vagy foszfort is. A tápelemtartalom és biológiai hozzáférhetőségük, elsősorban a nitrogén és a foszfor meghatározó tényező a mikrobiális folyamatok szempontjából. A nehézfémek további hatása a rendelkezésre álló foszfortartalomra közvetlen, pl. nem oldódó szerves vegyület a Pb-vel, és közvetett, a szerves foszforforrások foszfatázok általi hidrolízisét és így a foszfor körforgását meghatározó. A toxikus fémek csökkentik a talajban a mikrobiális biomasszát (Brookes 1995), gátolhatják a talaj szerves anyagának átalakulását és növelhetik a labilis és a teljes frakció arányát (Máthéné Gáspár et al. 2004).

Az ércbányászat már a középkorban elkezdődött, de az ipari nagyarányú érc-telleges kitermelés 1954 és 1986 között folyt Gyöngyösön mellett, a Mátra hegységben (Ódor et al. 1998). A bányászatot és az érc-kitermelést leállították, amikor bebizonyosodott, hogy a Toka-patak és környéke teljes hosszában jelentős szennyezettséget mutatott. A Toka-patak a vizet a Gyöngyös város szélén lévő víztározóba áramoltatja. A fémszennyezettség lehetséges forrásai

közé tartoztak a bányatelepek, a flotációs hulladéklerakó, különböző víztározók és a bányavíz, aminek a Toka-patak a befogadója (Ódor et al. 1998). További Zn, Cd, As, Pb, Cu és Hg terhelést okozhat a felhagyott bányahulladék üledékéből való kioldódás (Kovács et al. 2012). A legsúlyosabb szennyeződések a patak mentén a felső talajrétegben mérték, ami az ismétlődő árvizekkel magyarázható (Horváth & Gruiz 1996). A flotációs iszapot és a patakmederbe jutott koncentrátumokat az áradások nagy távolságokra szállították, és az árterületen osztották szét. A talaj fémkoncentrációjának csökkenése részben annak köszönhető, hogy ez az anyag keveredett az árterületen található természetes eróziós termékekkel, részben pedig annak, hogy a fémek feloldódtak és tovább szállítottak a sárga homok lerakódásokból (Ódor et al. 1998). Annak ellenére, hogy Gyöngyösoroszi falu számos kertjében az árvíz jelentősen szennyezte a talajt, a kiszámított emberi egészségügyi kockázat a saját termesztésű zöldségfogyasztás és a talaj közvetlen lenyelésének figyelembevételével az elfogadható tartományon belül maradt (Sipter et al. 2008).

Bár számos tanulmány vizsgálta a fémszennyezés hatását a talaj biológiai tulajdonságaira, viszonylag kevés vizsgálat folyt a Pb/Zn ércbányászatból eredő depóniák, savas bányavizek távolabbi helyen okozott szennyezésének talajbiológiai következményeiről, ezért több információra lenne szükség, különösen a szennyezett árterek fitoremediációjának tervezéséhez és sikerességének nyomon követéséhez (Takács et al. 2000, Máthéné Gáspár & Anton 2004, Simon & Biró 2005).

II.3. CÉLKITŰZÉSEK

Egy szabadföldi kisparcellás kísérletben (Nagyhőrcsök) kadmium, réz és nikkel fémsókkal szennyezett talajok mikrobiális közösség aktivitására és biomasszájára gyakorolt hatását vizsgáltuk.

Egy másik kísérletben a Gyöngyösoroszi melletti ércbányászati és feldolgozási szarmazó patak által közvetített szennyeződésből fakadó fémszennyezett területen vizsgáltuk a talaj mikrobiális aktivitását és biomasszáját.

A következő kérdésekre kerestük a választ:

1. A kadmium, réz és nikkel sókkal szennyezett talajok megváltoztatják-e a különböző módon kitenyészthető mikroorganizmus csoportok abundanciáját.
2. A kadmium, réz és nikkel sókkal szennyezett talajok mikrobiális biomasszája és dehidrogenáz aktivitása különbözik-e a kontroll talajtól.
3. Vannak-e különbségek a talaj mikrobiális tulajdonságaiban a fémfelhalmozódástól függően.
4. Vannak-e jelentős összefüggések a talaj biológiai tulajdonságai, a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai és a potenciálisan toxikus elemek fémfelhalmozódás között.
5. A vizsgált talajmikrobiológiai tulajdonságok között található-e olyan, ami alkalmas indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének.

II.4. ANYAG ÉS MÓDSZER

II.4.1. Kisparcellás nehézfémterheléses kísérlet, Nagyhörcsök

A toxikus mikroelem-terheléses szabadföldi tartamkísérlet beállítása 1991 tavaszán történt a MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet nagyhörcsöki kísérleti telepén. (Kádár, 1995; Szabó et al. 2019). A talaj típusa löszön képződött mészlepedékes csernozjom.

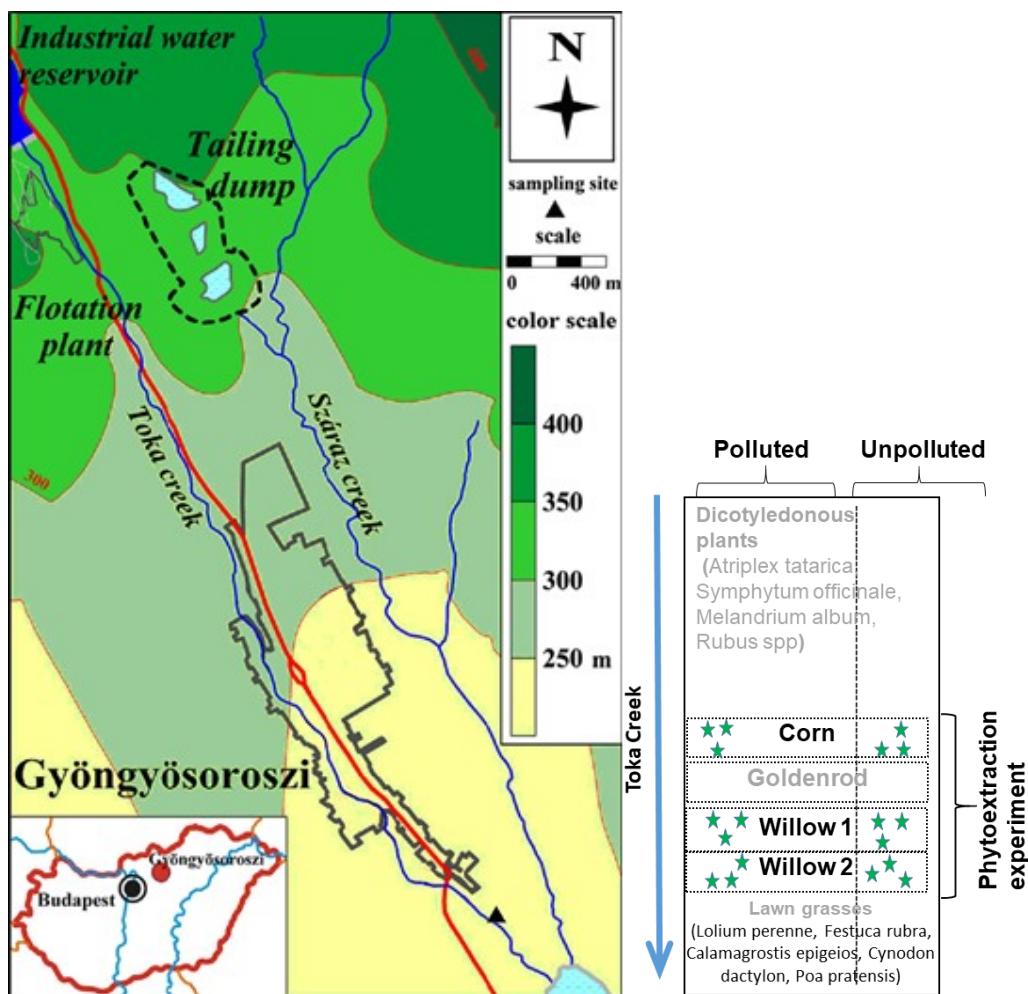
A talaj felső 20 cm rétegének főbb fizikokémiai jellemzői: $\text{pH}_{\text{KCl}} = 7,4$; $\text{CaCO}_3 = 3,5\%$; $\text{K}_\text{A} = 38$; szerves C = 2,46%; összes N = 0,23%, $\text{hy} = 2,3$; kationcserélő kapacitás = 21 mgeé 100g^{-1} volt. A talaj szemcseösszetétele 0,8% durva homok, 15,7% finom homok, 60,4% vályog, 23,1% agyag. A kísérlet talaja kielégítő Ca-, Mg-, Mn- és Cu-, közepes N- és K-, illetve igen gyenge-gyenge P- és Zn-ellátottságot mutatott (Kádár, 2012).

Kádár (1995) a nagyhörcsöki kísérleti területen kisparcellás toxikuselem kísérletet állított be 13 potenciálisan egészségkárosító és környezetszennyező elem vízzoldható nehézfémsoival 0; 90; 270 és 810 kg ha^{-1} . A toxikus elem sókat kiszórásuk után 1991 áprilisban beszántották a talaj felső rétegébe. A kísérleti elrendezés split-plot, $6 \times 3,5$ méter parcellamérettel, egy parcella bruttó mérete 21 m^2 . A parcella sorokat hosszirányban 1–1 méteres utak választották el egymástól a jobb megközelíthetőség és a talajáthordás megakadályozása illetve mérséklése érdekében. Műtrágyaként $100\text{ kg ha}^{-1}\text{ év}^{-1}$ N (mint NH_4NO_3), $100\text{ kg ha}^{-1}\text{ év}^{-1}$ P_2O_5 (mint szuperfoszfát), $100\text{ kg ha}^{-1}\text{ év}^{-1}$ K_2O (mint kálisó) alkalmaztak, növényvédőszer alkalmazását mellőzték, a gyomokat kézíerővel távolították el.

Vizsgálatainkhoz összesen 7 kezelésből vettünk talajmintát: 1. kontroll, 2. CU2 ($\text{CuSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$, 90 kg Cu ha^{-1}), 3. CU4 ($\text{CuSO}_4 \times 5\text{H}_2\text{O}$, 810 kg Cu ha^{-1}), 4. NI2 ($\text{NiSO}_4 \times 6\text{H}_2\text{O}$, 90 kg Ni ha^{-1}), 5. NI4 ($\text{NiSO}_4 \times 6\text{H}_2\text{O}$, 810 kg Ni ha^{-1}), 6. CD2 ($\text{CdSO}_4 \times 8/3\text{ H}_2\text{O}$, 90 kg Cd ha^{-1}), 7. CD4 ($\text{CdSO}_4 \times 8/3\text{ H}_2\text{O}$, 810 kg Cd ha^{-1}), amelyek megfeleltek 30 mg kg^{-1} és 270 mg kg^{-1} talaj értéknek a talaj térfogattömegének $1,5\text{ g cm}^3$ -öt alapul véve, az átlagos 20 cm szántott rétegre vonatkoztatva. A talajmintákat hat évvel a kísérlet beállítása után 1997. novemberben vettük a talaj felső 20 cm rétegéből. A mintákat a laboratóriumba szállítottuk és a vizsgálatokig leszárt (<2 mm) állapotban, hűtőszekrényben ($4\text{ }^\circ\text{C}$) tároltuk a vizsgálatok megkezdéséig. A minták egy részét kiszárítottuk kémiai analízis céljára, egy másik részéből pedig a talajnedvességet határoztuk meg. A talajból kitenyészthető 6 csoport (kopiotrófok, oligotrófok, spóráképzők, aktinomiceták, szabadonélő aerob nitrogénkötők és mikroszkópikus gombák) mennyiségi viszonyait, mikrobiális biomasszáját, dehidrogenáz aktivitását és szubsztrát-indukált respirációját mértük.

II.4.2. Fitoremediációs kísérlet Gyöngyösorosi közelében, Toka-patak mellett

A kísérleti terület 300 méterrel Gyöngyösorosi községtől délre, a falu és az úgynevezett mezőgazdasági víztározó között a Toka-patak partján helyezkedett el ($47^\circ 49' \text{ N}$, $19^\circ 54' \text{ E}$; 211 m tengerszint feletti magasságban, **24. ábra**). Ez egy 65×18 méteres kerítéssel körülkerített kísérleti terület ("Kató néni földje") volt, aminek a hosszanti oldala a patak vonalával párhuzamosan futott (**24. ábra**).



24. ábra. Mintaterület a Toka-patak mellett, Sipter et al., (2008) alapján átszerkesztve. A fekete háromszög jelöli a kísérleti/mintavételi helyszínt; a zöld csillagok jelölik a mintavételi pontokat a “fitoremediációs kísérlet” helyén a kukorica (corn), fűz 1 (willow 1) és fűz 2 (willow 2) parcellákban.

A talaj fontosabb jellemzői: szerves-C 2,32%, összes N 0,15%, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 7,1, mésztartalom 0,9%, szemcseösszetétel 31% homok, 19% vályog és 20% agyag. Az utóbbi évtizedekben többször volt áradás a Toka-patak mentén. Az utóbbi legerősebb árvíz a nyári esőzés okozta 2004-ban, amikor a kísérleti területet elöntötte a kiáradt patak, miközben a szállított üledéket lerakta. A patak melletti kb. 10 méter széles sáv a lerakott üledék miatt szennyezettnek tekinthető, míg kb. 15 méterrel távolabbi részeken csak kismértékű a szennyezettség a talajanalízisek alapján. Az üledék nehézfémeket tartalmazott, főleg a cink, ólom, kadmium, réz, higany és a nemfémes elemek közül az arzén és kén volt nagy mennyiségben kimutatható. A szennyezettség eloszlása a területen meglehetősen egyenetlen volt, de az megállapítható, hogy a patakhoz közelebb erősebben szennyezett volt, mint távolabb (Horváth & Gruiz 1996). A fitoremediációs kísérletet megelőzően a domináns növények a területen a siskanádtippan (*Calamagrostis epigeios* L.), a fűz (*Salix* spp.) és a nyár (*Populus* spp.) volt. A közelben főleg gyümölcsösök voltak (*Prunus domestica* L., *Malus domestica* Borkh.), fekete szeder (*Rubus fruticosus* L.) és zöldségfélék, mint a burgonya (*Solanum tuberosum* L.), és paradicsom (*Lycopersicon esculentum* L.). A fitoremediációs kísérletet 2003-ban állították be fűz (*Salix* sp.) és kukorica (*Zea mays* L.) ültetéssel illetve vetéssel, három vonalban a patakra merőlegesen (24. ábra). A telepítés, illetve vetés előtt a teljes növényzetet eltávolították.

A talajmintavétel 2004-ben, az áradást követően volt a telepített növényzet három parcellájából, összesen 18 pontból, amiből 3–3 mintavételi pont volt a kettő telepített fűzfasor és a kukorica sor mentén, a szennyezett és a nem szennyezett zónákból. Minden minta hat egyedi mintából képezett kompozit minta volt, amelyet egy-egy növény körül gyűjtöttünk 0–20 cm mélységből. A mintákat hűtődobozokban szállítottuk a laboratóriumba, ahol elkülönítettünk belőle talajnedvesség meghatározásához, kémiai analízishez és mikrobiológiai vizsgálatokhoz. A talajminták kémiai analízise mellett a talaj alaprespirációját, szubsztrát-indukált respirációját, mikrobiális biomasz C-t, foszfatáz enzimaktivitását, metabolikus kvóciensét (qCO_2) és a mikrobiális biomasz C/összes szerves C arányát határoztuk meg.

II.4.3. Laboratóriumi vizsgálati módszerek

Talajnedvesség és talajkémiai analízisek

A talajnedvességet 105 °C-on tömegállandóságig történő szárítással határoztuk meg. A talaj kémiai analíziseket levegőn kiszárított, homogenizált és szitált mintákból (<2mm) határoztuk meg. A szerves-C-t Walkley-Black nedves oxidációval, a mésztartalmat kalciméterrel, a talaj pH-t pH_{H_2O} és pH_{KCl} pH-mérő készülékkel és üvegelektóddal 1:2,5 arányú víz vagy 1N KCl szuszpenzióból, az összes sótartalmat a telítési talajpaszta vezetőképességéből. Az összes elemtartalmat (Cd, Hg, Pb, Zn, As, Cu, P, K, és Ca) MSZ 21470-50:1998 szerint határozták meg mikrohullámú roncsoló berendezéssel HCl/HNO₃ kivonatból. A potenciálisan felvehető elemfrakciót Lakanen–Erviö (LE)-extraktumból (0,5 M ammonium-acetát + 0,02M EDTE + 0,5M ecetsav pufferrel (pH = 4,65) 1-órás rázatás után induktív csatolású plazma atomemissziós spektrometriával (ICP–AES JY Ultima2 Jobin Yvon, Villeneuve d’Ascq, France) határozták meg. A biológiai vizsgálatokhoz talajokat nedvesen szitáltuk (<2mm) és 4 °C-on tároltuk a vizsgálatokig.

Kitenyészthető telepszámok (CFU= colony forming unit) meghatározása néhány mikroorganizmus csoportra

A talajból kitenyészthető mikroba populáció abundanciáját talajhígítási módszerrel határoztuk meg különböző táptalajokon történő szélesztéssel. 10-szeres lépésközü (hígítású) talajszuszpenzió sorozatot készítettünk a mintákból. A Petri-csészékben korábban elkészített steril szilárd táptalajok felszínére 0,1 ml szuszpenziót adagoltunk, amelyet rögtön steril üvegcacs segítségével egyenletesen szétoszlattunk az agar felszínén. Az így beoltott táptalajokat termosztátba helyeztük. Az inkubáció során kinőtt telepeket nagyító alatt megszámláltuk. A számításhoz azokat a talajhígítási fokozatokat használtuk fel, ahol a kinőtt telepek száma 20 és 200 között volt. Nutrient agart használtunk az aerob heterotróf (kopiotróf) baktériumok számának meghatározására. Ugyanazt a táptalajt, de a szénforrást 100-szoros hígításban alkalmazva határoztuk meg az oligotróf baktériumok mennyiségét. Az oligotróf baktériumok tenyésztésére szolgáló táptalajokhoz cycloheximidet adtunk a gombák növekedésének a megakadályozására. A baktériumspórák mennyiségének meghatározásához szintén a nutrient táptalajt használtuk, de a leoltás előtt a talajszuszpenziókat 10 percre 80 °C-os vízfürdőbe helyeztük. Ashby táptalajon határoztuk meg a szabadonélő nitrogénkötő *Azotobacter* spp. számát. A mikroszkópikus gombákat a Martin-féle bengálrózsa táptalajon tenyésztettük ki, úgy hogy novobiocin antibiotikumot is alkalmaztunk a baktériumok

szaporodásának a gátlására. Az Actinomycetes (“sugárgombák”) számát glükóz-kazein agaron határoztuk meg (Szegei 1979).

Alap és szubsztrát-indukált respiráció meghatározása

A talaj alaprespirációt (BRESP) és szubsztrát-indukált respirációt (SIR) a CO₂ képződés alapján mértük gázkromatográffal az I. fejezetben ismertetett módon néhány módosítással. 2.0 g talajt mértünk 25 cm³-es üvegfialákba. A képződött CO₂-t 4 és 24 órával az edények lezárása után mértük, a kettő mérés közötti különbség adta a CO₂ képződés sebességét (azaz alaprespirációt). Az inkubációt rázóvízfürdőben (22 °C ±0.1 °C) végeztük. Az alaprespiráció mérése után, ugyanazokból a mintákból mértük a szubsztrát-indukált respirációt is. 200 µl glükóz oldatot adtunk a mintákhoz (8 mg glucose g⁻¹ soil) és a képződött CO₂-t 180 perc inkubáció után mértük. A CO₂-t gázkromatográffal (FISONS GC 8000) mértük 250 µl gázmintából.

Mikrobiális biomassza-C

A talaj mikrobiális biomassza-C kloroform fumigációs extrakciós módszerrel mértük 15g talajmintából (VANCE et al. 1987). A szűrlet szerves-C tartalmát égetéses elven működő TOC analizátorral (Apollo 9000, Teledyne Tekmar, Mason, Ohio, USA) mértük. A mikrobiális biomassza C a következő egyenlet alapján számítottuk ki: $MBC = (C_{fum} - C_{nfum})/K_{EC}$ ahol MBC a mikrobiális biomassza C, C_{fum} a fumigált talajból készített extraktum szerves C-tartalma, C_{nfum} a nem fumigált talajból készített extraktum szerves C-tartalma K_{EC} átszámítási tényező ($K_{EC} = 0,45$; (JOERGENSEN 1996).

A metabolikus kvóciens (qCO₂) az egységnyi mikrobiális biomassza C-re számított alaplégzés (BRESP/MBC), míg a mikrobiális biomassza C per talaj szerves C (MBC/SOC) szintén kiszámítottuk.

Savas foszfatáz enzimaktivitás vizsgálata

A savas foszfatáz-aktivitást (APA = acid phosphatase activity) Tabatabai & Bremner (1969) szerint mértük 1 g nedves friss talajból a talaj pH 5,5-re történő beállítása után. A pufferolt p-nitrophenyl-foszfát hozzáadása után a talajmintákat 1 órán keresztül 37 °C-on inkubáltuk. A foszfomonoeszteráz aktivitás hatására felszabadul a nitrofenol, amelyet extrahálunk nátrium-hidroxiddal és fotometriásan mérjük 400 nm-en. Minden mérést 3 ismétlésben végeztünk.

Dehidrogenáz- enzimaktivitás vizsgálata

A talaj dehidrogenáz-aktivitását Casida et al. (1964) szerint mértük.

Statisztikai elemzések

A statisztikai elemzést R 4.1.2. programmal végeztük (R Core Team 2019), egytényezős varianciaanalízist a nagyhőrcsöki nehézfémterheléses kísérletben és kéttényezős varianciaanalízissel, amiben az 1. faktor a növényzeti sor (fűz 1, fűz 2 és kukorica), míg a 2. faktor a szennyezés (szennyezett vagy nem szennyezett zóna). Az adatok normalitásának (Shapiro-Wilk teszt) és a varianciák homogenitásának (Levene-teszt) ellenőrzése után, poszthoc tesztként Tukey HSD tesztet alkalmaztunk. A változók közötti korrelációkat Pearson-féle lineáris korrelációt számoltunk.

II.5. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

II.5.1. Nagyhörcsöki nehézfém-terhelés kísérlet eredményei

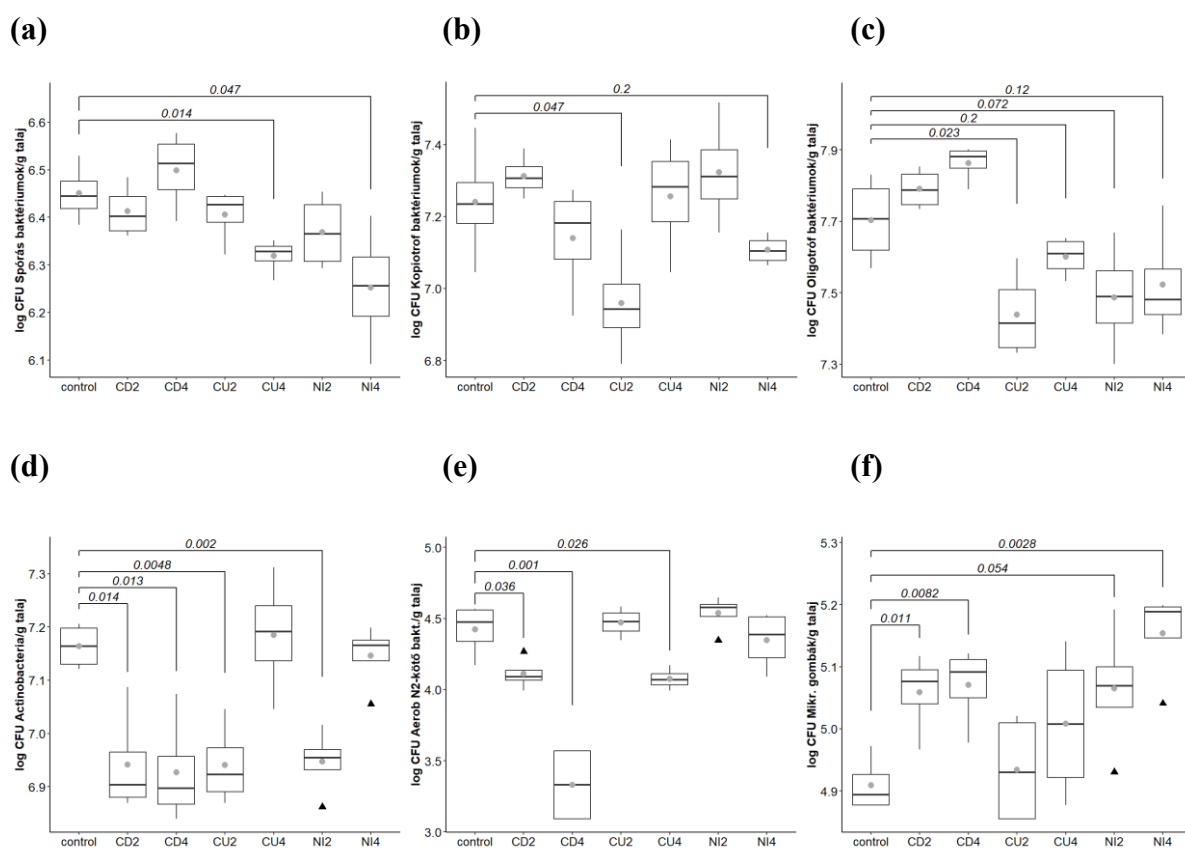
A nagyhörcsöki nehézfémterhelés kísérletben hat évvel a fémterhelést követően az alkalmazott fémek szignifikáns akkumulációt mutattak a talaj felső rétegében (**9. táblázat**). A fémek azonos adagjainak talajfelszínre történő kijuttatása az egyes fémeknél eltérő mértékű koncentrációnövekedést okozott a talaj felső rétegében. A 90 és 810 kg/ha kadmium kezelések 80- illetve 670-szeres növekedést okoztak a háttér koncentrációhoz képest. A réz azonos adagjai csak 2- illetve 9-szeres, míg a nikkel 2- illetve 6-szoros mértékben lépték túl a háttér koncentráció értékeit.

A mikroorganizmusok különböző csoportjai eltérő módon reagáltak a nehézfém terhelésre (**25. ábra**). A spóráképző baktériumok száma csak a CU4 és NI4 kezeléseknél volt szignifikánsan alacsonyabb a kontrollhoz képest (**25a. ábra**). A kopiotróf baktériumok száma csak az alacsony dóziszú réz kezelés (CU2) hatására csökkent le szignifikánsan (**25b. ábra**), míg az oligotrófok nagyobb érzékenységet mutattak a réz és nikkelterhelésre, az alacsonyabb dóziszú (CU2 és NI2) kezelések talajmintáiban szignifikánsan alacsonyabb számot mutatva, míg a nagyobb dóziszú kezelések (CU4 és NI4) és a kadmium kezelésű parcellákban számuk nem különbözött szignifikánsan a kontrollhoz képest (**25c. ábra**). Az aktinomiceták száma szignifikánsan lecsökkent mindkét kadmium (CD2 és CD4) és az alacsonyabb dóziszú nikkel és réz kezelés hatására (CU2 és NI2), de a nikkel és réz magas koncentrációja nem eredményezett szignifikáns eltérést a kontrollhoz képest (**25d. ábra**). A legmarkánsabb eltérést a szabadonélő aerob nitrogénközlő baktériumok számában tapasztaltuk a fémszennyezett talajokban, mindkét kadmiumkezelés (CD2 és CD4) továbbá a CU4 kezelés hatására mennyiségük szignifikánsan lecsökkent a kontrollhoz képest (**25e. ábra**). A mikroszkópikus gombák számában szignifikáns növekedést állapítottunk meg mindkét kadmium-kezelésű parcella talajában, ugyanakkor a réz-kezelésű parcellákban a mikroszkópikus gombák száma nem változott a kontrollhoz képest (**25f. ábra**).

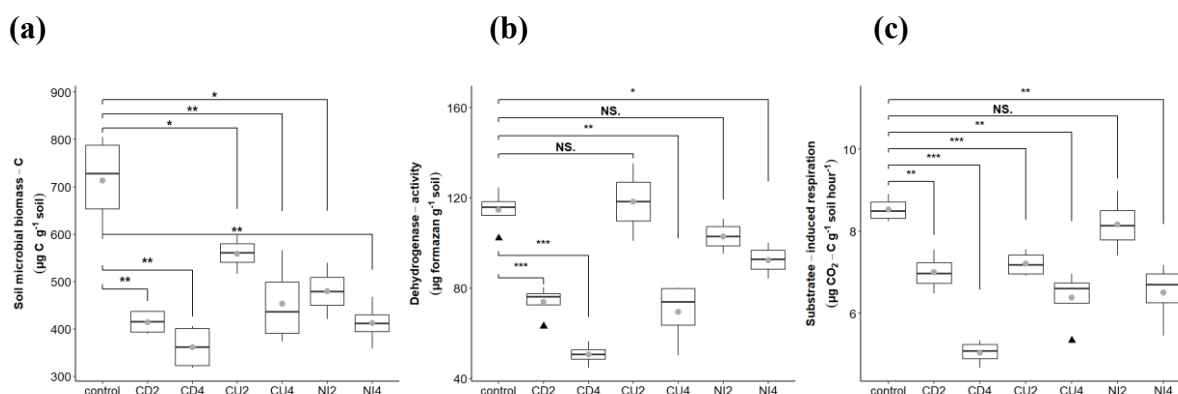
A talaj mikrobiális biomasza C valamennyi vizsgált, kezelt talajban szignifikánsan kisebb volt a kontrollhoz képest kloroform fumigációs extrakciós módszerrel nézve, a szubsztrát-indukált respirációs módszerrel a NI2 kezelés kivételével minden kezelés hatására szignifikáns csökkenést mértünk (**26. ábra**). A fémsókkal terhelt parcellák talajának dehidrogenáz-aktivitása szignifikánsan kisebb volt a kontrollhoz képest, kivéve a CU2 és NI2 kezeléseket, amelyek nem különböztek szignifikánsan a kontrollhoz képest (**26b. ábra**). A mikrobiális biomasza C/összes szerves C csökkent a növekvő fémterhelések hatására. A biomasza specifikus respiráció értékében csak a réz és nikkel magas koncentrációjánál kaptunk szignifikáns növekedést, a kadmiumnál nem.

9. táblázat. A talajmintákban mért összes elemtartalom értékei ICP-AAS módszerrel, 6 évvel a fémterhelést követően (Nagyhörcsök, 1997 november).

Kezelések	Cu (mg/kg talaj)	Cd (mg/kg talaj)	Ni (mg/kg talaj)
Kontroll	20,77	0,28	27,13
CD2	20,04	21,89	27,09
CD4	20,85	186,95	28,23
CU2	42,32	0,24	27,73
CU4	189,61	0,31	28,42
NI2	20,65	0,24	54,87
NI4	20,82	0,65	145,67



25. ábra. Néhány kitenyészthető baktériumcsoport és a mikroszkópikus gombák telepszáma logaritmusban (log CFU) a nagyhörcsöki nehézfémterheléses kísérlet egyes parcelláiból vett mintákban (1997 november). Vastag vízszintes vonal a median, szürke pötty az átlag, háromszög a kiugró érték (“outlier”), a függőleges vonalak a szórások; a kapcsos vonalak a minták közötti szignifikáns különbséget jelentik, a föléljük írt dőlt betűs szám a szignifikancia-szint (p) értékét jelölik. Kezelések: Kontroll= control, kadmium (CD2 és CD4), réz (CU2 és CU4), nikkel (NI2 és NI4), a 2-es 90 kg ha⁻¹ a 4-es 810 kg ha⁻¹ terhelést jelentenek.



26. ábra. A talaj mikrobiális biomassza C (a), dehidrogenáz-aktivitás (b) és a szubsztrát-indukált respiráció (c) a nagyhőrcsöki nehézfémterheléses kísérlet egyes parcelláiból vett mintákban (1997 november). Vastag vízszintes vonal a median, szürke pötty az átlag, háromszög a kiugró érték (“outlier”), a függőleges vonalak a szórások; a kapcsos vonalak a minták közötti szignifikáns különbséget jelentik, míg a kontrollhoz viszonyított szignifikáns eltérést a dobozok fölötti jelölés mutatja; NS. $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Kontroll= control, kadmium (CD2 és CD4), réz (CU2 és CU4), nikkel (NI2 és NI4), a 2-es 90kg ha⁻¹ a 4-es 810 kg ha⁻¹ terhelést jelentenek.

II.5.2. Gyöngyösorosi melletti fitoremediációs kísérlet eredményei

A talaj szerves C és a pH_{KCl} nem különbözött szignifikánsan a szennyezett és nem szennyezett zónák sem pedig a növényi sorok között. A talaj pH_{H2O} a szennyezett zónából származott talajokban szignifikánsan alacsonyabb volt, míg a növényi sorok között nem volt szignifikáns eltérés. Habár az Arany-féle kötöttség mind a három növényi sor esetében a szennyezett zónában alacsonyabb volt, de szignifikánsan csak a kukorica sor esetében különbözött. A vízzeloldható összes sótartalom mind a három növényi sor esetében a szennyezett zónából származó talajok vízzeloldható összes sótartalma szignifikánsan nagyobb volt a nem szennyezett zónából származó talajmintákban mért értékekhez viszonyítva. Bár a mésztartalom sok esetben csak nyomokban volt kimutatható, a kalcium-tartalom szignifikánsan nagyobb volt a szennyezett zóna talajmintáiban. Az összes foszfor- és összes kálium-tartalom a nem szennyezett zóna talajmintáiban volt szignifikánsan nagyobb (10. táblázat)

10. táblázat. A Gyöngyösorosi melletti fitoremediációs kísérlet helyszínéről gyűjtött talajminták főbb fizikai és kémiai tulajdonságai (Kató föld, Gyöngyösorosi, 2004)

Talaj kód	Szerves C (%)	pH _{H2O}	pH _{KCl}	K _A	Összes só (%)	Ca [#]	P [#]	K [#]
Cunp	2,05±0,05 ^a	7,4±0,0 ^a	6,6±0,0 ^a	46±0 ^a	0,07±0,01 ^a	10132±689 ^{ab}	1104±46 ^b	11211±1893 ^b
Cp	1,45±0,33 ^a	6,7±0,3 ^b	6,3±0,4 ^a	33±1 ^b	0,11±0,01 ^b	17192±90 ^b	695±22 ^a	4652±538 ^a
W1unp	1,92±0,46 ^a	7,3±0,1 ^a	6,6±0,2 ^a	49±2 ^a	0,08±0,01 ^a	9163±956 ^a	1119±120 ^b	11205±1970 ^b
W1p	1,94±0,14 ^a	6,7±0,0 ^b	6,4±0,1 ^a	44±1 ^a	0,13±0,01 ^b	16603±5886 ^b	833±17 ^{ab}	5381±1307 ^a
W2unp	2,05±0,30 ^a	7,3±0,1 ^a	6,6±0,0 ^a	48±3 ^a	0,08±0,02 ^a	9688±117 ^a	1105±49 ^b	11073±397 ^b
W2p	1,58±0,48 ^a	6,8±0,3 ^b	6,6±0,3 ^a	45±3 ^a	0,13±0,00 ^b	21226±3374 ^b	733±258 ^a	4557±792 ^a

[#] A koncentrációk mg kg⁻¹; átlagok ± szórás ($n = 3$), a szórások mögötti eltérő betűjelek szignifikáns eltérést jeleznek ($p < 0,05$) a talajok között. A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz 1 nem szennyezett (W1unp), fűz 1 szennyezett (W1p), fűz 2 nem szennyezett (W2unp), fűz 2 szennyezett (W2p).

A talaj As-, Pb-, Hg-, Zn-, Cu, Cd- és Ca-tartalma szignifikánsan magasabb volt a szennyezett zónából származó talajmintákban (**11. táblázat**). A higanytartalom 0,9–1,8, 1,3–3,1 és 1,3–6 ppm között volt a fűz 1, fűz 2 és kukorica sorok esetében a szennyezett zónában, míg a nem szennyezett zónában minden sorban a kimutatási határérték (0,12 ppm) alatt volt. A fűz 2 sor tartalmazta átlagosan a legnagyobb mennyiségben a szennyező elemeket, a higany kivételével, de ezek szignifikánsan nem különböztek a fűz 1 és a kukorica soron mért átlagértékektől (**11. táblázat**). Továbbá rendkívül nagy volt a különbség a szennyezett és nem szennyezett zóna kéntartalmában. A szennyezett zónában 16546 ± 6125 mg S kg^{-1} míg a nem szennyezett zónában 495 ± 92 mg S kg^{-1} értékeket kaptunk. A potenciálisan toxikus elemek biológiai hozzáférését jobban jellemző Lakanen–Erviö (LE) kivonat elem koncentrációi, mint a királyvizes kivonatból mért összes elemtartalom (**12. táblázat**). A higany koncentrációja az LE-kivonatokban minden esetben a kimutathatósági határérték alatt maradt. A Cd, Pb, Zn, és Cu LE-extraktumban mért koncentrációja a szennyezett zónából származó valamennyi minta esetében szignifikánsan nagyobb volt, mint a nem szennyezett minták talajaiban, de az As esetében nem volt szignifikáns eltérés. A fűz 2 szennyezett zónájában az LE-extraktum Cd és Zn koncentrációja szignifikánsan nagyobb volt mint a kukorica sor szennyezett zónájában, míg a fűz-1 sor szennyezett zónájából származó minták a fűz 2 és kukorica értékei között helyezkedtek el, és egyiktől sem különböztek szignifikánsan.

11. táblázat. A talajminták potenciálisan toxikus elemek királyvizes kivonatából meghatározott koncentrációk a telepített növény sorok szennyezett és nem szennyezett zónáiból származó talajmintákban (Kató föld, Gyöngyösoroszi, 2004).

Talaj kód	Cd	Hg	Pb	Zn	As	Cu
Cunp	0,59±0,06 ^a	<0,12±0,0 ^a	52±4,7 ^a	214±26 ^a	22,5±0,4 ^a	101±7,1 ^a
Cp	17,97±2,12 ^b	3,33±2,38 ^b	955±203 ^b	3283±315 ^b	252±56 ^b	276±44 ^b
W1unp	0,62±0,29 ^a	<0,12±0,0 ^a	49±15 ^a	205±67 ^a	23,1±2,1 ^a	83±19 ^a
W1p	16,16±3,93 ^b	1,50±0,48 ^b	1251±468 ^b	2748±507 ^b	189±37 ^b	279±71 ^b
W2unp	0,79±0,23 ^a	<0,12±0,0 ^a	56±8,7 ^a	239±40 ^a	23,0±1,4 ^a	93±10 ^a
W2p	21,03±6,93 ^b	2,16±0,91 ^b	1995±822 ^b	3417±906 ^b	257±77 ^b	385±99 ^b
MAC	1	0.5	100	200	15	75

A koncentrációk mg kg^{-1} ; átlagok $\pm$ szórás ($n = 3$), a szórások utáni eltérő betűk szignifikáns különbséget jelentenek ($p < 0,05$) a talajok között. MAC – megengedett maximum koncentráció geológiai közegre a Környezetvédelmi és Vízügyi, az Egészségügyi, és a Mezőgazdasági és Vidékfejlesztési minisztériumok által jegyzett 6/2009 (14.04.2009), rendelet 1.sz. mellékletében felsorolt "B"-értékek (6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM). A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz 1 nem szennyezett (W1unp), fűz 1 szennyezett (W1p), fűz 2 nem szennyezett (W2unp), fűz 2 szennyezett (W2p).

A talaj alaprespirációja marginálisan ($p = 0,079$) nagyobb volt a szennyezett zónában, mint a nem szennyezettben, míg a növényi sorok között a különbség szignifikáns volt ($p = 0,002$). De a Tukey posthoc teszt alapján nem volt szignifikáns különbség a minták között (**27a. ábra**).

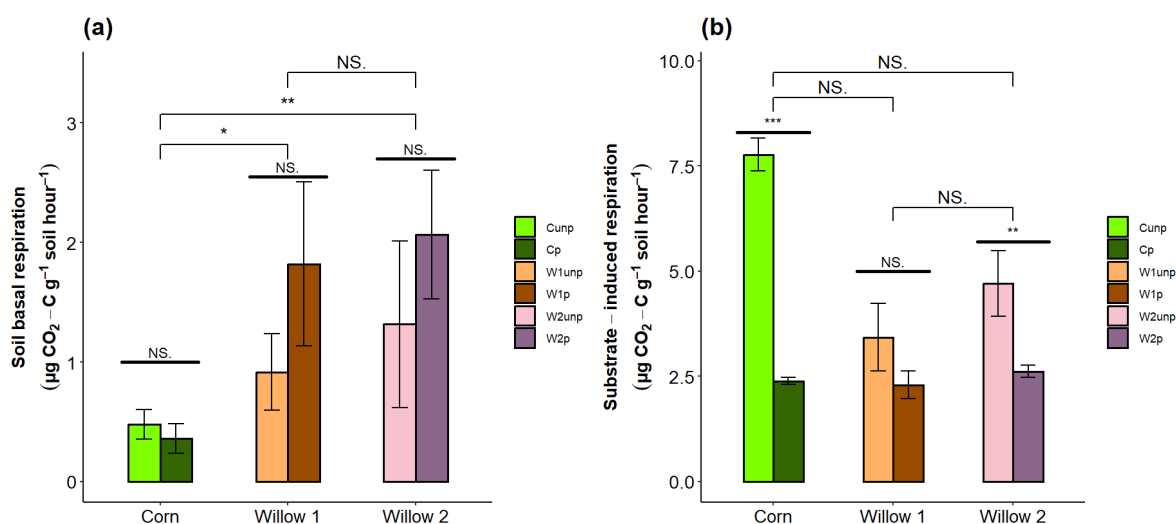
12. táblázat. A talajminták potenciálisan toxikus elemek Lakanen–Erviö kivonatából meghatározott koncentrációk a telepített növény sorok szennyezett és nem szennyezett zónáiból származó talajmintákban (Kató föld, Gyöngyösorszi, 2004).

Talaj kód	Cd	Hg	Pb	Zn	As	Cu
Cunp	0,469±0,037 ^a	<dl	23,0±4,36 ^a	67,3±5,51 ^a	0,87±0,06 ^a	46,7±4,13 ^a
Cp	7,083±0,516 ^b	<dl	312±39,0 ^b	1007±66,3 ^b	1,77±0,15 ^a	84,8±15,7 ^b
W1unp	0,505±0,200 ^a	<dl	22,0±5,57 ^a	68,3±32,0 ^a	1,33±0,50 ^a	44,0±5,08 ^a
W1p	9,685±1,913 ^{bc}	<dl	391±144 ^b	1519±384 ^{bc}	1,90±0,30 ^a	106±27,3 ^b
W2unp	0,631±0,196 ^a	<dl	25,0±5,20 ^a	85,3±19,7 ^a	1,06±0,35 ^a	45,9±2,43 ^a
W2p	11,78±2,806 ^c	<dl	578±269 ^b	2075±742 ^c	1,90±0,92 ^a	114±12,6 ^b

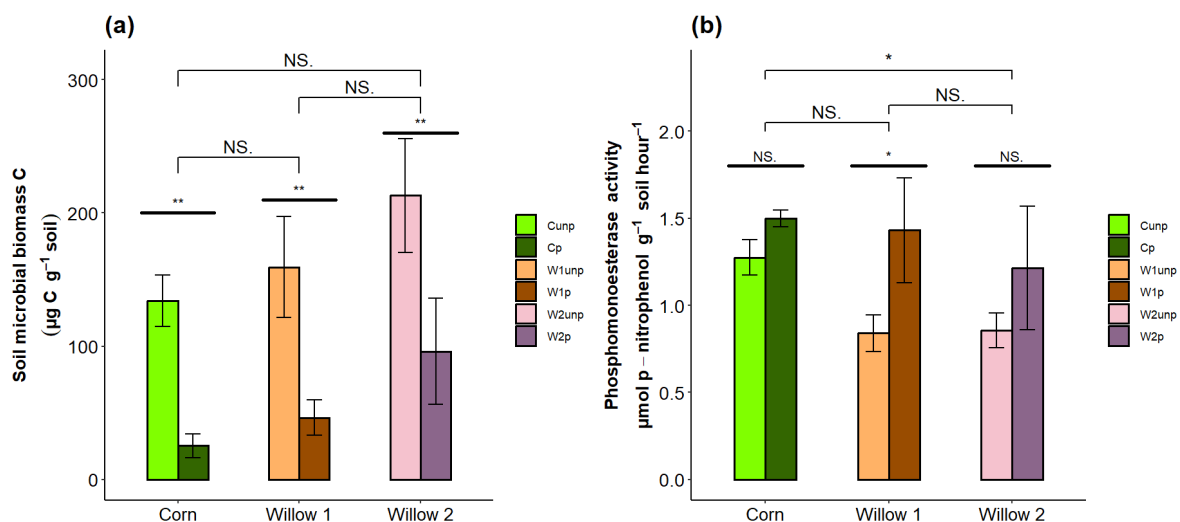
dl – kimutatási határ; koncentrációk mg kg⁻¹; átlagok ± szórás (*n* = 3), a szórások utáni eltérő betűk szignifikáns különbséget jelentenek (*p* < 0,05) a talajok között. A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz 1 nem szennyezett (W1unp), fűz 1 szennyezett (W1p), fűz 2 nem szennyezett (W2unp), fűz 2 szennyezett (W2p).

A szubsztrát-indukált respiráció (SIR), amelyben glükózt használtunk szubsztrátként, nem mutatott szignifikáns különbséget a növényi sorok között, de a SIR szignifikánsan magasabb volt a kukorica sor, valamint a fűz-2 sor nem szennyezett zónájából származó talajmintákban a szennyezett talajban mért értékekhez képest (**27b. ábra**).

A talaj mikrobiális biomassza C az összes növény sorban a szennyezett zónában szignifikánsan nagyobb volt, mint a nem szennyezett zónában (**28a ábra**). A foszfatáz enzimaktivitás a fűz-1 sor szennyezett zónájának mintáiban szignifikánsan magasabb volt a nem szennyezett zóna mintáinál, de a fűz-2 sor és a kukorica sor szennyezett és nem szennyezett zónájának talajai között a foszfatáz aktivitás nem mutatott szignifikáns eltérést (**28b. ábra**).



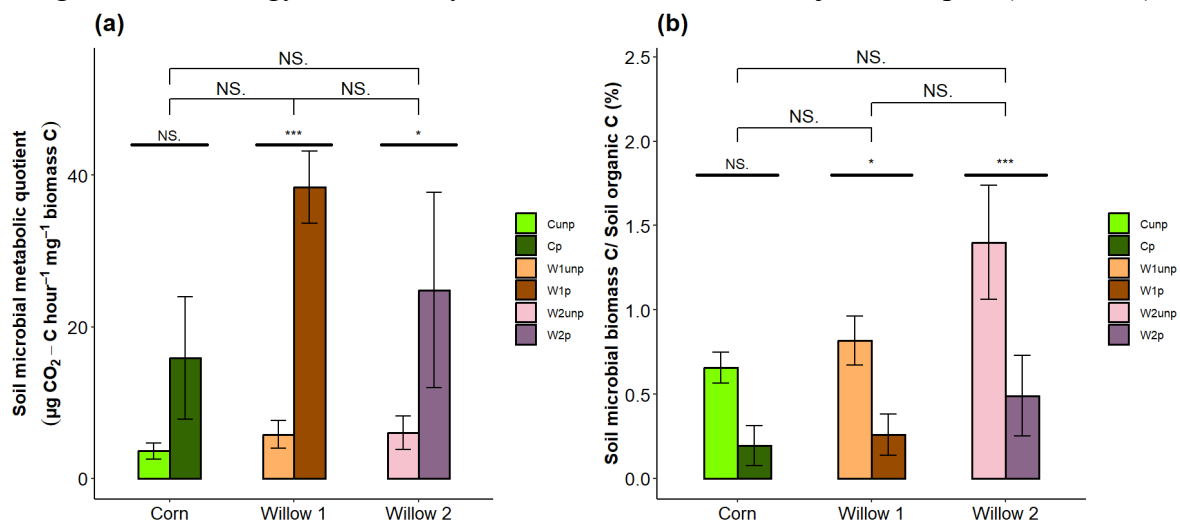
27. ábra. Átlagok ± szórások a talaj alaprespirációja (a) és a szubsztrát-indukált respiráció (b) a kísérleti területről származó mintáknál (Gyöngyösorszi, 2004). A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz-1 nem szennyezett (W1unp), fűz-1 szennyezett (W1p), fűz-2 nem szennyezett (W2unp), fűz-2 szennyezett (W2p). A telepített növényi sorok közötti szignifikancia-szintet a vízszintes kapcsos vonal jelzi, míg a szennyezett és nem szennyezett zónák közötti szignifikáns eltérést az oszlopok fölötti fekete vonal jelzi; NS. *p* > 0,05; * *p* < 0,05; ** *p* < 0,01; *** *p* < 0,001.



28. ábra. Átlagok $\pm$ szórások a talaj mikrobiális biomassza C **(a)** és a talaj foszfomonoeszteráz-aktivitása **(b)** a kísérleti területéről származó mintáknál (Gyöngyöses, 2004). A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz-1 nem szennyezett (W1unp), fűz-1 szennyezett (W1p), fűz-2 nem szennyezett (W2unp), fűz-2 szennyezett (W2p). A telepített növényi sorok közötti szignifikancia-szintet a vízszintes kapcsos vonal jelzi, míg a szennyezett és nem szennyezett zónák közötti szignifikáns eltérést az oszlopok fölötti fekete vonal jelzi; NS. $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

A metabolikus kvóciens ($q\text{CO}_2$) és a mikrobiális biomassza C/ talaj szerves C (MBC/SOC) nem tér el szignifikánsan a telepített növényssorok között **(29. ábra)**.

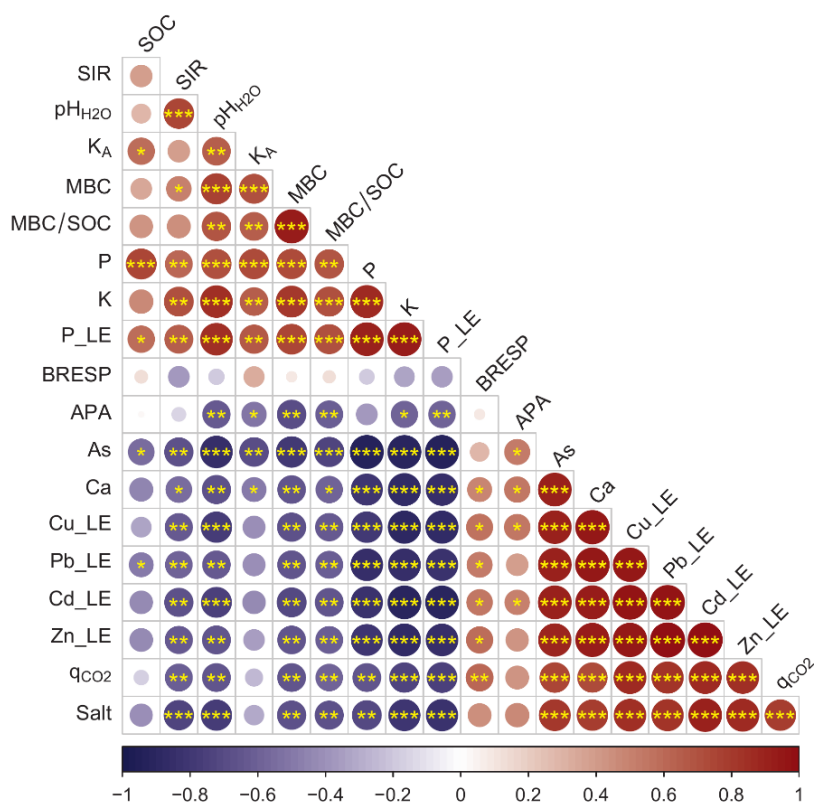
A $q\text{CO}_2$ szignifikánsan magasabb volt a fűz-1 és fűz-2 sorok szennyezett zónájából származó talajokban, míg a kukorica sorból származó talajban marginálisan volt szignifikánsan nagyobb **(29a. ábra)**. A $q\text{CO}_2$ -höz hasonlóan csak ellentétes irányban a MBC/SOC a nem szennyezett fűz-1 és fűz-2 sor talajmintáiban volt szignifikánsan nagyobb, és a kukoricasorban csak marginálisan volt nagyobb a szennyezett zónából származó talajokhoz képest **(29b. ábra)**.



29. ábra. Átlagok $\pm$ szórások a talaj metabolikus kvóciense ($q\text{CO}_2$) **(a)** és a talaj mikrobiális biomassza C / talaj szerves C (MBC/SOC) **(b)** a kísérleti területéről származó mintáknál (Gyöngyöses, 2004). A talajminták jelölései: kukorica nem szennyezett (Cunp), kukorica szennyezett (Cp), fűz-1 nem szennyezett (W1unp), fűz-1 szennyezett (W1p), fűz-2 nem szennyezett (W2unp), fűz-2 szennyezett (W2p). A telepített növényi sorok közötti szignifikancia-szintet a vízszintes kapcsos vnal jelzi, míg a szennyezett és nem szennyezett zónák közötti szignifikáns eltérést az oszlopok fölötti fekete vonal jelzi; NS. $p > 0,05$; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

A korrelációs elemzés eredménye számos szignifikáns kapcsolatot mutatott a vizsgált talajfizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok között (**30. ábra**). Az Arany-féle kötöttség (K_A) negatív korrelációban állt a Cd, Pb, Zn, As és Cu koncentrációjával, de pozitív korrelációban állt a talaj szervesanyaggal, az összes foszforral, és a pH-val. Pozitív korreláció volt az összes sótartalom és a toxikus elemek (Cd, Pb, Zn, Cu és As) koncentrációja között, és negatív korrelációban állt a foszfortartalommal (**30. ábra**). Szignifikáns pozitív korreláció volt a kulcsfontosságú szennyező elemtartalmak (Zn, Pb, Cd, Cu, As) között.

A szubsztrát-indukált respiráció (SIR) pozitív korrelációban volt a kloroform-fumigációs extrakciós módszerrel meghatározott mikrobiális biomassza C-nel, a MBC/SOC-al, pH-val, a LE-P-ral, míg negatív korrelációban volt a qCO_2 -vel, az összes sótartalommal, a Cd, Pb, Zn, As, és Cu tartalommal. A talaj mikrobiális biomassza C is negatív korrelációban volt a qCO_2 -vel és a foszfatáz-aktivitással, az összes sóval, a Cd, Pb, Zn, As, és Cu tartalommal, míg pozitív korrelációban a pH-val, az Arany-féle kötöttséggel és a LE-P-al. A foszfatáz-aktivitás (APA) negatív korrelációban volt a LE-P-al, az MBC, MBC/SOC és az Arany-féle kötöttségi számmal, pozitív korrelációban volt a toxikus elemek (Cd, Pb, Zn, As, és Cu) mennyiségével (**30. ábra**).



30. ábra. Pearson-féle korreláció a talajok fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai között (Gyöngyösorosi, 2004. fitoremediációs kísérlet). A szignifikáns korrelációkat csillagok jelzik; * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$. Rövidítések: (APA – savas foszomonoeszteráz-aktivitás; BRESP – talaj alaprespiráció; qCO_2 – metabolikus kvóciens; SIR – szubsztrát-indukált respiráció; MBC – talaj mikrobiális biomassza C; SOC – Talaj szerves C; K_A – Arany-féle kötöttségi szám; Salt – összes vízzoldható só; As – arzén; Ca – kalcium; Cu_LE – réz; Pb_LE – ólom; Cd_LE – kadmium; Zn_LE – cink; P_LE – foszfor. LE = Lakanen-Erviö kivonatból; az elemek LE-jelzés nélkül a királyvizes kivonattal kapott elemkoncentrációt jelentik.

II.5.3. Az eredmények megvitatása

A talajminőség állapotának értékelésére szolgáló biológiai és biokémiai mutatók kifejlesztése egyre fontosabb kutatási terület, és a döntéshozók érdeklődését is felkeltette (Römbke et al. 2016). Közismert, hogy a talaj élővilága jelentős szereppel bír számos talajfolyamatban, és számos ökoszisztéma-szolgáltatáshoz járul hozzá, például a tápanyagok átalakítása, a víz- és levegőtisztítás, valamint a szénmegkötés (Niemeyer 2012), ezért az élő szervezetekre potenciálisan mérgező nehézfémekkel történő talajszennyezés káros változásokat okozhat a talajfolyamatokban (Giller et al. 2009). Rengeteg tanulmány foglalkozott a talajt ért nehézfém-szennyezés mikroorganizmusokra gyakorolt negatív hatásaival (mikrobiális biomassza, enzimaktivitás és diverzitás csökkenés), ugyanakkor például Yáñez et al. (2022) különböző mértékben rézzel szennyezett 84 talajminta vizsgálata alapján fémtoxicitásra utaló megbízható mikrobiális indikációt nem tudott megállapítani.

A nagyhorcsöki nehézfém terheléses kísérletben hat évvel a kezelés után megállapítottuk, hogy a kopiotróf baktériumok száma csak az alacsony dózisu réz kezelés hatására csökkent le szignifikánsan, míg az oligotrófok nagyobb érzékenységet mutattak a réz- és nikkelterhelésre. Ugyanakkor a kadmium legnagyobb dózisa mellett számuk megnőtt. Ez talán azzal magyarázható, hogy az extrém magas kadmium koncentráció rendkívül erős szelekciós nyomást gyakorolt a mikroorganizmusokra lecsökkentve a fajok közötti kompetíciót így bizonyos baktériumok jobban elszaporodhattak. A kitenyészthető baktériumszám csökkenését nehézfémekkel szennyezett talajokban más vizsgálat is alátámasztotta (Mikanová et al. 2001) A nagyhorcsöki nehézfémterheléses kísérletben vizsgált nehézfémek közül a kadmium a legveszélyesebb, mivel könnyen felvehető a növények számára, akkumulálódik bennük így a táplálékláncba is könnyen bekerül (Máthéné Gáspár et al. 2004). A nagyhorcsöki nehézfémterheléses kísérletből származó talajmintákból beállított tenyészedény kísérletben árpa növényvel az AM spóraszámban csökkenést regisztráltak még 12 évvel a kezelést követően is, egyedül csak a nikkel-szulfáttal kezelt talajban tapasztaltak spóraszám növekedést a kontrollhoz képest, ugyanakkor a mikorrhizás gombakolonizáció csak a Cd fém kezelés hatására mutatott csökkenést a kontrollhoz viszonyítva, továbbá az arbuszkulumok számát a nagyobb fémdózis szinte minden esetben csökkentette az alacsonyabb dózishoz képest (Bíró et al. 2005, Bíró et al. 2010).

A gyöngyösoroszi melletti fitoremediációs kísérletben hat potenciálisan alkalmazható talajbiológiai indikátort vizsgáltunk, annak a megállapítására, hogy azok változnak-e a potenciálisan toxikus elemek felhalmozódásának következményeként a Toka-patak ártéri talajában. A három ültetvénysorból (kukorica, fűz 1, fűz 2) vett talajminták a távolabb vett mintákhoz képest megnövekedett nehézfém-, arzén- és kén tartalmat mutattak, ami arra utal, hogy az áradás jelentősen szennyezte az árterület egy részét a patak közelében. A szervesetlen szennyező anyagok elemkoncentrációja több mint tízszer nagyobb volt a szennyezett zónában a nem szennyezethez képest, és jóval meghaladta a rendeletben geológiai közegre megadott megengedhető maximális értéket az ólomra, cinkre, higanyra, kadmiumra, rézre és arzénre vonatkozóan. Ez a megfigyelés nem csak az általunk vizsgált Kató néni földjén volt tapasztalható, hanem a Toka-patak mentén nagyon sok vizsgált helyszínen (Horváth & Gruiz 1996; Kovács et al. 2012). A lerakódott üledék homokos jellegű volt, ami alacsonyabb Arany-féle kötöttségi számot (K_A), valamint alacsonyabb összes foszfor- és káliumszintet eredményezett a szennyezett zóna talajmintáiban. Korábbi adatok szerint a talaj pH-ja

magasabb volt ezen a helyszínen, mint a Toka-patak mentén található többi helyszínen, amit a kén oxidációját eredményező víztisztító meszezési technológia alkalmazásának tulajdonítottak (Horváth & Gruiz 1996). Az arzén oldhatóságát erősen befolyásolják a talaj tulajdonságai (Romero-Freire et al. 2016), a legalacsonyabb oldható As-koncentráció az agyagos és vasban gazdag mintákban volt. A vas-oxidok jelenléte a talajokban növeli a talajok As visszatartó képességét (Aguilar et al. 2007). A növekvő karbonát- és szerves C-tartalmú talajok csökkentik a Pb, Zn és Cu oldhatóságát a fémekkel szennyezett talajokban (Kabata-Pendias 2011; Ivezic et al. 2012). A fémszulfidok oxidációja az ártéren lerakódott üledéken belül a talaj pH-t savas irányban eltolta. Ez viszont hozzájárult a szulfidok oldhatóságának növekedéséhez, és következésképpen a bennük lévő fémek jobban felvehetővé válhatnak a növények és a mikrobák számára. Korábbi jelentések jól dokumentálták, hogy a színesfémek bányászatával érintett talajok nehézfém-szennyezettsége, például Cu, Zn, Pb és Cd, a szukráz-, ureáz- és savas foszfatáz-aktivitás, MBC, MBN, MBP és N-mineralizáció csökkenését, valamint az alaplégzés és a qCO_2 növekedését eredményezte (Renella et al. 2003, 2005, Liao & Xie 2005, Wang et al. 2007, Zhang et al. 2008, Papa et al. 2010, Zhang et al. 2010).

A talaj alaprespiráció definíció szerint a talajban a légzés statikus mértéke, amely a talaj szerves anyagának mineralizációjából származik, és az oxigén-fogyasztás vagy a CO_2 -termelés sebességéből mérhető (Pell et al. 2006). A talaj alaprespiráció a leggyakrabban használt tulajdonság a talajmikrobióta aktivitásában bekövetkező változások számszerűsítésére (Winding et al. 2005). A talaj alaprespiráció mérését számos kutatásban alkalmazták, és mind a talajmikrobiális légzés, mind a szervesanyag-mineralizáció általánosan elfogadott kulcsindikátoraként szerepel a talajminőség változásának értékelésében (Creamer et al. 2014). Ismert, hogy a talajok alaprespirációja erősen korrelál a talaj szerves anyagával, továbbá befolyásolja még a talaj pH-ja, sótartalma és szerkezete is (Setia et al. 2010, Yang et al. 2020). A szennyező anyagok hatása a talajok alaprespirációjára azonban meglehetősen ellentmondásos (Romero-Freire et al. 2016), ami eltérő irányú, – növekvő vagy csökkenő – légzési reakciót eredményezhet. Így egyes vizsgálatokban nem találtak csökkenést a talajlégzés mérésekor a szennyezés szintjének növekedésével (Wakelin et al. 2010, Zornoza et al. 2015). Nem tapasztaltak gátlást a talajlégzésben a talaj arzénszennyezésének hatására (Turpeinen et al. 2004). Más vizsgálatokban a fémekkel szennyezett talajok magasabb légzési aktivitást mutattak, mint a nem szennyezett talajok (Dinesh et al. 2013). A talaj szervesanyag-tartalmának növekedése, vagy a szerves anyag talajba juttatása általában jobb tápanyag-ellátottságot jelent a mikroorganizmusok számára, ami elősegítheti, hogy megbirkózzanak a fémszennyezés okozta stresszel, ami szintén a mikrobiális aktivitás növekedéséhez vezethet (Moreno et al. 2009, Minkita et al. 2013). Vizsgálatunkban a fémekkel szennyezett árterületi talajokban nem volt jelentős változás a talaj alaplégzési arányában a szennyezetlen zóna talajához képest, bár a talaj alaplégzésének mértéke mindkét fűzzel beültetett parcellában (fűz 1 és fűz 2) szignifikánsan nagyobb volt, mint a kukorica sorban, ami nem magyarázható az ültetvények közötti szerves C, pH vagy talajszerkezeti különbségekkel, így erre a kérdésre nehéz magyarázatot találni. A talaj átlagos alaprespiráció sebessége mindkét fűzfásorban magasabb volt a fémekkel szennyezett zónában, mint a nem szennyezett zónában, de ez nem volt szignifikáns $p = 0,05$ -nél, valószínűleg a minták közötti nagy szórás miatt, amely feltehetően a szennyeződés egyenetlen eloszlásából adódhatott.

A talaj mikrobiális biomassza C-t kétféle közvetett módszerrel határoztuk meg, a kloroform fumigációs extrakcióval (CFE) és a szubsztrát-indukált légzéssel (SIR). A nehézfém-szennyezés bizonyítottan csökkenti a talaj mikrobiális biomasszáját, amint azt számos vizsgálatban kimutatták (Liao & Xie 2007, Wang et al. 2007, Papa et al. 2010, Zhang et al. 2010), ami arra utal, hogy ez a nehézfémekkel szennyezett talajok jó indikátora lehet. A gyöngyöses talajokban CFE-módszerrel a talaj mikrobiális C biomassza csökkenését tapasztaltuk a fémekkel szennyezett zónában a szennyezetlen zónához képest minden vizsgált növényi sorban, de a SIR módszerrel a kukorica és a fű 2 sor szennyezett zónája szignifikáns csökkenést mutatott a szennyezetlen zónához képest, míg a fű 1 nem. A nehézfémstressznek kitett talajokban a mikroorganizmusok képesek lehetnek arra, hogy a növekedésükről a sejtfenntartó funkcióik felé tereljék az energiát (Killham, 1985). Ráadásul a szennyezett talajokban a mikroorganizmusoknak több energiára van szükségük a túléléshez a zord körülmények miatt. Ezért az energia nagyobb százaléka elvész, ami azt eredményezi, hogy kevesebb C, N és P épül be a sejtek szerves összetevőibe (Mikanová, 2006), vagyis kevesebb új biomassza képződik egy időegység alatt. Ezek az eredmények nem álltak összhangban Wang és munkatársainak (2009) vizsgálataival, amelyben a talaj mikrobiális biomassza C-je nem korrelált a nehézfémekkel, és ezért nem javasolták érzékeny indikátorként a nehézfém-szennyezés környezeti hatásainak értékelésére. Az oligotróf baktériumok voltak az egyetlen olyan csoport, amely szignifikáns negatív korrelációt mutatott a talaj nehézfém-tartalmával. Emellett a könnyen felvehető és az összes Pb és Cu aránya negatív korrelációt mutatott a szubsztrát-indukált légzési sebességgel (Zhang et al. 2006).

A talaj MBC és SOC arányát a talaj ökoszisztéma érettségének értékelésére és a nehézfém stressz jelzésére is javasolják. A talaj MBC/SOC aránya a talaj mikroorganizmusok számára rendelkezésre álló relatív szubsztrát elérhetőségének mutatója (Anderson & Domsch 1987), a légzés és a biomassza szén aránya pedig a szubsztráthasznosítás hatékonyságának és ezáltal a mikrobiális stressznek fontos mutatója (Anderson & Domsch 1990, Anderson & Joergensen 1997). A gyöngyöses talajok vizsgálatában az átlagos MBC/SOC arány a szennyezett zónában minden növényi sorban 0,5% alá csökkent, míg a nem szennyezett zónában ez az arány átlagosan 0,5% felett volt. A qCO_2 -hez hasonlóan a szennyezett és a nem szennyezett sorok közötti különbség szignifikáns volt a fű 1 és fű 2 sorokban, de a kukorica sorban nem. A MBC/SOC csökkent a növekvő fémterhelések hatására a nagyhorcsői nehézfémterheléses kísérletben is. Számos tanulmányban szintén megfigyelték a MBC/SOC csökkenését nehézfém-terhelés hatására (Fliessbach et al. 1994, Aoyama & Nagumo 1996, Aceves et al. 1999, Vásquez-Murrieta et al. 2006, Shukurov et al. 2006).

A metabolikus kvóciens (qCO_2) a talajban található mikroorganizmusok élettani jellemzőinek mutatója, és a környezeti feltételek mikrobiális biomasszára gyakorolt hatásának értékelésére szolgál (Vance et al. 1987, Anderson & Domsch 2010, Ashraf et al. 2022). Ez a paraméter lehetővé teszi az ökoszisztémák érettségi szintjeinek megkülönböztetését, mivel magában foglalja azt a feltételezést, hogy az érett ökoszisztémákban az élőlények kevesebbet lélegeznek biomasszaegységenként, mivel kevesebb energiát fordítanak az anyagcserére (Bardgett & Sagar 1994). A magas respirációs ráta vagy ökológiai rendellenességre, vagy az ökoszisztéma magas termelékenységére utalhat (Islam et al. 2000). Az egységnyi mikrobiális biomasszára jutó légzési sebesség vagy a metabolikus hányados (qCO_2) egy könnyen értelmezhető változó. A qCO_2 -t mikrobiális stresszmutatóként is használhatják, és

"mikrobiális hatékonyságként" értelmezhetik (Szili-Kovács et al. 2011). Ez azért van így, mert a metabolikus aktivitás fenntartásához szükséges energiát méri az új biomassza szintéziséhez szükséges energiához képest (Bardgett & Sagar 1994). Ezért a stressznek kitett talajok magasabb qCO_2 -értékeket mutathatnak, mint a nem stresszelt talajok (Garcia et al. 2002). Az ültetvényekben a megnövekedett qCO_2 -szintek stressz alatt álló mikrobiális közösségre utalhattak, amelynek magas a fenntartási szénigénye (Dinesh et al. 2013).

Vizsgálatunkban a qCO_2 szignifikánsan magasabb volt a fűz 1 és a fűz 2 szennyezett zónában, mint a nem szennyezett zónában, míg a kukoricásor zónái között nem találtunk szignifikáns különbséget. A qCO_2 szórása mindegyik ültetvényben magasabb volt a szennyezett zónákban, minden ültetvénysorban a nem szennyezethez képest. Ez arra utal, hogy a fémszennyezés a szennyezett zónákban eltérő módon hat a qCO_2 változására, de minden esetben a qCO_2 átlagos növekedése volt megfigyelhető nehézfém stresszhelyzetben.

A talaj enzimaktivitásokat is jó talajminőség- és egészségmutatóknak tekintik, mivel érzékenyek a nehézfém-szennyezésre (Aponte et al. 2020). Egy metaanalízis során két endoenzim: az arilszulfatáz és a dehidrogenáz aktivitását találták a talajban található nehézfémekre leginkább érzékenynek (Aponte et al. 2020). Más enzimek kétszer kisebb mértékű csökkenést mutattak, amelyek főként exoenzimek, mint a β -glükózidáz, az ureáz, a savas foszfatáz és az alkalikus foszfatáz. A dehidrogenáz aktivitás csökkenését tapasztalták két különböző nikkellel szennyezett talajnál (Šimon et al. 1998). A nehézfém-szennyezés enzimaktivitásra gyakorolt negatív hatása gyengülhet, mivel ezek az enzimek stabilizálódhatnak az agyag és a szerves anyagok felületén, hosszabb időre megőrizve aktivitásukat.

A talajminták biokémiai paraméterei azt mutatták, hogy a talaj magas nehézfém-tartalma és alacsony foszfortartalma kölcsönhatásban állhat egymással. Ekenler és Tabatabai (2002) a káros hatást azzal magyarázta, hogy a fémionok az enzimek szulfhidrilcsoportjaival reagálva fémszulfidokat képezve inaktíválhatják az enzimeket. Az enzimekben lévő szulfhidrilcsoportok a katalitikus aktív helyek alapvető összetevőiként vagy az enzimfehérje megfelelő szerkezeti kapcsolatának fenntartásában részt vevő csoportokként működhetnek. A fémek úgy is gátolhatják az enzimeket, hogy komplexet képeznek a szubsztráttal vagy reagálnak az enzim-szubsztrát komplexszel (Hinojosa et al. 2004). A talajban lévő enzimek aktiválódása a mikrobiális összetétel szerkezetének megváltozására vezethető vissza a nehézfémeknek való tartós kitettség után. Az alacsonyabb enzimaktivitás a nehézfémek elviseléséhez szükséges fiziológiai alkalmazkodásra fordított energia miatt is bekövetkezhet. Ezek az adaptációk magukban foglalják az intra- és extracelluláris fémeket megkötő fehérjék vagy szacharidek szintézisét, valamint a fémek mikrobiális felületen történő kicsapódását vagy csapdába ejtését célzó biokémiai reakciókat (Renella et al. 2005). A nehézfémek talajenzim-aktivitásra gyakorolt hatása jellemzően a talaj olyan kulcsfontosságú jellemzőihez kapcsolódik, mint az agyagtartalom, a SOC és a pH (Kizilkaya et al. 2004). Ebben a vizsgálatban az APA gyenge negatív korrelációt mutatott a talaj Arany-féle kötöttségi értékével; nem volt korrelációban a SOC értékkel, és gyenge negatív korreláció mutatkozott a talaj pH értékével. A magas fémtartalom jelentősen serkentette az APA-t, de feltételezhető, hogy a szennyezett talajokban a talaj foszfor-tartalom alacsonyabb hozzáférhetősége is az APA növekedését okozhatta. Renella és munkatársai (2003) arról számoltak be, hogy az alkalikus foszfatáz érzékenyebb volt a savas talajban, míg a savas foszfatáz érzékenyebb volt az alkalikus talajban. Jól ismert, hogy

a mikrobiális biotartomány és aktivitás elsősorban a talaj szerves szénjétől, az agyagtartalomtól és a pH-tól függ (Anderson & Domsch 2010). Ennek megfelelően vizsgálatainkban pozitív korreláció mutatkozott az MBC és a talaj K_A szám között, és az MBC valamint a talaj pH között is. A SOC-al azonban alig vagy egyáltalán nem volt korreláció. Ezenkívül, valószínűleg a fémekkel szennyezett talajok magasabb sótartalma miatt, az MBC negatív korrelációt mutatott a talaj sótartalmával. A Pb és a Zn idővel történő felhalmozódása a talajban pozitív korrelációt eredményezhet a mikrobiális biotartomány és a fémtartalom között, mivel a szerves anyag lebomlásának üteme csökken, ami a szerves anyag felhalmozódásához vezethet (Valsecchi et al. 1995, Dai et al. 2004, Aceves et al. 2010), – bár a mi vizsgálatunkban ezt nem tapasztaltunk.

A talaj baktériumközösségnek a nehézfém-szennyezésre adott válaszreakcióját bonyolult kölcsönhatásrendszerek befolyásolhatják, ezért nem vonható le egyértelmű következtetés arról, hogy mi fog bekövetkezni a közösség-szerkezetben és a diverzitásban. A fémek és metalloidek koncentrációja, hozzáférhetősége, különböző anionok jelenléte, a talaj pH, szervesanyag-tartalma, szerves kolloidok jelenléte mind befolyással lehetnek. Az expozíciós idő is fontos, mert hosszú idő alatt a baktériumközösség fémekre érzékeny tagjait lecserélik a hasonló funkcióval rendelkező toleráns fajok. A baktériumok képesek túlélni a környezeti változások széles skáláját részben a génkicserélődések révén, amelyek fokozott ellenállóképességet eredményezhetnek a szennyező anyagok által előidézett káros hatásokkal szemben. A talajbaktérium-közösségek összetett, finoman szabályozott rendszerek, amelyek egyrészt érzékenyek a szennyezésre, ugyanakkor elképesztő alkalmazkodási potenciállal rendelkeznek a szerkezet és a funkciók helyreállítására, még a legkedvezőtlenebb körülmények között is (Sazykin et al. 2023).

II.5.4. Következtetések a talaj nehézfém-szennyezés talajmikrobiális hatásairól

A talaj nehézfém szennyezettsége változást idézhet elő a talaj mikrobiális aktivitásában, biotartományában és összetételében. A hatás idővel tompulhat a fémek adszorpciója, vertikális és horizontális migrációja és növények általi kivonása miatt. Továbbá a nehézfémekre toleráns mikroorganizmusok szelekciója is okozhatja, hogy a mikroorganizmus szám csökkenése nem minden esetben állapítható meg egyértelműen. Vizsgálataink szerint elsősorban a szabadonélő nitrogénkötő baktérium számában tapasztaltunk csökkenést, míg a mikroszkópikus gombák számában növekedést 6 évvel a nehézfém-sókkal történő talajszennyezést követően. A mikrobiális biotartományában és dehidrogenáz aktivitásában is egyértelmű csökkenést állapítottunk meg a Cd-, Cu- és Ni-sókkal szennyezett talajokban.

A nehézfémekkel szennyezett patakból származó áradás általi előtér jelentős felhalmozódást eredményezett a talaj Cd, Zn, Pb, Cu, Hg és As koncentrációjában, amely a vízfolyástól való távolsággal csökkent. A fémekkel szennyezett folyó mentén a vizsgált három ültetett növényi parcella összehasonlításában a metabolikus hányados (qCO_2) jelentős növekedését és a talaj mikrobiális biotartomány C és MBC/SOC szignifikáns csökkenését mutattuk ki a szennyezett zónában lévő talajokban a szennyezetlen zónában lévő talajokhoz képest. Nem volt szignifikáns különbség a talaj alaprespirációjában a szennyezett és a nem szennyezett zónákból származó talajok között. Bár a fémszennyezettségben nem észleltünk szignifikáns különbséget a növényfajok között (kivéve a fű 2 és a kukorica sorok között), a szennyezettség szintje a fű 2, a fű 1 és a kukorica sorrendjében csökkent. A nehézfém-tartalom

a talajban az árterületi talajban negatívan korrelált a talaj pH-jával, a talaj Arany-féle kötöttségi számával, kálium- és foszfortartalmával, míg pozitívan korreláltak a talajok a sóttartalommal, míg a talaj szerves széntartalmával nem volt korrelációban. A talaj mikrobiális biomassza pozitívan korrelált a talaj Arany-féle kötöttségi számával és a foszforral, de negatívan korrelált a teljes sóttartalommal, valamint a talaj Cd-, Pb-, Zn-, As- és Cu-tartalmával. Negatív korreláció volt a talaj növények számára felvehető foszfor és a savas foszfomonoészteráz aktivitás között. A potenciálisan toxikus elemtartalmak erős pozitív korrelációt mutattak a metabolikus hányadossal (qCO_2), míg a toxikus elemek erős negatív korrelációban állt az MBC/SOC aránnyal, ami arra utal, hogy a metabolikus hányados és az MBC/SOC arány kombinációja megbízható indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének.

III. FEJEZET. MIKROBIÁLIS AKTIVITÁS VIZSGÁLATA SÓS-SZIKES TALAJOKBAN

„A talaj sajátos természeti képződmény, melyet sajátos tényezők és körülmények hoztak létre és módosítanak állandóan... a talajmorfológiai sajátságok sajátos fizikai, kémiai és biológiai változások eredményei, mely változások a talajokban sohasem szűnnek meg tökéletesen, hanem a dinamikai viszonyokhoz képest, kisebb-nagyobb mértékben állandóan működnek”
‘Sigmond Elek, 1934

III.1. Szikes és sós talajok előfordulása, elterjedése

A sós és szikes talajok különböző morfológiai, fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságokkal rendelkeznek és megtalálhatók eltérő környezeti viszonyok között. Közös jellemzőjük, hogy a vízben oldódó elektrolitoknak meghatározó szerepük van a talajképződésben és a talajban végbemenő folyamatokban. Minden talaj tartalmaz vízzoldható elektrolitokat, azonban általánosan akkor tekinthetjük őket "sóhatás alatt lévő" talajoknak, ha a sókoncentráció egy bizonyos határértéket túllép, ami a növények talajból történő vízfelvételét negatívan befolyásolja. Ennek az értéke függ az adott talaj geokémiai és környezeti feltételeitől, és a talajok fizikai és fiziko-kémiai tulajdonságaitól és a szalinitást okozó sótartalom kémiai összetételétől (Szabolcs, 1989). A szalinitás különböző szintjei sós vagy szóda talajok képződéséhez vezethetnek a különböző helyeken található eltérő környezeti viszonyok között.

Az egyik legújabb becslés szerint a szikesedés és sófelhalmozódás több mint 1100 millió hektárt érint, ami az összes szárazföld területének 7,4%-a, területi megoszlásban 60% sós, 26% szódás és 14% sós-szódás. Más bontásban a sófelhalmozódás 424 millió hektárt érint a talaj felső 0–30 cm rétegében, további 833 millió hektárt a mélyebb, 30–100 cm rétegben. A sófelhalmozódással érintett feltalajok 85%-a sós, 10%-a szódás és 5%-a sós-szódás, míg az alsó talajrétegben (30–100 cm) 62%-a sós, 24%-a szódás és 14%-a sós-szódás a megoszlás (FAO, 2021). A sóhatás alatt lévő talajok minden kontinensen megtalálhatók, de a leginkább érintett területek a Közel-Keleten, Ausztráliában, Észak-Afrikában és Euráziában vannak, több mint kétharmaduk az arid és szemi-arid klímaövezetben. A sófelhalmozódás szempontjából a talajok két nagy csoportja különböztethető meg (Szabolcs, 1974), a sós talajok, amelyek semleges kémhatású vízzoldható sókat tartalmaznak, főleg nátrium kloridot, nátrium szulfátot bizonyos mennyiségű kalcium- és magnézium kloridot és szulfátokat. A másik csoportba azok a talajok tartoznak, amelyek lúgos hidrolízisre képes nátriumsókat tartalmaznak, főként nátrium karbonátot, ezeket a talajokat szóda vagy alkáli talajoknak is nevezik. A vízben nem, vagy csak alig oldódó sókat, mint például a kalcium karbonátot nem veszik figyelembe a talaj sótartalom meghatározásánál. Míg a neutrális nátriumsók (klorid, szulfát) az arid és szemi-arid régiók talajaiban fordulnak elő elsősorban, addig az alkalikus hidrolízisre képes nátriumsók az arid és szemi-arid régiók mellett a mérsékelt vagy teljesen humid régiókban is előfordulhatnak (IUSS, 2015).

A sófelhalmozódás által érintett talajok általában kedvezőtlenül befolyásolják a legtöbb termesztett növény növekedését (Parida & Das 2005). A sós és szikes területek megváltozott

hidrológiai folyamatoknak vannak kitéve, amelyek hatással vannak a talaj kémiájára, a szén- és nitrogén körforgalomra és a szerves anyagok lebontására (Wong et al. 2010).

A sós és szikes talajok kémiai tulajdonságainak jellemzésére leggyakrabban használt mutatók a vízben oldható sók összes mennyisége, a nátrium adszorpciós arány (SAR = sodium adsorption ratio), a talaj szilárd fázisának nátrium telítettsége (ESP = exchangeable sodium percentage) vagy $\text{Na}_s\%$ és a talaj pH (Filep 1999). Az összes vízzel oldható só tartalmát általában a talaj telítési paszta elektromos vezetőképessége alapján határozzák meg magából a pasztából (EC_p), vagy a pasztából kivont oldatból (EC_e), vagy elterjedt még a talaj:víz 1:5 arányú szuszpenzió vezetőképességének mérése is. Ezekből számítással lehet meghatározni a talaj összes só%-ot. Fontos még a sók összetétele, kationok közül a nátrium, a kálium, a magnézium és a kalcium, az anionok közül a hidrogénkarbonát, a karbonát, a szulfát és a klorid mennyisége.

Sós (saline) talajoknak a $> 0,2\%$ összes vízzel oldható só tartalmú talajokat tekintik (Kaurichev, 1980), míg Magyarországon a $> 0,1\%$ összes vízzel oldható só tartalom felettit tekintik sósnak.

Az USDA Talaj Szikes Laboratóriuma (Richards 1954) javasolta, hogy a talajok szikesedésének diagnosztizálásánál egyszerre több talajmutatót vegyenek figyelembe, úgy, mint az EC_e (dS m^{-1} , 25°C), SAR, ESP(%) és pH értékeket, amelyek tehetővé teszik egy integrált szalinitás/alkalinitás/szódicitás séma használatát (Daliakopoulos et al. 2016, Richards 1954) (**13. táblázat**).

13. táblázat. Szalinitás/alkalinitás/szódátartalom osztályozási rendszer a különböző talajtulajdonságok alapján (Richards 1954)

Talaj tulajdonság				
Talaj	EC_e (dS m^{-1})	SAR	ESP (%)	pH
Nem sós, nem alkalikus	<4	<13	<15	$<8,5$
Sós	>4	<13	<15	$<8,5$
Alkalikus	<4	>13	>15	$>8,5$
Sós-alkalikus	>4	>13	>15	$>8,5$

Függetlenül ezektől a jól bevált mutatóktól a talajok szikesedésének értékelésére, egyes szerzők felhívták a figyelmet arra, hogy ha a talajban a K^+ és/vagy Mg^{2+} koncentrációja megemelkedett az elsődleges vagy másodlagos szikesedés miatt, a SAR használata nem feltétlenül elegendő a talaj szerkezetének az agyag duzzadása és diszperziója révén bekövetkező potenciális degradációjának értékeléséhez (Rengasamy & Marchuk 2011).

A szóda talajok kicserélhető $\text{Na}\%$ (ESP) értéke >15 , az elektromos vezetőképesség (EC_e) <4 dS m^{-1} , a telítési extraktum (SAR) alsó határa pedig 13. Azokat a szóda talajokat, amelyeknek a pH-ja $>8,5$ alkalikus talajoknak is nevezik. Következésképpen ezekben a talajokban a Na^+ jelenti a fő problémát. A Na^+ nagy mennyisége ezekben a talajokban az alacsony EC_e -vel együtt diszperzióhoz vezet. Az agyag diszperziója akkor következik be, amikor az elektrolit koncentrációja az agyag flokkulációs értéke alá csökken (Keren & Miyamoto 1990). A szódabikarbonás talajok pH-ja 8,5 és 10 között van leggyakrabban. A magas pH a Na_2CO_3 hidrolízisének köszönhető. A szóda talajokban a talajoldat fő anionjai a klorid, a szulfát és a

hidrogénkarbonát, kisebb mennyiségben karbonát is jelen van. Mivel a pH magas, CO_3^{2-} jelenlétében kalcium és magnézium csapódik ki, ezáltal a talajoldat Ca^{2+} és Mg^{2+} koncentrációja alacsony lesz. A Na^+ mellett a K^+ egy másik cserélhető és oldható kation, amely ezekben a talajokban előfordulhat (Richards, 1954).

Történetileg a szóda talajokat gyakran nevezték fekete lúgos talajoknak (*black alkali soil*), ami a humuszos anyagok diszperziójára és oldódására utal, ami sötét színt eredményez. A szóda talajok a felszínen durvább szerkezetűek lehetnek, a felszín alatti horizontban pedig a Na^+ -mal telített agyag kimosódása miatt magasabb agyagtartalommal rendelkeznek. Ennek következtében az altalaj szétszórta, a vízáteresztő képesség alacsony, és prizmás talajszerkezet alakulhat ki (Szabolcs, 1989).

A legtöbb talajklasszifikációs rendszerben a „salt-affected soils” „saline” sós vagy „alkaline” alkalikus vagy lúgos talaj, ahol a neutrálisan vagy alkalikusan hidrolizáló nátrium sók dominálnak. Ezekben a talajokban a nagy sókoncentráció radikálisan megváltoztatja a talajtulajdonságokat. Ez az oka annak, hogy egymástól távolos területek és eltérő geológiai képződmények és környezeti viszonyok ellenére ezek a talajok sok rokon vonást mutatnak egymással (Szabolcs, 1989).

Többféle talajosztályozási rendszer van a sós-szikes talajok tekintetében is. A nemzetközileg elfogadott FAO és WRB rendszerek mellett vannak ország-specifikus rendszerek is. Más osztályozási szempontok is vannak, például a szikes talajokat javíthatóságuk szempontjából különítik el osztályokba, vagy az öntözött területek másodlagos szikesedési folyamatai ellen történő védekezés szempontjából alkotnak osztályokat.

III.2. Magyarországi szikes talajok

Magyarország területének több mint 10%-án szikes talajok vannak (Szabolcs, 1989), ezzel európai viszonylatban szikes nagyhatalomnak számítunk területarányosan. Ennél fogva is érthető, hogy a szikes talajokkal foglalkozás gyakorlati okok miatt is fontossá vált, és az ezzel kapcsolatos kutatásoknak nagy hagyománya alakult ki. A szikesekre irányuló különleges figyelmet a huszadik századi sajtósági társadalmi változások és a talajtani tudomány fejlődésének időbeli egybeesése magyarázza meg (Tóth 2002). A szikes talajokra vonatkozó ismereteinket nagyrészt Szabó (1859), Treitz (1898; 1924), 'Sigmond (1923), Arany (1956) és Szabolcs (1974; 1989) munkái jól összefoglalják.

A magyarországi szikes talajok több mint 95%-a az Alföldön a Duna és Tisza völgyében helyezkedik el (Szabolcs, 1989), ahol a sófelhalmozódás alkalikus jellege dominál a szalinitással szemben. A Duna által lerakott hordalék egyértelműen meszes, míg a Tisza általi hordalék enyhén savas, mésztelen. Ezenkívül a Duna völgyének hordalék összetételében a könnyebb nagyobb szemcseméretű frakció dominál, szemben a Tisza völgyében lerakott nehezebb, nagyobb agyagtartalmú hordalékkal. A tiszántúli szikes talajokat túlnyomó részben a szolonyec típushoz, a Duna-Tisza közleket pedig a szoloncsák típushoz tartozóknak vélték (Szabolcs & Jassó 1959). A magyarországi szikes talajoknak két fő típusa van a szoloncsák és a szolonyec típus, megegyezve a nemzetközi talajosztályozásai rendszerekkel. Míg a szoloncsákokat nagy sótartalmuk, a szolonyecet nagy kicserélhető nátriumtartalmuk különíti el a többi talajtípustól (Tóth & Szendrey 2006). A magyarországi szikesek osztályozása Szabolcs (1966) szerint a következő talajtípusokba sorolható: szoloncsák talajok, szoloncsák-

szolonyec talajok, réti szolonyec talajok, sztyeppesedő réti szolonyec talajok, szology talajok és a másodlagosan elszikesedett talajok.

Felső-kiskunsági szikesek változása

A meszes öntéstalajon kialakult pusztá hidrológiai és hidrogeológiai viszonyai az éghajlati tényezőkkel együtt kedveznek a talajban történő sófelhalmozódásnak a Kiskunság mélyebb fekvésű területein. Szabolcs (1961) vizsgálatai szerint a Felső-kiskunságban Apaj környékén feltárt 3 talajszelvény alapvetően jól reprezentálja az itt leggyakrabban előforduló talajtípusokat, a legmélyebben fekvő szoloncsák talajok, 30–50 cm szintkülönbséggel magasabban a szoloncsák-szolonyec talajok, legmagasabban pedig a szikes réti öntéstalajok helyezkednek el. A szoloncsák talajtípusnál a talajvíz olyan közel van a felszínhez, hogy a kapilláris vízemelkedés miatt szinte állandó a kapcsolata a felszínnel. A szoloncsák-szolonyec esetében a mélyebb talajvízszint miatt időszakosan megszakad a talajvíz kapcsolata a felszínnel, és a felszín közeli rétegben a kilúgzódás jelei mutatkoznak. A Duna-Tisza közén a múlt század utolsó évtizedeiben jelentős talajvízszint csökkenést regisztráltak, az 1975–1997 közötti időszakban, aminek a számított értéke az átlagosan 95 m tengerszint feletti magasságban átlagosan 40 cm körül volt (Bakacsi, 2001), ami fokozatosan hozzájárul a talajviszonyok és a vegetáció átalakulásához. Későbbi vizsgálat szerint az 1987 és 2022 közötti időszakban, ami részben átfedésben van a megelőző periódussal 0 – 50 cm volt az eltérés a 2022. és 1987. évi átlagos vízszint érték között a terület északi részén, míg a középső részen 50 – 75 cm körülire tehető az átlagos talajvízszint csökkenés. Ugyanakkor a talajvízszint nagyfokú szezonális és évjáratú ingadozást mutat, elsősorban az éves csapadék mennyiségtől és a területtől függően is (Bakacsi et al. 2023). A talajvízből történő sófelhalmozódást a központi terület legmélyebben fekvő részein a talajvízszint észlelt mértékű csökkenése nem akadályozta meg (Bakacsi et al. 2023). Azt is megállapították, hogy a talajvízszint csökkenése miatt az egyik helyen az 1964-ben mért 2,0%-os összes vízzoldható sótartalom 1992-re 0,35%-ra csökkent (Rédly 1992 cit in: Bakacsi et al. 2023). Az 1990-es évek elején egyértelműen megállapítható volt, hogy a talajvízszint tartós csökkenése a talajokban olyan kémiai változásokat indított el, aminek a következtében sztyeppesedési folyamat indult el. A korábbi szódás szoloncsák talajok helyén szoloncsák-szolonyec, a szoloncsák-szolonyecből pedig kérges réti szolonyec talajtípus átalakulás tapasztalható jelentős kiterjedésben. Összességében a korábban nagyobb kiterjedésű szoloncsák talajok kisebb sótartalmú, de lúgosabb kémhatású szolonyec típusú talajok irányában alakulnak át (Bakacsi et al. 2023). Ezzel párhuzamosan a természetes vegetáció is átalakulóban van, a halofil és halotoleráns növényfajok abundanciája lecsökkent, helyüket szárazságtűrő növények foglalták el.

III.3. A sós és szikes környezethez alkalmazkodott mikroorganizmusok, szelekciójuk, és adaptációjuk

A szélsőséges környezethez való alkalmazkodás jelensége általánosan megfigyelhető az élőlényeknél. Az élővilág mindhárom doménjében (Bacteria, Archaea, Eukarya) az evolúció során kifejlődött képesség, ami segíti fennmaradásukat az általunk szélsőségesnek tekintett körülmények között is. A környezeti viszonyok szélsőségeit a hőmérséklet, a kémhatás, a sókoncentráció, a nyomás, nedvesség-állapot és a sugárzás szélsőségei okozhatják, az ehhez

történő alkalmazkodást extremofiliának nevezzük (Gupta et al. 2014). Ráadásul ezek a szélsőséges körülmények egymással kombinálva is jelentkezhetnek. Lehetnek viszonylag állandóak (például egy hévforrás vizének magas hőmérséklete), vagy erősen változó, fluktuáló jellegűek (például a talajok kiszáradása és vízzel történő telítődése). Az extremofil szervezetek mellett megkülönböztetjük azokat, amelyek alapvetően "normál" viszonyok között léteznek, de képesek elviselni a szélsőséges körülményeket, ezeket extremotoleránsoknak nevezzük (Rampelotto 2013). Ezek a szervezetek valamelyik környezeti tényező, vagy akár több környezeti tényező széles hatás skáláján képes életben maradni és esetleg szaporodni is.

A "normál" semleges körüli pH értéken szaporodó szervezeteket neutrofilnek, az extrém lúgos környezetben szaporodó szervezeteket alkalofileknek, a savas környezetet preferálókat acidofileknek nevezzük.

Halofilnek nevezzük a növekedésükhöz nagy sókoncentrációt igénylő szervezeteket. Kushner (1978) a mikroorganizmusokat a növekedésükhöz szükséges sóigény alapján a következőképpen osztályozta az oldható sótartalom alapján: nem halofilok az optimális növekedésük csak alacsony sókoncentráció mellett $< 0,2$ M lehetséges; extrém halofilok $2,5 - 5,2$ M közötti; "borderline" halofilok $1,5 - 4,0$ M közötti; mérsékelt halofilok $0,5 - 2,5$ M közötti sókoncentrációt igényelnek. Azok a mikroorganizmusok, amelyek egyáltalán nem igényelnek sót, de $2,5$ M sókoncentrációig képesek növekedni halotoleránsok míg azokat amelyek az alacsonytól kezdve a $2,5$ M fölötti sókoncentráció mellett is jól növekednek extrém halotoleránsok (Kushner 1978). Ettől némileg eltérő definíciók is léteznek a halofil/halotoleráns szervezetek csoportosítására, amire nem térek ki. A halofilok fogalmának egyszerűbb definíciója szerint azok a mikroorganizmusok tekinthetők halofilnak, amelyek optimális növekedése > 50 g/l (ami $0,85$ M NaCl-nak felel meg) sókoncentráció feletti, illetve extrém halofilok a 100 g/l só (ami $1,7$ M NaCl) felett növekednek jól. Sok mikroorganizmus számára a 35 g/l körüli sókoncentráció az optimális, ami megfelel az óceánok átlagos sókoncentrációjának (Oren, 2008).

A Bacteria doménen belül halofil baktériumok a Cyanobacteria, a Proteobacteria, a Firmicutes, az Actinobacteria, a Spirochaetes, és a Bacteroidetes törzsekben fordulnak elő leggyakrabban. Az Archaea doménen belül a Halobacteria osztály képviselői a legismertebb halofil szervezetek (Oren, 2008). A *Halobacterium* és rokonai $100 - 150$ g/l sókoncentráció fölött tudnak életben maradni és szaporodni. Általában megállapítható, hogy a különböző rendszertani kategóriákon belül előfordulhatnak halofil és nem halofil fajok egyaránt, illetve egy családon vagy genuszon belül egymástól nagyon eltérő sótoleranciájú és sóigényű képviselők fordulhatnak elő.

Ugyanakkor előfordulnak filogenetikailag összefüggő rendszertani csoportok, amelyek csak halofilokból állnak, például a *Halobacteriales* rend, *Halobacteriaceae* család (Euryarchaeota) és az anaerob fermentatív baktériumok *Halanaerobiales* rendje (Firmicutes). A *Halomonadaceae* család (Gammaproteobacteria) szinte kizárólagosan halofilokat tartalmaz. A jelenleg folyó kutatások az Archaea domén fajainak sokkal nagyobb diverzitását tárták fel extrém sós környezetben, mint ahogy korábban ismert volt (Andrei et al. 2012).

A magas sókoncentrációhoz jól alkalmazkodott halofil mikroorganizmusok az élővilág mindhárom doménjében előfordulnak. A halofil archaeák és néhány baktérium a sejt belsejében nagy koncentrációban halmoz fel sót, többnyire kálium-kloridot, ezzel nagy ozmotikus nyomást tartanak fenn a sejt belsejében, ezt "salt-in" stratégiának is nevezik. A másik

mechanizmust "low salt-in" vagy "compatible solute" stratégiának nevezik, amiben a mikroorganizmusok polioloikat, cukrokat, aminosavakat, glicin-betaint, ektoint, N-acetilezett diaminosavakat és karboxamid N-származékokat szintetizálhatnak (Gunde-Cimerman et al. 2018). Ez utóbbi energetikailag nagyobb költséggel jár. A glicerín az egyik legjobb ozmolitikum a sóstresszel szemben, mivel ennek előállítása kevés energiát igényel, de csak az eukariótáknál működik. Az archaeáknál és baktériumoknál a glicin-betain a legkevesebb energia befektetéssel szintetizálható ozmolit, ami főleg a fototrófoknál fordul elő (Oren, 1999), míg az ektoin mind a három doménnél megtalálható ozmolitikum.

A halotoleráns baktériumok a megnövekedett sókoncentrációban történő túléléshez különböző módokon alkalmazkodnak. Ezek egyike a nátrium ion-exportáló rendszer, ami kihajtja a felesleges nátriumionokat a sejtekből, mivel a magas nátriumion koncentráció károsítja a mikrobiális sejtet (Xu et al. 2022). Néhány halotoleráns baktérium kálium és kloridionokat halmoz fel a sóstressz leküzdése érdekében (Kraegelloh et al. 2005, Zhang et al. 2018).

A lúgos környezetet kedvelő mikroorganizmusokat, amelyek növekedési optimuma 8,0 vagy még inkább 9 és 12 pH érték között van, alkalofil (vagy sokszor alkalifil) néven említik (Grant et al. 1990). Alkalofil baktériumok semleges, sőt néha savas kémhatású talajokból is izolálhatók, főleg *Bacillus* genuszba tartoznak, de sokkal nagyobb változatosságban fordulnak elő eutróf szódavizekben, üledékében és alkalikus talajokban (Grant et al. 1990). Az obligát alkalofil baktériumok neutrális környezetben nem képesek növekedni.

Az alkalitoleráns baktériumok általában szélesebb növekedési pH optimummal rendelkeznek, jól növekednek semleges körüli pH-n, de pH > 9 értéken is.

Az alkalofil mikroorganizmusoknak két fiziológiai csoportja van, az alkalofil baktériumok, amelyek növekedési optimuma általában pH = 10 körüli, és a haloalkalofil baktériumok és archaeák, amelyek a pH > 9 mellett magas sótartalmat is igényelnek, ami akár a 33%-ot (tömeg/térfogat) is elérheti (Horikoshi, 1999). Míg alkalofileket neutrális és lúgos kémhatású vizekből vagy talajokból is izolálhatunk, a haloalkalofilek általában csak extrém alkalikus és sós környezetben fordulnak elő, mint például a kelet-afrikai Nagy Hasadékvölgy tavaiban és az Egyesült Államok nyugati részének szódavizeiben (Horikoshi, 1999). Az alkalofil baktériumok között megtalálhatók aerobok és anaerobok egyaránt. Az alkalofil baktériumok között vannak kén-oxidálók (Sorokin et al. 2000) és szulfát-redukálók (Zhilina et al. 1996) is. Az alkalofil baktériumok intracelluláris terének alacsonyabb, pH 7–8 közötti értéken tartását a sejt kívüli tér pH 10 körüli értékével szemben a baktériumsejt két speciális tulajdonsága teszi lehetővé. Az alkalofil *Bacillus* spp. sejtfala a peptidoglikán mellett savas polimereket, mint például galakturonsavat, glükonsavat, glutaminsavat, aszparaginsavat és foszforsavat (Aono & Horikoshi 1983) tartalmaz nagy mennyiségben, és peptidoglikánjuk is gazdagabb aminosavakban, a neutrális *Bacillus*-ok sejtfalában lévő peptidoglikánokhoz képest. A jelentős negatív töltésfelülettel rendelkező sejtfal mellett a plazmamembránok a sejt belső pH homeosztázisának fenntartását a Na^+/H^+ és K^+/H^+ antiporter rendszer segítségével is elősegítik (Horikoshi, 1999). Ugyanakkor számos alkalofil baktérium képes alkalikus enzimeket termelni, vagyis olyan enzimeket, amelyek aktivitásának optimuma pH $\geq$ 9, gyakran 11–12 körüli. Először, és elsősorban alkalofil *Bacillus* spp. fajok törzseiből sikerült kimutatni extracelluláris proteolitikus aktivitással rendelkező proteáz enzimeket, amelyek között magas

hőmérsékleten (60 – 80 °C) is stabilnak bizonyulók is voltak (Horikoshi 1971, Takami et al. 1989).

III.4. Előzmények, hazai kutatások

Folyamatosan növekszik a sós és szikes területek nagysága, részben természeti okok, részben antropogén hatásra bekövetkező másodlagos szikesedés (Daliakopoulos et al. 2016) miatt, főleg a helytelen gazdálkodás és öntözés következtében (Shahid et al. 2018, Stavi et al. 2021).

Extrém körülmények között a növények egymagukban gyakran nem tudnak túlélni, azonban a rizoszféra mikroorganizmusok (archeák, baktériumok) és egyes gombák (különösen az arbuszkuláris mikorrhiza gombák) segíthetik a növényt a környezeti stresszhatások kivédésében a víz, a nitrogén és más tápanyagok talajból történő hozzáféréseinek elősegítésével (Genitsaris et al. 2020).

A sós és szikes talajok szinte minden életforma számára kedvezőtlen, sokszor elviselhetetlen környezetet jelentenek, aminek hatására a talaj mikrobiális biomassza mennyisége lecsökken (Sarig et al. 1996, Rietz & Haynes 2003, Yuan et al. 2007), a talajlégzés (García et al. 1994, Wong et al. 2009, Setia et al. 2010, Yang et al. 2018), és különböző enzim-aktivitások, mint az ureáz, alkalikus foszfatáz, β -glükózidáz (Frankenberger and Bingham, 1982, García et al. 1994) is lecsökken.

A gombák általában érzékenyebbek a sótartalomra, mint a baktériumok (Pankhurst et al. 2001, Wichern et al. 2006, Chen et al. 2021), ezért a baktérium/gomba biomassza arány a sós talajokban megnövekedhet.

A megnövekedett só- és szódataralom környezeti filterként hatva szelektálja a toleráns és adaptív mikroorganizmusokat, ami aktív és diverz mikrobiális közösség fenntartását segíti elő (Mavi & Marschner 2012).

A sós környezetre vonatkozó mikrobiológiai tanulmányok elsősorban vízi közösségekre (Antony et al. 2013, Sorokin et al. 2014, Felföldi 2020) és üledékekre vonatkoznak (Wang et al. 2015, Yang et al. 2016, Sáenz de Miera et al. 2021) és viszonylag kevés tanulmány foglalkozik a sós talajokkal (Canfora et al. 2014, Xie et al. 2017, Zhao et al. 2018). Annak ellenére, hogy a sós-szikes talajok világszerte nagy kiterjedésben találhatók, különösen az arid és szemi-arid klímaövekben, ezeknek a mikrobiomja nagymértékben feltáratlan (Guan et al. 2021).

Az egyik legátfogóbb tanulmány, ami 111 vizsgálat 16S rRNS génszekvencia analízisén alapul, különböző környezetek talajait és üledékeket vizsgálva, megállapította, hogy a mikrobiális közösség összetétele szempontjából a sótartalom bír a legnagyobb jelentőséggel, míg az extrém hőmérséklet, a pH, vagy más fizikai és kémiai faktorok kevésbé jelentősek (Lozupone & Knight 2007).

Egy másik globális áttekintés, ami 237 helyről származó mintát vizsgált, megállapította, hogy a környezeti prediktorok közül az UV-sugárzás, az erdei környezet, a talaj C és a pH voltak a legjelentősebbek a talaj bakteriális diverzitás szempontjából (Delgado-Baquerizo & Eldridge 2019).

Nagyobb talaj pH-tartományt vizsgálva (pH 4 és 8 között) a talaj pH-t találták a legfontosabb környezeti paraméternek a talaj mikrobiális közösség struktúrájára (Griffiths et al. 2011, Lauber et al. 2009). Egy másik tanulmány, amelyben szűk pH, de szélesebb EC tartományt vizsgáltak,

megállapították, hogy a sótartalom volt a legfontosabb faktor a talaj prokarióta közösség összetételére (Wei et al. 2020). Növényzettel borított tóparti sós talajt vizsgáltak arid klímaviszonyok mellett az egyik tanulmányban. Ebben megállapították, hogy a talaj pH és a sótartalom egyformán fontos a talaj mikrobiális közösség összetételére nézve (Zhao et al. 2018).

Magyarországon található alföldi szikes területek növénytakaságairól számos leírás született (Moesz, 1940, Bodrogekzy 1965, Bagi 1986, Tóth & Rajkai 1994, Molnár & Borhidi 2003, Zalatnai et al. 2007, Tóth 2011). A vizsgálatainkhoz kapcsolódóan a Felső-kiskunsági-puszták mintegy 11 ezer hektáros területét az egykori vízjárta területek lecsapolása után felgyorsult szikesedési folyamatok és egyéb emberi beavatkozások alakították ki. A táj mai képét meszes-szódás puszták, szikes rétek, legelők, szikfokok, vakszikes foltok és a köztük ékelődő szélszállította löszös-homokos hátság határozzák meg (KNP, 2019). A mintegy 4 ezer hektár területet képviselő Felső-kiskunsági szikes tavakkal (Kis-rét, a Zab-szék, Bűdös-szék, a Kelemen-szék, Bűddi-szék és a Fehér-szék) együtt természetvédelem alatt álló területek.

Magyarországon a szikesek mikrobiológiájának kutatása a fizikai és kémiai vizsgálatokhoz képest jóval később indult el. Az általam ismert első feljegyzések magyarországi szikes talajok mikrobiológiai vizsgálatáról Fehér & Bokor (1930), Fehér (1931) és Bokor (1933) munkáihoz kötődnek, amelyekben elsősorban a szikesek fűsítésével kapcsolatban vizsgálták a talajokból kitenyészthető mikroorganizmus csíraszámokat és néhány fiziológiai csoport aktivitását és a talajlégzést. Ezt követően az 1950-es évek végén a MTA Talajbiológiai Kutató Laboratórium (Sopron) munkatársai hortobágyi szolonyectalaj különböző genetikai szintjeiből kitenyészthető aktinomiceták előfordulását vizsgálták, az eltérő ökológiai viszonyokhoz történő alkalmazkodásuk szempontjából, részben pedig esetlegesen előforduló új fajok leírása céljából (Marton & Szabó 1958, 1959, Szabó et al. 1958). Az 1980-as évektől az ELTE Mikrobiológiai Tanszék munkatársai és hallgatói szisztematikusan vizsgálták a magyarországi szikes tavak baktérium-közösségeit, a Fertő tó (Borsodi 1990, Borsodi & Sallai 1997, Borsodi et al. 2005b), a Velencei tó (Borsodi et al. 2003), és a kiskunsági szikes tavak (Borsodi et al. 2005a) tekintetében. A talajokra vonatkozóan Biró és mtsi. (2002) néhány eltérő csoportba tartozó (aktinomiceták, nitrogénkötők, mikroszkópikus gombák, pszeudomonások) mikroorganizmus abundanciáját (telepszám) vizsgálta Hortobágyról származó szikes talajmintákban. Füzy és mtsi. (2001, 2003, 2006) néhány domináns halofita növény gyökérrendszerének arbuszkuláris mikorrhiza kolonizációját és mikrobiológiai tulajdonságait elemezte a sóösszetétellel, pH-val és a víztartalommal összefüggésben néhány hortobágyi és kiskunsági szikes talajban. 2013-ban indult együttműködés a TAKI Talajbiológiai és -biokémiai Osztály és az ELTE Mikrobiológiai Tanszék között a kiskunsági szikes talajok és üledékek mikrobiológiai vizsgálatára, amelyben Bárány és mtsi. (2014), Borsodi és mtsi (2015) a Felső-kiskunsági szikes vizek és talajok baktérium-közösségeit, továbbá a kitenyésztett izolátumok só- és pH-toleranciáját tanulmányozták. Ezután, illetve részben ezzel párhuzamosan következtek az apaji vizsgálatok (Mucsi et al. 2017, 2024; Borsodi et al. 2021), amelyekben a talajok bakteriális diverzitását és közösségi szintű fiziológiai mintázatát vizsgáltuk eltérő növénytakaságokhoz tartozó változó sótartalmú és pH-jú talajokban. Ezzel szinte egyidőben Gangwar és mtsi. (2018, 2022, 2024) munkáit érdemes megemlíteni, amelyekben eltérő szikes talajtípusok és ezen belül különböző földhasználati módok hatásait elemezték a talajmikrobiológiai aktivitásokra és a baktériumközösségek összetételére, diverzitására.

III.5. CÉLKITŰZÉSEK

A kiskunsági szikes talajokon az emberi beavatkozás és a klímaváltozás eredményeként jelentős változások zajlanak, ezért az itt található ökoszisztéma minél teljesebb megismerésére van szükség annak érdekében, hogy ennek értékeit feltárjuk, és a helyreállításukhoz tudományos alapismereteket szolgáltatassunk. Ezen célokhoz a következő célkitűzéseink voltak:

1. A talaj mikrobiális aktivitásának vizsgálata természetközeli szikes területek különböző növénytársulásaiban, az eltérő mértékű sótartalom és kémhatás befolyásoló szerepének megállapítására.
2. A talajok katabolikus aktivitás-mintázat vizsgálatára kidolgozott MicroRespTM módszer szikes talajon való alkalmazhatóságának vizsgálata, az eltérő sótartalmú, illetve pH-jú minták elkülönítése szempontjából.
3. Annak a megállapítása, hogy a Felső-kiskunsági puszta eltérő növénytársulásai alól vett talajminták genusz-szintű bakteriális összetétele és diverzitása szignifikánsan elkülönül-e egymástól.
4. A baktériumközösségek törzs-szintű eloszlásának megállapítása a sótartalom és a nátriumtartalom függvényében, különböző növénytársulások talajaiban, különösen nagy eltérést mutató törzsek kiemelésével.
5. A vizsgált talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatóinak összefüggés vizsgálata a talajok fizikai és kémiai tulajdonságaival.
6. Összefüggések keresése a katabolikus aktivitásmintázatért és a baktériumközösségek összetételéért legnagyobb mértékben felelős környezeti (edafikus) tényezők meghatározására a vizsgált sós-szikes talajokban.

III.6. ANYAG ÉS MÓDSZER

III.6.1. Mintaterületek jellemzése

A Pannon szikes pusztán kontinentális klíma 10 °C évi átlagos hőmérséklet (min. -2 °C januárban és max. +21 °C júliusban), a sokévi átlag csapadék mennyisége 527 mm. A talajvízszint átlagos mélysége 1,6 méter, minimum 0,6 m és maximum 2,3 m között ingadozott (Tóth & Szendrey, 2006). A területen a potenciális párolgás mennyisége 140 mm-el meghaladja a lehulló csapadék átlagos mennyiségét (Bartholy 2009), így a terület vízháztartási mérlege negatív. A klímaváltozás jelei is megfigyelhetők a területen. 2005 után mindegyik nyár átlaghőmérséklete meghaladta a 20 °C–ot, a téli hónapok átlaga pedig az utóbbi 10 évben nem ment fagypontra alá. Az éves átlaghőmérséklet az 1970-es évekre jellemző 10 °C körüli értékről 11,5 °C körülire emelkedett a 2007–2022 közötti időszak átlagában (Bakacsi et al. 2023). A téli fagymentes időszak alatt a kismértékű párolgás miatt a lehullott csapadék jobban kilúgozza a felső talajréteget, mint korábban. Vizsgálatainkat a Kiskunsági Nemzeti Park területén végeztük, egyrészt a Felső-kiskunsági szikes tavak, másrészt az Apajtól délre eső szikes rét (Kisapaji rét) területén.

A Felső-kiskunsági szikes tavak területéről vettünk rizoszféra talaj és tavi üledék mintát (**14. táblázat**) a Böddi-szék, a Kelemen-szék és a Zab-szék mellől 2013. szeptemberben. A

mintavételi helyeket a vegetáció alapján Bölöni és munkatársai (2011) szerint tipizáltuk: ennek során a szikes tavak szegélyétől kiindulva az emelkedő térszínnek felé zsiókás (*Bolboschoeno-Phragmitetum* Borhidi et Balogh 1970), sziki mézpzásitos (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* Soó 1947) és sziki legelő – ez utóbbi csak Zab-széknél – fordult elő. A „sziki legelő” eredetileg talán cickóros pusztá lehetett, de a bivalyok legeltetése miatt erősen degradálódott.

A másik vizsgált terület Apaj településtől 3 km-re délre, a kisapaji réten fekszik a 47°05'11,60" É, 19°05'54,40" K és a 47°05'08,50"É, 19°06'07,10" K földrajzi koordináták között, ~94 m tengerszint feletti magasságban. A vizsgált területre a szerkezet nélküli szoloncsák és a gyengén szerkezetes szoloncsák-szolonyc talajtípusok a jellemzők, de a réti szolonyc is jelentős területet foglal el (Várallyay et al. 1984). Jellegzetesen a mikrodomborzati viszonyok változatossága miatt a talajtípusok és a vegetáció is erősen mozaikos mintázatot mutat (Rédly 1992). A vizsgálatához az alábbi négy, a szikesedés különböző fázisaira jellemző vegetációjú területet választottunk ki (Csontos et al. 2021), melyeket 2014-ban és 2016-ban mintáztunk: kiskunsági vakszikenövényzet (*Lepidio-Camphorosmetum annuae* Rapaics ex Soó (1947) 1957, jelölés: **AL**), kiskunsági szikfoknövényzet (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae* Soó 1947, jelölés: **AP**), ürmös szikespuszta (*Artemisia santonici-Festucetum pseudovinae* Soó in Máthé 1933 corr. Borhidi 1996, jelölés: **AA**) és füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* Soó (1933) 1947 corr. Borhidi 1996, jelölés: **AF**). Az apaji területen 2014-ig juhokat legeltettek, de a 2016-os mintavételkor már szarvasmarha legeltetés folyt ezen a területen. A szarvasmarhák szemmel láthatóan taposásuk által sokkal erősebb fizikai behatást, és bolygatást gyakoroltak a talaj felső rétegére, mint ezt megelőzően a birkák ugyanezen a területen.

III.6.2. Mintavétel

A felső-kiskunsági szikes tavak mederüledékéből kb. 20 cm-es vízborítás mellett vettünk mintát, majd a partközeli területen, az adott növény gyökérzónájából vettünk rizoszféra talajmintát 2013. szeptemberben (**14. táblázat**).

Az Apaj melletti szikes réten mind a négy vegetáció típust reprezentálva 3 párhuzamos kvadrátból 3–3 párhuzamos talajmintát vettünk a talaj 0–10 cm rétegéből 2014. júniusban (2014. június 11.), amikor extrém szárazság volt és 2014. szeptemberben (2014. szeptember 17.), amikor szokatlan módon nagy mennyiségű csapadék elárasztotta a területet vízzel.

2016-ban (2016. október 10.) szintén mind a négy vegetáció típusból 3–3 párhuzamos talajmintát vettünk, a 0–10 cm-es mélységből, továbbá a 10–30 cm és 30–60 cm rétegből (5 cm átmérő) a párhuzamos minták egy-egy talajmintavételi kvadrát több pontból vett átlagmintáiként adódtak.

A talajminták egy részét 4 °C-on tároltuk a respirációs vizsgálatához, a többit szobahőmérsékleten kíméletesen megszáritottuk a talajok néhány, mikrobiológiai szempontból fontos fizikai és kémiai tulajdonságának az elemzésére. A DNS kivonáshoz és újgenerációs szekvenálásra szánt mintákat –20 °C-ra lefagyasztottuk.

III.6.3. Laboratóriumi vizsgálati módszerek

Talajfizikai és talajkémiai vizsgálatok

A minták nedvességtartalmát szárítószekrényes módszerrel vizsgáltuk (105 °C, súlyállandóságig). A talajkémiai és –fizikai vizsgálatokat légszáraz, 2 mm-es szitán átszitált mintákon végeztük. A szemcseösszetételt három frakcióra, ülepítéssel, a Talajtani Intézet Talajfizikai Osztályán határozták meg. A szerves széntartalmat kálium-dikromátos oxidációval határoztuk meg, az összes nitrogént Kjeldahl módszerrel. A talajminták pH-ját desztillált vizes és 1 mólos kálium-kloridos szuszpenzióból mértük (1:2,5 kivonat). A telített talajpaszta elektromos vezetőképessége alapján meghatároztuk a minták elektromos vezetőképességét (EC) és ebből számítva a sótartalmát. A mésztartalom méréséhez kalcimétert használtunk. A minták néhány elemtartalmát AL-oldható K_2O , P_2O_5 és Na, EDTA/KCl oldható Cu, Mn, Zn és KCl-oldható Mg, NH_4^+ -N és NO_3^- -N atomemissziós spektroszkópiával (ICP-AES) határoztuk meg. A talajkémiai vizsgálatokat a Talajtani Intézet Talajkémiai Osztályán végezték el.

Alap- és szubsztrát-indukált respiráció

Az alaprespiráció méréshez 2,0 g talajt mértünk be 25 cm³ üvegedényekbe, melyeket butilgumi-szeptummal zártunk le. Az edényben képződött CO₂-t 4 és 24 óra elteltével mértük, a két mérés különbségéből számítottuk ki a CO₂ képződés sebességét. A szubsztrát-indukált respiráció mérése ugyancsak 25 cm³ edényekbe mért 2,0 g talajmintákkal történt (Szili-Kovács & Török 2005). A mintákhoz 200 µl szubsztrát oldatot adtunk, az oldat hozzáadása után 20 perccel zártuk le az edényeket, a képződött CO₂-t 3 és 5 óra inkubáció után mértük. Az inkubáció az alap- és szubsztrát-indukált respiráció mérésénél is rázó-vízfürdőben volt (25 °C ± 0.1°C, 60 fordulat/perc), minden mintát 4 ismétlésben mértünk. A laborlevegő CO₂ koncentrációját is megmértük, ezt vettük figyelembe a kiindulási CO₂ koncentrációnak a szubsztrát-indukált respiráció meghatározása során. A következő szubsztrátokat alkalmaztuk: D-glükóz, D-fruktóz, L-arabinóz, trehalóz 80 g l⁻¹, dinátrium-szukcinát 40 g l⁻¹. A CO₂ mérését gázkromatográffal (FISONS GC8000, Milano, Italy) végeztük, 250 µl gázmintából.

Fluoreszcein-diacetát hidrolitikus enzimaktivitás

A talajbiológiai enzimaktivitás mérési módszerek közül az egyik legelterjedtebb a fluoreszcein diacetát hidrolitikus aktivitás vizsgálata, amit röviden csak FDA-nak szoktak nevezni. Ez nem egy specifikus enzimaktivitási módszer, mivel a fluoreszcein diacetát molekulát számos különböző hidroláz enzim képes fluoreszceinre és ecetsavra bontani. Az FDA módszer számos vizsgálat szerint a talaj mikrobiális biomassza nagyságával mutat szoros összefüggést (Vekemans et al. 1989). Az eredeti módszer (Schnürer & Roswall, 1982) Adam & Duncan (2001) általi módosítása szerint végeztük a vizsgálatokat. Mi még annyit változtatunk az eljárásán, hogy néhány üveggyöngy hozzáadásával 30 perces előrázatást végeztünk rázógéppel, a talajszemcsék diszpergálásának elősegítésére. Ezt követően 1,00 g nedves talajt mértünk csavarosmenettel ellátott üvegedényekbe, amihez 10 cm³ 0,06 M kálium-foszfát puffert (pH = 7,6) és 200 µl FDA törzsoldatot (2 mg cm⁻³) adtunk. Ezután 1 órán keresztül rázógépen ráztuk 25 °C-on. A reakciót 10 cm⁻³ aceton hozzáadásával állítottuk le. A felülúszó oldat abszorbanciáját spektrofotométerrel 490 nm hullámhosszúságon mértük le.

A talajminták katabolikus aktivitás-mintázatának analízise

A mikrorespirációs (Campbell et al. 2003) vizsgálathoz a mintákat 2 mm-es szitán átszitáltuk, majd a víztartalmukat csírámentes desztillált vízzel egységesen a víztartó kapacitásuk 45%-ára állítottuk. Mintánként körülbelül 40 g talajt 96 lyukú mélyített lemezbe mértünk, majd Parafilm M-mel letakarva 5 napig exsikkátorban előinkubáltuk. Ezt követően a mikrobiális közösség különböző szerves szénforrásokra adott szubsztráthasznosítási válaszát vizsgáltuk az egyes egységekbe 25 µl-nyi szubsztrátot adva. Az alkalmazott szubsztrátok és koncentrációjuk 2014-ben a következő volt: 15 szubsztrát, 6 ismétlésben: D-galaktóz (Gal), trehalóz (Tre), L-arabinóz (Ara), D-glükóz (Glc) és D-fruktóz (Fru) 80 g l⁻¹, citromsav (Cit), DL-almasav (Mal), Na-borostyánkősav (Suc), L-alanin (Ala) és L-lizin-monohidroklorid (Lys) 40 g l⁻¹, L-glutaminsav (Gln) 20 g l⁻¹, és L-leucin (Leu), L-arginin (Arg), protocatechuic sav (=3,4-dihidroxibenzoesav) (Proc) és L-glutaminsav (Glu) 12 g l⁻¹.

2016-os vizsgálatokban 23 szubsztrátot alkalmaztunk 4 ismétlésben:

D-galaktóz (GAL, 80 g l⁻¹), trehalóz (TRE, 80 g l⁻¹), L-(+)-arabinóz (ARA, 80 g l⁻¹), D-glükóz (GLC 80 g l⁻¹), D-(-)-fruktóz (FRU, 80 g l⁻¹), citromsav monohidrát (CIT, 40 g l⁻¹), DL-almasav (MAL, 40 g l⁻¹), borostyánkősav (SUC, 40 g l⁻¹), L-alanin (ALA, 40 g l⁻¹), L-lizin-monohidroklorid (LYS, 40 g l⁻¹), L-glutamin (GLN, 20 g l⁻¹), L-arginin (ARG, 12 g l⁻¹), 3,4-dihidroxibenzoesav (DHB, 12 g l⁻¹), L-glutaminsav (GLU, 12 g l⁻¹), myo-inozitol (INO, 80 g l⁻¹), D-(+)-xilóz (XYL 80 g l⁻¹), D-mannitol (MAT, 80 g l⁻¹), D-(+)-mannóz (MAN, 80 g l⁻¹), D-szorbitol (SOR, 80 g l⁻¹), L-(-)-ramnóz (RHA, 80 g l⁻¹), L-aszparagin-monohidrát (ASP, 20 g l⁻¹), glükonsav kálium sója (GLA, 40 g l⁻¹), L-(+)-aszkorbinsav (ASC, 40 g l⁻¹). Az eredeti módszerleírásnál (Campbell et al. 2003) 15 szubsztrátot alkalmaztak, így eszerint jártunk el mi is a 2014-es mintavétel alkalmával, később talákoztunk megnövelt szubsztrátszámú alkalmazásokkal, ezért a későbbiekben rátértünk a 23 különböző szubsztrát alkalmazására. A szubsztrát oldatok koncentrációja azért eltérő, mert a vízben való oldhatóságuk is az. Mivel a szubsztrátoldatok pH-ja széles skálán mozgott, az abiotikus reakciók csökkentése érdekében az oldatok pH-ját egységesen semlegesre állítottuk. Minden szubsztrátot 4 ismétlésben alkalmaztunk mintánként, kontrollként desztillált vizet használtunk. A szubsztrátok hozzáadása után 20 perces várakozás után a mintákat tartalmazó lemezeket tisztított Oxoid agar gél és krezolvörös indikátort tartalmazó detektor lemezekkel lezártuk, majd 5 órás inkubáció után lemértük a detektor lemezek 570 nm-en mutatott fényelnyelésének változását. A 20 perces várakozási idő az esetleges abiotikusan képződő CO₂ eltávozására szolgált. Az inkubáció előtti fényelnyelés értékeket normalizáltuk, majd az egyes abszorbancia értékekből az előzetes kalibráció során kapott %CO₂ = 1/(a+bx^c) görbe alapján kiszámítottuk az 5 óra alatt képződött CO₂ mennyiségét, ahol x jelöli az 570 nm-en mért abszorbanciát, a, b, és c pedig konstans értékek.

Talaj baktérium közösség összetételének és diverzitásának elemzése 16S rRNS gén amplikon szekvenálással (NGS)

A 2014-es mintavétel során a baktérium specifikus 16S rRNS gén V3–V4 régióját amplifikáltuk és a PCR termékeket az azonos mintavételi helyről származó három párhuzamos mintából összepoolóztuk és kompozit mintaként Roche GS Junior platformon szekvenáltuk (piroszekvenálás). Így összesen 8 minta állt rendelkezésünkre. Az eredményként kapott szekvencia “read”-eket bioinformatikai analízisnek vetettük alá Mothur program segítségével

elemezve (Schloss et al., 2009). A nyers szekvencia adatokat az NCBI (National Center for Biotechnology Information) Szekvencia Read Archívumba (SRA) helyeztük el (BioProject PRJNA316799), illetve ez a 8 minta a SRX6440789- SRX6440796 számon NCBI Sequence Read Archive accession number alatt elérhetőek (**Függelék, 1. táblázat**) itt: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/bioproject/PRJNA316799>.

A 2016-os mintavétel során a környezeti DNS-t kb. 0,5 g talajból izoláltuk minden mintából a PowerSoil kittel (MO BIO Laboratories Inc., Carlsbad, USA), a gyártói utasításnak megfelelő módon. Az "a" rétegből (0–10 cm) valamennyi minta esetében, míg a "b"-rétegből (15–30 cm) az AF és AP helyekről sikerült megfelelő mennyiségű DNS-t izolálni. Ugyanakkor az AL/b, AA/b, AF/c és AP/c-ből csak egy-egy mintából sikerült a DNS izolálás. Továbbá az AL és AA "c"-rétegből (30–60 cm) egyetlen mintából sem sikerült a DNS izolálás. Így összességében a 36 mintából 18 mintából sikerült megfelelő mennyiségű és minőségű DNS-t izolálni. Ez nem egyedülálló, hasonló extrém talajból Xie et al. (2017) ugyanazzal az extrakciós kittel, amit mi is használtunk a 15 sós talajminta közül 7 mintából nem sikerült elegendő DNS-t izolálniuk a szekvenáláshoz.

A PCR amplifikációt 3 ismétlésben végeztük a bakteriális 16S rRNS gén V3–V4 régióra alkalmazott primer-párral, B341F (5'-CCT ACG GGN GGC WGC AG-3') és B805NR (5'-GAC TAC NVG GGT ATC TAA TCC-3') (Herlemann et al., 2011). A különböző minták a későbbi azonosíthatóságuk érdekében egyedi jelölést kaptak (a reverz fúziós primer volt ellátva, mintánként eltérő bázissorrendű szakasszal).

A PCR reakció keverék 1 µl templát DNS, 0,2 µl Phusion Hot Start II High-Fidelity DNS Polymerase (2 U/µL), 4 µl 5× Phusion HF puffer (Thermo Scientific), 4 µl dNTP mixture (10 µM), 0,4 µl BSA (20 mg/ml, Thermo Scientific) és 0,3 µl bakteriális primer (40 µM), 9,8 µl nukleáz-mentes vízben.

A PCR reakció hőmérsékleti profilja a következő volt: kezdeti denaturáció 98 °C 3 perc, majd 25 cikluson keresztül denaturáció (95 °C, 10 másodperc), annealáció (55 °C 30 másodperc), extenzió (72 °C 30 másodperc), majd végül a 25 ciklus után végső extenzió (72 °C 5 perc). A PCR amplikonokat egyesítettük és a DNS koncentrációjukat normalizáltuk Qubit dsDNA HS Assay Kit segítségével (Thermo Fisher Scientific). A bárkódolt könyvtárakat Illumina MiSeq platformon (Illumina Inc., San Diego, USA) szekvenálták a Genomics Core, Research Technology Support Facility (Michigan State University, Trowbridge, USA) MiSeq Reagent Kit v2 (500 cycle, 2 × 250 bp paired end) segítségével. A nyers szekvencia adatokat az NCBI adatbázisban helyeztük el BioProject ID PRJNA987868 jelöléssel (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/bioproject/PRJNA987868>), illetve ez a 18 minta a SRR25033134-SRR25033151 NCBI Sequence Read Archive accession number-ök alatt elérhetőek (**Függelék, 2. táblázat**), például így az AA/a1 minta esetében: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/?term=SRR25033134> illetve SRX20787903 - SRX20787920 alatt, például így: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/sra/SRX20787903>. A szekvencia read-eket Mothur v1.38.1 (Schloss et al., 2009) programmal elemeztük a MiSeq SOP alapján (www.mothur.org/wiki/MiSeq_SOP) (Kozich et al., 2013), a következő kivételekkel: "deltaq" 10-re állítottuk be a "make.contigs" paranccsal. UCHIME használtuk a kimérák kiszűrésére (Edgar et al., 2011). Az egyszeri szekvenciákat (singletons) is eltávolítottuk az adatokból Kunin et al. (2010) szerint. A taxonómiai hozzárendeléseket legalább 80%-os bootstrap megbízhatósági pontszám alkalmazásával végeztük, amelyet 1000 iteráció után

számítottunk ARB-SILVA SSU Ref NR 132 referencia adatbázis alapján (Quast et al., 2013). Ez utóbbi adatbázist használtuk referenciaként a korábbi szekvencia hozzárendelési lépésnél is.

Operatív Taxonómiai Egységeket (OTUs) a Mothur “*dist.seqs*” paranccsal és ezt követően 97%-os 16S rRNS gén szekvencia hasonlóság alkalmazásával 0,15 cut-off mellett, ami megfelel a prokarióta fajszintű küszöbértéknek (Tindall et al. 2010).

A baktérium fajgazdagság (ACE, Chao 1) és α -diverzitás indexeket (Shannon, inverz Simpson) szintén a mothur szoftver (Schloss et al. 2009) segítségével kaptuk meg, a szekvencia adatállományból azonos szekvenciamelységűre ritkítva ($n = 11242$). A nem Bacteria-ként osztályozott OTU-kat kizártuk az analízisből.

Statisztikai elemzések

A kapott adatokból kiszámoltuk az egyes minták katabolikus diverzitására vonatkozó Shannon-féle diverzitást, egyenletességet és gazdagságot (Zak et al. 1994). A respirációs mintázat további értékelése előtt az egyes minták biomasszájának mennyiségi különbségeiből eredő esetleges torzítás elkerülése végett az egyes respirációs értékeket kifejeztük az adott minta átlagos respirációjának arányában.

A 2016-os apaji adatok esetében a statisztikai elemzéseket R 4.1.2 (R Core Team, 2019) programmal, a vegan 2.5-7 csomaggal (Oksanen et al. 2020) végeztük. A változók közötti Pearson korrelációkat és szignifikanciájukat a Hmisc 4.4-1 csomag (Harrell, 2020) *rcorr* funkciójával, az ábrázolást pedig a corrrplot csomag (Wei & Simko 2021) végeztük.

Nem metrikus többdimenziós skálázást (NMDS) a *metaMDS* funkcióval (vegan) végeztük, annak érdekében, hogy az eltérő vegetációjú helyek és a talajmélységek vizuálisan elkülönülnek-e egymástól. A Bray-Curtis szerinti távolság mátrixokat alkalmaztuk a talajadatokra, a standardizált katabolikus aktivitás profilokra és a genusz szintű ngs adatokra.

PERMANOVA (Anderson. 2001) adatelemzést *adonis* funkcióval alkalmaztuk az eltérő vegetációjú helyek és az eltérő talajmélységek közötti szignifikáns eltérések kimutatására a talaj tulajdonságok, a katabolikus aktivitás adatok és ngs adatok esetében. Ahol szignifikáns különbséget találtunk páronkénti PERMANOVA-t alkalmaztunk a pairwiseAdonis 0.0.1 (Arbizu, 2017) csomag segítségével, Bonferroni-korrekciónal. Annak érdekében, hogy kiderítsük, hogy mely szubsztrát-indukált respirációs értékek a felelősek elsősorban a talaj csoportok közötti elkülönülésben SIMPER tesztet alkalmaztunk (Clarke 1993). Indikátor faj analízist (ISA: Indicator species analysis) is alkalmaztunk hasonló céllal a Dufrêne-Legendre indicator species analízis módszerével (Dufrêne & Legendre 1997) “indicspec” (De Cáceres 2022) csomaggal azért, hogy megállapítsuk mely taxonómiai egységek (OTUs) azok, amelyek leginkább asszociáltak egy vagy több talajminta csoporthoz, illetve hasonló módon a standardizált mikrorespirációs adatokra vonatkozóan mely szubsztrát-hasznosítási ráták asszociáltak egy vagy több talajcsoporthoz adott szignifikancia szinten.

Direkt gradiens analízist alkalmaztunk a standardizált mikrorespirációs adatok, a genusz-szintű ngs adatok és a talajfizikai és talajkémiai változók között. A távolság-függő redundancia analízist (dbRDA) Bray-Curtis távolságfüggvénnyel a *capscale* funkcióval végeztük ugyancsak a vegan csomaggal, ez egy kötött (kényszerített) ordinációs módszer, aminél nem előfeltétel az, hogy lineáris vagy unimodális összefüggés legyen a magyarázó és a válaszváltozók között (Legendre and Anderson 1999). A relatív abundancia adatoknál Hellinger transzformációt alkalmaztunk a Bray-Curtis távolságok számítását megelőzően. Mivel a talaj adatok erős

multikollinearitást mutattak, ezért a talajváltozókat magyarázó erejük alapján előre szelektáltuk. Ezt úgy értük el, hogy a dbRDA-t talajváltozónként külön-külön futtattuk, hogy látható legyen a mikrobiális adatok kapcsolata az egyes talaj változókkal, amikor csak egyenként vesszük őket figyelembe. Azokat a talajváltozókat, amelyek alacsony magyarázó erővel rendelkeztek (úgy definiáltuk, hogy a mikrobiális adatok teljes varianciájának kevesebb, mint 5%-át magyarázzák) kizártuk dbRDA modellből. A legjobban illeszkedő dbRDA modellt az Akaike információs kritérium (AIC) alapján választottuk ki kétirányú stepwise regressziós modell alapján a vegan csomag *ordistep* funkció használatával. A kapott modellt ismét teszteltük multikollinearitásra nézve és a modell szignifikanciáját is becsültük. Ahol a talajváltozók, még mindig multikollinearitást mutattak, ökológiailag értelmezhetően választottuk ki, hogy melyik tényező legyen kizárva vagy megtartva. Mantel tesztet is alkalmaztunk, – *mantel* funkció a vegan csomagban –, ami két adatmátrix közötti korrelációt adja meg, nevezetesen a standardizált mikrorespirációs vagy genusz-szintű ngs adatok és a talajfizikai és kémiai adatok közöttit, ez utóbbinál az egyes talajváltozóknak, mint vektoroknak az eredmény mátrixokkal való egyenkénti korrelációját is kiszámítottuk Pearson-féle korreláció szerint.

III.7. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

III.7.1. A talajok fizikai és kémiai elemzésének eredményei

14. táblázat. Talaj és üledékminták a Felső-kiskunsági szikes tavak mellett feltüntetve a minták jelölését földrajzi koordinátáit és a jellegzetes növényzetet (2013. szeptember)

Minta	Minta jel	Koordináta (WGS84)	Minta-típus, növény
Böddi-szék (B)	B15	N46,76717905; E19,15571754	Mederüledék
Kelemen-szék(K)	B16	N46,76766522; E19,15531265	Zsióka (<i>Bolboschoenus maritimus</i>)
	B17	N46,76837581; E19,15540571	Sziki mézpázsit (<i>Puccinellia limosa</i>)
	K18	N46,79449751; E19,17534153	Mederüledék
	K19	N46,79340185; E19,17367544	Zsióka (<i>Bolboschoenus maritimus</i>)
	K20	N46,79335700; E19,17355745	Zsióka (<i>Bolboschoenus maritimus</i>)
	K21	N46,79361867; E19,17283764	Sziki mézpázsit/Sziki őszirózsa (<i>Puccinellia limosa</i> / <i>Aster tripolium</i>)
Zab-szék (Z)	Z22	N46,83652901; E19,17296328	Mederüledék
	Z23	N46,83626816; E19,17293646	Zsióka (<i>Bolboschoenus maritimus</i>)
	Z24	N46,83658043; E19,17528369	Sziki őszirózsa (<i>Aster tripolium</i>)
	Z25	N46,83649713; E19,17736782	Sziki legelő (<i>Astragalus asper</i>)

15. táblázat. A legfontosabb mért fizikai és kémiai változók a Felső-kiskunsági szikes tavak (Böddi-szék (B), Kelemen-szék (K) és Zab-szék (Z)) melletti terület talaj és üledékmintáiban (2013. szeptember)

Minta jel	Homok 2-0,05 mm (%)	Iszap 0,05-0,002 mm (%)	Agyag <0,002 mm (%)	Humusz %	pH (H ₂ O)	CaCO ₃ %	EC μS/cm	pF=0 m/m%
B15	29,13	52,30	18,57	0,842	10,1	29,7	3570	32,2
B16	20,92	58,29	20,79	0,947	10,0	31,1	2730	27,0
B17	19,44	63,67	16,89	0,683	10,2	27,4	4280	31,0
K18	14,03	61,64	24,33	0,747	10,3	29,5	5780	37,6
K19	14,35	58,74	26,91	2,89	8,98	30,3	2880	35,4
K20	25,92	48,29	25,80	1,48	9,49	27,9	2720	24,6
K21	18,36	63,38	18,26	2,21	9,77	13,9	2860	38,4
Z22	67,57	18,87	13,56	0,325	10,3	14,6	2560	22,3
Z23	61,14	18,66	20,21	0,394	10,0	16,2	947	27,8
Z24	51,10	44,65	4,25	1,12	9,13	20,8	355	28,7
Z25	34,95	50,24	14,82	3,48	7,82	21,3	271	43,9

A talajtextúrát meghatározó szemcseméret-eloszlás jellegzetesen különbözött a három szikes tó mellől vett mintákban (**15. táblázat**). A Zab-szék mellől származó mintákban a homokfrakció dominált és itt volt a legalacsonyabb az agyagfrakció részaránya. A Böddi-szék mellől származó mintáknál az iszap frakció dominált és a homok és agyag hozzávetőlegesen egyenlő arányban volt jelen. A Kelemen-szék mellől származó mintáknál is az iszap frakció dominált, de az agyagfrakció nagyobb részarányával szerepelt, mint akár a Böddi-szék vagy a Zab-szék mintáiban.

A szervesanyag-tartalom a Zab-szék (Z25) mintában volt a legnagyobb, ezt követte a Kelemen-szék egyik zsiókás és sziki mézpázsitos mintája, míg a legalacsonyabb humusztartalommal a Zab-szék mederüledék (Z22) és part menti zsiókás (Z23) mintája rendelkezett (**15. táblázat**).

A vizsgált minták pH-tartománya 7,8 és 10,3 között változott. A legnagyobb pH-érték a mederüledék mintáiban volt (K18, Z22), majd ezt követte a Böddi-szék mézpázsitos rizoszféra

mintája (B17). A legalacsonyabb pH-értéket a Zab-szék melletti szikes füves pusztá *Astragalus asper* rizoszférájából származó mintában (Z25) mértük (**15. táblázat**).

A mért elektromos vezetőképesség (EC) széles tartományban mozgott a minták között. Általánosságban elmondható, hogy a Zab-szék melletti mintáknak volt a legalacsonyabb elektromos vezetőképessége, vagyis vízzeloldható sótartalma. A rizoszféra minták közül a Böddi-szék melletti sziki mézspázsit rizoszféra mintájának (B17) volt a legnagyobb, míg a Zab-szék melletti szikes füves pusztá *Astragalus asper* rizoszférájából származó mintában (Z25) a legkisebb (**15. táblázat**).

A 2014. évi vizsgálataink (Apaj) szerint a talajnedvesség nagyon alacsony volt júniusban, átlagosan 0,16%, míg szeptemberben 34,12%. Az extrém száraz júniusi mintavételkor a talaj pH az erősen alkalikusztól a közel neutrálisig változott az AL – AP – AA – AF irányban (**16. táblázat**). Az extrém csapadékos szeptemberi mintavételkor, amikor a területnek a jelentős részét kb. 10 cm víz borította a talaj pH minden mintavételi helyen alkalikus volt és a területek felszíni talajában mért pH értékek között kisebb volt a különbség, mint júniusban. A talaj elektromos vezetőképessége (sótartalma) a vegetáció típusától függően ugyanabban az irányban változott, mint a pH a júniusi és a szeptemberi mintavétel alkalmával egyaránt. Nagyságrendnyi különbség volt a legnagyobb EC értékű vakszik (AL) és a minimális EC értéket mutató füves pusztá (AF) felszíni talaja között. Ugyanakkor a talaj szerves C ellenkező irányban, vagyis AL–AP–AA–AF felé növekedett. A szerves C-ben a minimum és maximum értékek között júniusban nagyobb különbség adódott, mint szeptemberben. A talaj mésztartalma a két vizsgált időpontban változatlan volt, az AL és AP talajában kb. másfélszer annyi volt, mint az AA és AF talajában mért érték (**16. táblázat**). A kéttényezős varianciaanalízis alapján (a két tényező az egyik a mintavételi időpont, június és szeptember, a másik a 4 mintavételi hely – vagy vegetáció típus –, a különböző vegetáció tekintetében a talaj pH_{H2O}, az EC, a szervesanyag, a mésztartalom és a talajnedvesség mind erősen szignifikáns hatással bírt, míg a mintavételi időpont a mésztartalom kivételével szintén szignifikáns hatással bírt (**Függelék, 3. táblázat**)).

A 2016. évi vizsgálataink szerint a talajokat (AL, AP, AA) általában szikes-sós talajként lehetett jellemezni, kivéve az AF terület talaját, ami semleges kémhatású (pH_{H2O} = 7,7) és alacsony sótartalmú (EC = 0,29 mS/cm) volt a felső 0–10 cm rétegben; ugyanakkor enyhén lúgos (pH_{H2O} = 8,2) és alacsony sótartalmú (EC = 0,26 mS/cm) volt a 10–30 cm rétegben (**17. táblázat**). A vakszik (AL) területén volt a legnagyobb a pH (pH_{H2O} = 10,4) és a vezetőképesség (EC = 5,11 mS/cm) a felső 10 cm rétegben, míg a többi mintaterületen a maximum a 10–30 cm rétegben (AP) vagy a 30–60 cm rétegben (AA és AF) volt. A talaj textúrája változatosan alakult: agyag, agyagos vályog, iszapos agyagos vályog, iszapos vályog, és vályog. A talaj szerves szén (SOC) tartalom a legnagyobb a felső 10 cm-ben volt a vizsgált talajoknál, majd a mélységgel csökkent mind a négy területen. A talaj szerves C (SOC) a talaj összes N-el (TN) együtt ellentétes irányban változott a talaj pH-val és EC-vel. Ahogy várható volt, erős és többszörös szignifikáns korreláció mutatkozott a legtöbb talajparaméter között (**31. ábra**), különösen a talaj pH_{H2O}, pH_{KCl}, EC és Na szoros korrelációban voltak egymással, és negatív korrelációban a SOC és TN-el ami megnehezíti a ténylegesen ható talajtényezők megállapítását a katabolikus aktivitásmintázat és a mikrobiális közösség struktúra meghatározásában.

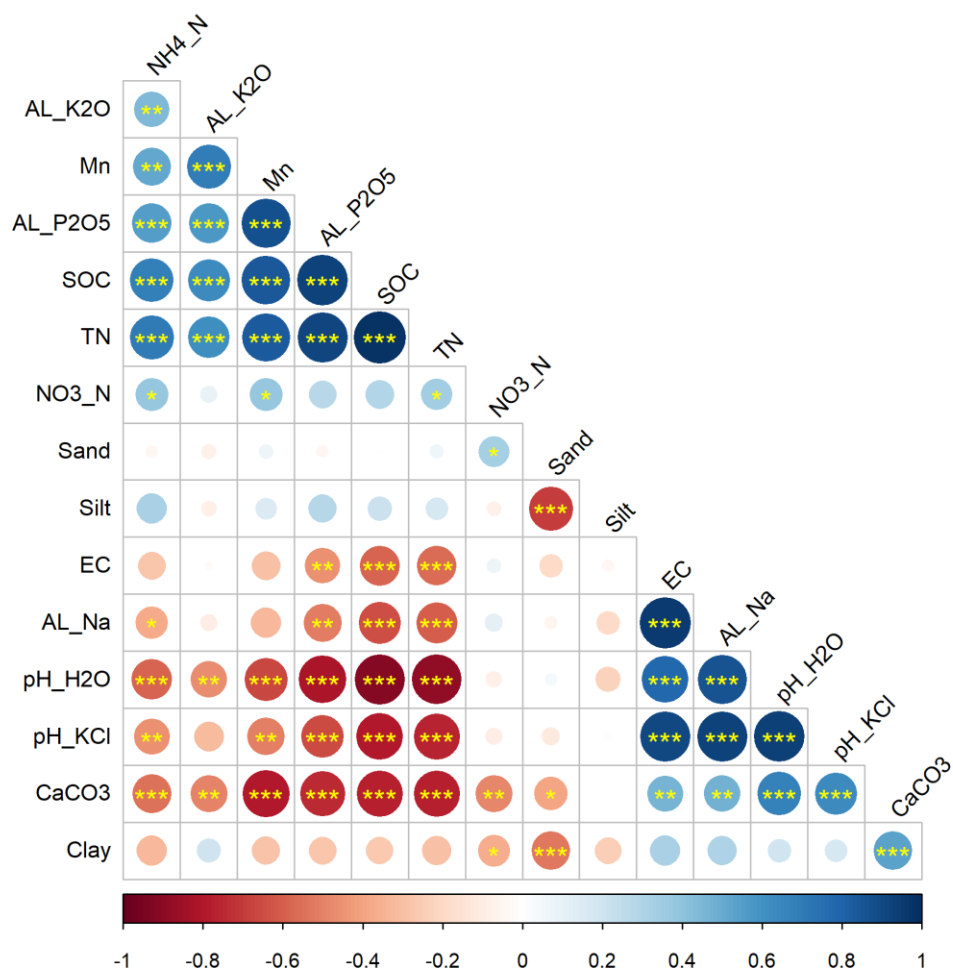
16. táblázat. A legfontosabb mért talajfizikai és kémiai változók az Apaj melletti területen (2014. június és szeptember) a 0–10 cm rétegben (Rövidítések: EC – elektromos vezetőképesség, mS cm⁻¹; SOC – talaj szerves C; AL – Vakszik, (*Lepidio crassifolii-Camphorosmetum annuae*), AP – Mézpázsitos szikfok (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*), AA – Ürmös szikespuszta (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*), AF – füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*); n = 3).

Veg. típus	Hónap	pH _{H2O}	EC	SOC	CaCO ₃	Homok	Iszap	Agyag
			mS cm ⁻¹	%	%	%	%	%
AL	Jún	10,33±0,1	3,80± 0,8	0,4±0,1	22,3±4,1	-	-	-
	Szept	10,36±0,1	2,15±0,1	0,3±0,0	20,9±3,0	23,9± 2,8	48,4± 0,6	27,7± 3,1
AP	Jún	8,87± 0,6	1,20± 0,2	1,3±0,3	23,2±0,7	-	-	-
	Szept	9,48±0,2	1,13± 0,05	0,6±0,1	22,5±1,0	21,1± 3,2	51,5± 4,6	27,4± 1,9
AA	Jún	8,29±0,3	0,56± 0,2	1,7±0,3	12,5±4,2	-	-	-
	Szept	*9,9±0,1	0,59± 0,03	1,1±0,2	12,5±0,9	41,6± 3,4	37,2± 2,4	21,1± 3,1
AF	Jún.	7,38±0,2	0,33± 0,04	2,6±0,2	15,9±2,9	-	-	-
	Szept	8,0±0,2	0,28± 0,02	1,6±0,5	15,6±2,2	21,6± 0,9	54,3± 0,9	24,2± 0,9

*Az AA mintát két rétegre bontva a felső (0–5 cm) pH= 7,9, míg az alsó (5–10 cm) pH= 9,9

17. táblázat. A legfontosabb mért talajfizikai és kémiai változók az Apaj melletti területen (2016. október) (Rövidítések: EC – elektromos vezetőképesség, mS cm⁻¹; AL – Vakszik, (*Lepidio crassifolii-Camphorosmetum annuae*), AP – Mézpázsitos szikfok (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*), AA – Ürmös szikespuszta (*Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*), AF – füves szikespuszta (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*); talaj mélységek: a – 0-10 cm, b – 10-30 cm, c – 30-60 cm; n = 3).

Site	Mélység	pH _{H2O}	pH _{KCl}	EC	SOC	CaCO ₃	Homok	Iszap	Agyag	Mn	NO ₃ -N	AL - K ₂ O
				mS cm ⁻¹	%	%	%	%	%	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹
AL	a	10.41 ± 0.23	9.62 ± 0.27	5.11 ± 1.49	0.37 ± 0.10	24.64 ± 7.4	19.88 ± 3.82	49.8 ± 1.12	30.32 ± 4.92	32.14 ± 12.88	4.42 ± 1.76	193.11 ± 5.47
	b	10.52 ± 0.04	9.78 ± 0.06	4.76 ± 0.23	0.17 ± 0.03	42.59 ± 5.02	13.27 ± 2.11	49.22 ± 1.67	37.51 ± 1.26	12 ± 5.33	1.58 ± 0.5	150.49 ± 35.36
	c	10.46 ± 0.03	9.73 ± 0.01	3.17 ± 0.47	0.10 ± 0.01	34.34 ± 1.97	15.36 ± 1.49	64.95 ± 5.36	19.69 ± 4.81	12.25 ± 1.57	0.86 ± 0.03	77.95 ± 3.78
AP	a	9.66 ± 0.14	8.96 ± 0.11	3.05 ± 0.19	1.02 ± 0.23	22.24 ± 1.23	25.03 ± 2.06	48.93 ± 2.03	26.05 ± 1.24	48.62 ± 3.93	4.25 ± 1.05	174.64 ± 21.08
	b	10.14 ± 0.04	9.25 ± 0.05	3.45 ± 0.3	0.32 ± 0.03	32.93 ± 2.93	23.78 ± 2.38	42.4 ± 0.72	33.82 ± 2.2	23.78 ± 1.82	0.3 ± 0.51	182.28 ± 11.9
	c	10.29 ± 0.03	8.97 ± 0.09	1.8 ± 0.2	0.14 ± 0.01	35.81 ± 4.34	36.73 ± 5.36	39.26 ± 4.21	24.01 ± 2.06	16.11 ± 2.26	0.27 ± 0.47	123.42 ± 10.61
AA	a	9.36 ± 0.07	7.98 ± 0.04	1.24 ± 0.14	0.79 ± 0.02	15.08 ± 2.57	41.03 ± 3.93	39.73 ± 0.56	19.25 ± 3.42	24.13 ± 3.62	6.9 ± 1.1	118.02 ± 8.56
	b	10.32 ± 0.09	9.14 ± 0.3	3.15 ± 0.79	0.25 ± 0.05	26.31 ± 9.81	29.85 ± 8.1	35.8 ± 2.33	34.35 ± 5.79	19.04 ± 5.62	0.3 ± 0.51	180.19 ± 7.65
	c	10.46 ± 0.04	9.54 ± 0.05	3.04 ± 0.28	0.12 ± 0.02	36.62 ± 4.69	27.23 ± 4.96	46.21 ± 2.52	26.56 ± 5.72	10.75 ± 0.93	0 ± 0	96.72 ± 25.84
AF	a	7.73 ± 0.09	7.25 ± 0.04	0.29 ± 0.01	1.76 ± 0.11	14.22 ± 1.79	20.14 ± 0.99	54.98 ± 0.51	24.87 ± 1.51	49.48 ± 6.85	1.74 ± 0.05	256.7 ± 53.29
	b	8.19 ± 0.11	7.4 ± 0.02	0.26 ± 0.02	1.13 ± 0.10	15.79 ± 2.62	20.38 ± 0.76	52.18 ± 0.66	27.44 ± 1.36	38.54 ± 4.97	0.24 ± 0.42	166.96 ± 38.01
	c	9.38 ± 0.32	7.86 ± 0.15	0.42 ± 0.19	0.40 ± 0.03	38.57 ± 1.14	13.64 ± 0.41	49.14 ± 1.01	37.22 ± 1.32	11.99 ± 0.48	0.36 ± 0.62	108 ± 12.89

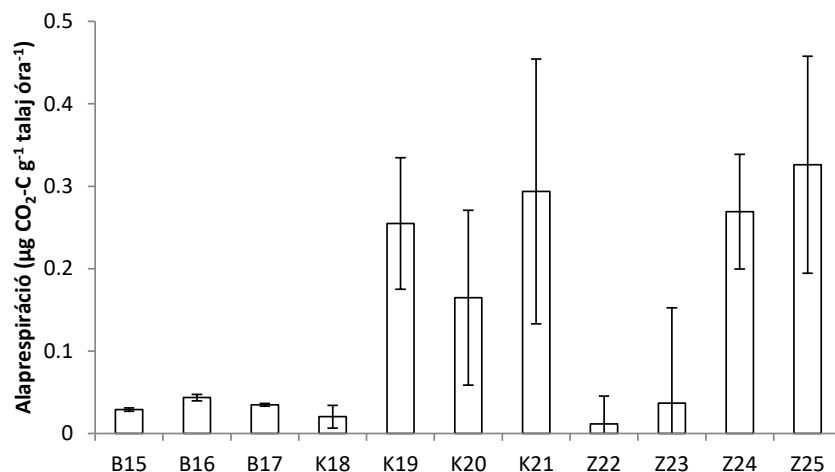


31. ábra. A 2016. októberben vett talajminták (Apaj: AL, AP, AA, AF) 3 mélységből (0–10cm, 10–30 cm, 30–60 cm) talajkémiai és fizikai adatainak korrelációja (Pearson's r), szignifikáns korrelációk $p < 0,05$ *; $p < 0,01$ **; $p < 0,001$ ***), $n = 36$.

III.7.2. Alap- és szubsztrát-indukált respiráció eredményei a Felső-kiskunsági tavak mellett

A gázkromatográfiás méréssel meghatározott alap- és szubsztrát-indukált respiráció

Az alaprespiráció a mederüledék mintákban volt a legkisebb (B15, K18 és Z22), ezt követték a zsiókás minták (B16, Z23) és a mézpázsitos minta a Böddi-székről (B17) (32. ábra).



32. ábra. A vizsgált tavi üledékek (B15, K18 és Z22) és talajminták (B16-17, K19-21 és Z23-25) gázkromatográfiával mért alaprespirációjának átlagai a szórások feltüntetésével

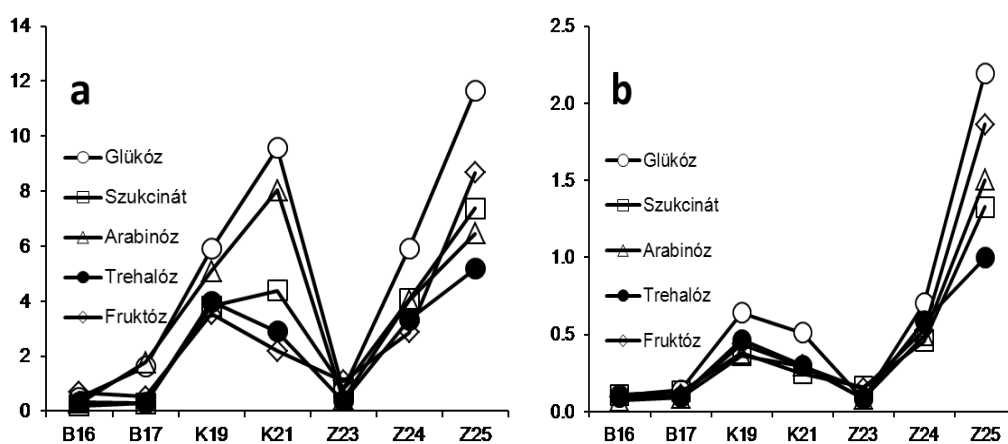
A Kelemen-székről gyűjtött (K19, K20 és K21) és a zab-széki (Z24 és Z25) minták alaprespirációja jóval nagyobb volt, a nagy szórás miatt azonban szignifikáns különbségeket ezek között nem tudtunk kimutatni. Az alaprespiráció a vizsgált talajparaméterek közül korrelációban volt a humusztartalommal ($r = 0,88$; $P = 0,0003$), a pH-val ($r = -0,84$; $P = 0,0012$) és kisebb mértékben, marginálisan a vezetőképességgel ($r = 0,55$; $P = 0,08$). Az alaprespiráció és a humusztartalom közötti pozitív összefüggés jól ismert, továbbá az is nyilvánvaló, hogy a pH befolyásolja a mikrobiális aktivitást. Azonban pontosan nem tudhatjuk, hogy a pH és az alaprespiráció közötti szoros korreláció közvetlenül a kémhatásból származik, vagy a nagyobb pH érték melletti alacsonyabb humusztartalomnak tulajdonítható.

A szubsztrát-indukált respirációt (SIR) 5 eltérő szubsztrát hozzáadása után mértük, gyakorlatilag egy nap csak egy szubsztrátot, mivel a 11 mintát 4 ismételtsben mértük, és nagyjából ez az egy nap alatt mérhető adag. A Böddi-szék mintáiban volt a legalacsonyabb az aktivitás. Glükóz hozzáadására mind a három helyen a minták között a SIR szignifikáns volt (Szili-Kovács et al. 2017). Szukcinát hozzáadása után mért SIR a kelemen-széki és zab-széki minták esetében egyaránt szignifikáns volt, míg a böddi-széki talajoknál nem volt eltérés. Arabinóz hozzáadása után minden zab-széki talaj között a SIR szignifikánsan különbözött, a böddi-széki és kelemen-széki talajoknál viszont nem. Trehalóz hozzáadása után minden kelemen-széki talaj SIR szignifikánsan különbözött, a zab-széki és böddi-széki talajoknál nem. Végül fruktóz hozzáadása után minden böddi-széki és zab-széki talaj SIR szignifikánsan különbözött, a kelemen-székiek viszont nem (Szili-Kovács et al. 2017). A különböző szubsztrátok tehát helyenként eltérő mértékben különítik el a talajokat, eltérő szubsztrát-hasznosítási mintázatot eredményezve. Egy további megfigyelést kell megemlítenünk a SIR

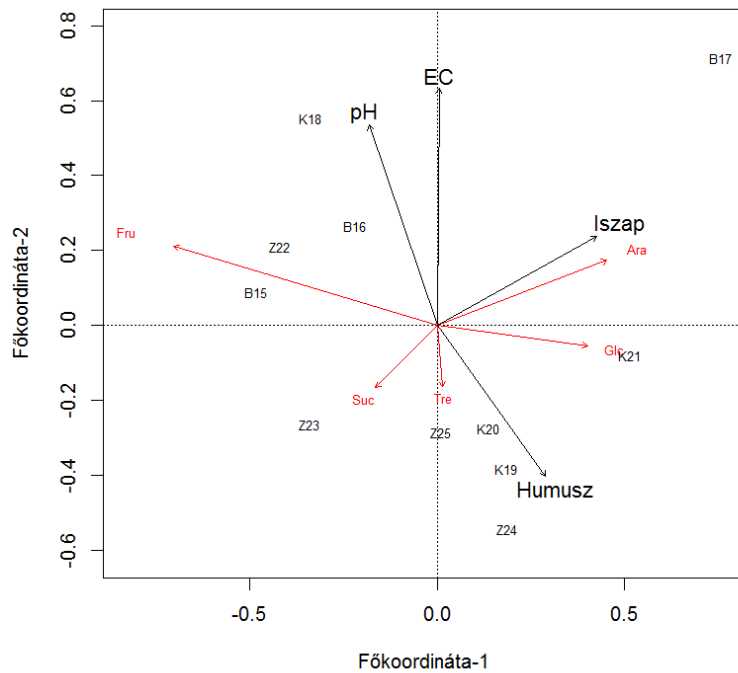
méréssel kapcsolatban. A szubsztrát talajhoz történő hozzáadása után több esetben – elsősorban a mederüledék és a zsiókás mintáknál – a talaj fölötti levegő CO₂ koncentrációja lecsökkent, vagyis a talaj CO₂-t nyelt el, és a szubsztrát hasznosításból származó CO₂ növekmény csak hosszabb inkubációs idő után jelent meg. Ezt a jelenséget már Anderson és Domsch (1978) is leírta néhány nagy szervesanyag tartalmú talajnál. Ez az oka annak, amiért a módszertani részben leírtak szerint nem a 0 és 3 óra közötti, hanem a 3 és 5 óra inkubációs idő közötti CO₂ képződésből számítottuk ki a respiráció sebességét.

Szubsztrát-indukált respiráció mikrorespirációs (MicorRespTM) módszerrel

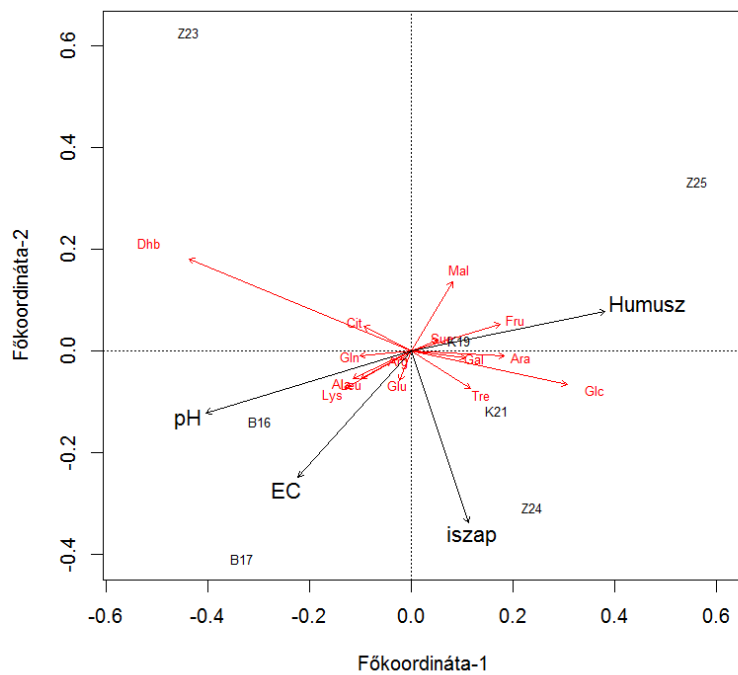
Összehasonlításként a 11 minta közül 7 mintából végeztük el a mikrorespirációs mérést, kihagyva a mederüledék mintákat, melyeknek amúgy is nagyon alacsony a respirációs aktivitása, így nehezen értékelhetők, továbbá a kelemen-széki K20-as mintát, mivel a K19-hez hasonlóan az is zsiókás volt. Mikrorespirációs méréseket a gázkromatográffal mért SIR értékekkel együtt ábrázoltuk (33. ábra), az összehasonlítás kedvéért. Az rögtön szembetűnik, hogy a gázkromatográfiás méréssel kapott értékek jóval nagyobbak a mikrorespirációval kapott adatoknál. A két különböző módszerrel mért szubsztrát indukált respiráció között szignifikáns korreláció ($r=0,82$; $p<0,0001$) a K21-es minta kihagyásával még erősebb ($r=0,93$; $p<0,0001$). Ugyanakkor szubsztrátonként összehasonlítva az arabinóz esetében nem volt szignifikáns korreláció a két mérési módszer között ($r=0,58$; $p=0,17$), a többi szubsztrát esetében viszont igen.



33. ábra. A szubsztrát-indukált respiráció méréseinek összehasonlítása gázkromatográffal (a) illetve mikrorespirációs módszerrel (b) mérve (µg CO₂-C/g talaj/óra)



34. ábra. Főkoordináta elemzés a gázkromatográffal mért SIR értékeiből (5 szubsztrát) és négy környezeti változó (humusztartalom, pH, vezetőképesség (EC), iszap-tartalom (%)) felhasználásával a vizsgált 11 mintánál. Az 1. főkoordináta az összvariancia 76%-át a 2. főkoordináta 11%-a magyarázza.



35. ábra. Főkoordináta elemzés a mikrorespirációs adatok szubsztrát-átlagra normalizált értékeiből (15 szubsztrát) és négy környezeti változó (humusztartalom, pH, vezetőképesség (EC) és iszap-tartalom (%)) felhasználásával a vizsgált 7 mintánál (az 1. főkoordináta az összvariancia 77%-át a 2. főkoordináta 14%-a magyarázza)

Szubsztrát-hasznosítási mintázat és a környezeti változók

A katabolikus aktivitás-mintázat és a környezeti változók közötti összefüggések feltárására főkoordináta elemzést és a környezeti változókkal való regresszióanalízist végeztünk. A gázkromatográfiával meghatározott SIR (**34. ábra**) és a mikrorespirációval mért SIR (**35. ábra**) ordinációját négy környezeti változóval ábrázoltunk, mivel az itt nem említett egyéb elemzések során ezeknek kimutatható hatásuk volt. A mederüledék minták szorosan egymás mellett helyezkednek el, mivel ezeknél a környezeti feltételek élesen elkülönülnek a talajokétól. A mikrorespirációs méréssel merőben eltérően helyezkednek el a minták egymáshoz képest, aminek egyrészt az az oka, hogy itt csak 7 minta szerepel a 11-ből, másrészt viszont 15 szubsztrát respirációs mintázata szerepel szemben az 5-szubsztrátos gázkromatográfiás méréssel. Ugyanakkor a 33. ábrán bemutatott összehasonlítás szerint néhány esetben az azonos szubsztrátok is némileg eltérő tendenciájú eredményt adnak. Mind a kétféle módszerrel történt elemzés azt mutatja, hogy a humusztartalom és a pH változása egymással ellentétes módon hat, a sótartalom inkább a pH-val mutat szorosabb kapcsolatot, az iszaptartalom pedig látszólag független tőlük, hiszen közel merőlegesen helyezkedik el hozzájuk képest (**34. & 35. ábra**). A homok- és agyagtartalomnak nem volt szignifikáns hatása. A növényzet hatása kevésbé látszik meghatározónak, valószínűleg azért, mert ugyanaz a növényzet eltérő talajtulajdonságok között is megjelenik, illetve a növényzet hatásának kimutatására valószínűleg sokkal több mintára lett volna szükség. Wakelin et al. (2008) különböző mezőgazdasági művelésű talajokon kimutatták, hogy a talaj pH a legfontosabb szelekciós faktor mind a genetikai, mind a katabolikus aktivitás mintázat tekintetében, továbbá azt is, hogy a mikrorespirációval meghatározott katabolikus aktivitás-mintázat sokkal szorosabb összefüggésben van a bakteriális-, mint a gomba közösség-szerkezettel.

18. táblázat. Környezeti változók vektorként történő illesztése az ordinációs diagramokra, – 34. és 35. ábrákra (Vegan – envfit funkcióval; 999 permutáció), korreláció és szignifikancia feltüntetésével.

	gázkromatográfiás SIR mérés		MicroResp™ SIR mérés	
	r ²	P>r	r ²	P>r
pH	0,497	0,06+	0,818	0,032 *
EC (μS/cm)	0,622	0,013*	0,695	0,106
Humusz (%)	0,381	0,153	0,731	0,096+
Homok (%)	0,273	0,265	0,592	0,209
Iszap (%)	0,368	0,165	0,6826	0,101
Agyag (%)	0,044	0,845	0,1873	0,683

III.7.3. Talaj katabolikus aktivitás mintázata (Alap- és szubsztrát-indukált respiráció, FDA hidrolízis) az apaji területen végzett vizsgálatok alapján (2014, 2016)

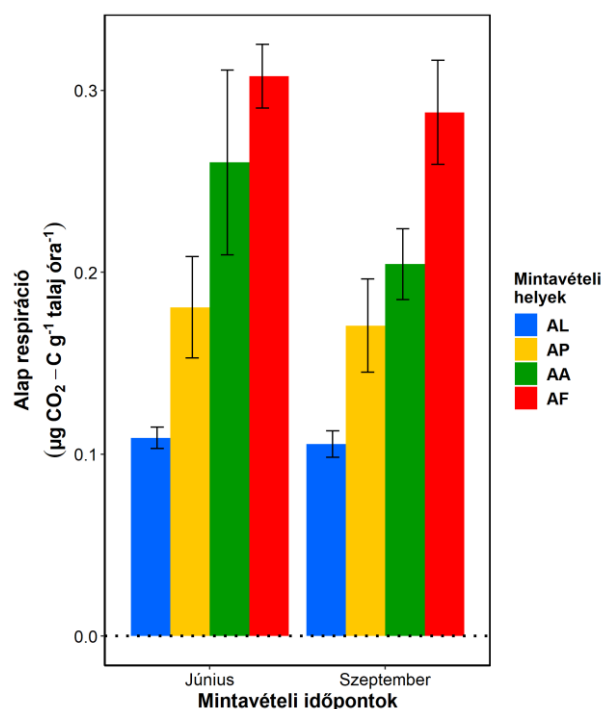
A 2014-es vizsgálatok szerint a MicroResp segítségével mért alaprespiráció 0,11 és 0,33 g CO₂-C g⁻¹ óra⁻¹ között változott, az AL – AP – AA – AF sorrend szerint növekedve. A talaj alaprespiráció értékei júniusban nagyobbak voltak, mint szeptemberben (36. ábra). Az alaprespiráció gázkromatográfiás mérése alapján a 2014. júniusi és szeptemberi értékek jelentősen különböztek, júniusban jóval nagyobb értékeket mértünk (37. ábra). Továbbá a júniusi mintáknál az alaprespiráció az AA mintákban nagyobbak mutatkozott, mint az AF mintákban. A szeptemberi minták alaprespirációs értékeiben az AP, AA és AF között nem volt szignifikáns különbség, valószínűleg a nagyon alacsony respirációs értékekhez társuló nagy szórások miatt. A gázkromatográffal mért szubsztrát (glükóz) indukált respirációs értékek szintén az AL – AP – AA – AF sorrend szerint növekedtek a 2014. szeptemberi mintákban, míg a júniusban az AA és AF között nem volt szignifikáns különbség (38. ábra).

A fluoreszcein-diacetát hidrolitikus aktivitás a gázkromatográffal mért glükóz-indukált respirációhoz hasonlóan alakult, szintén az AL – AP – AA – AF sorrend szerint növekedve, mindössze a júniusi mintáknál a nagyobb szórások miatt statisztikailag elfogadható különbség az AP, AA és AF minták között nem volt igazolható (39. ábra).

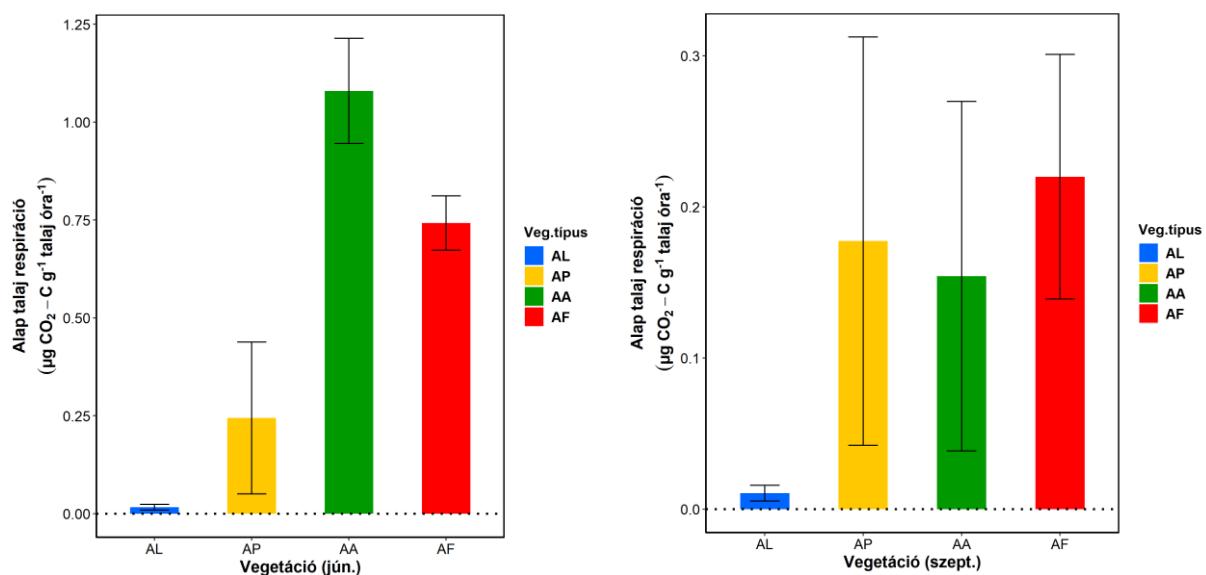
A katabolikus aktivitás-mintázat nagymértékben különbözött a 4 eltérő vegetációjú terület talajában. Az AL és AP területek talajmintáiban kevesebb szubsztrátot hasznosítottak, mint az AA és AF esetében. A statisztikai vizsgálatok szerint (PERMANOVA) a mintavételi terület (növényzet típus, $p = 0,001$) és a mintavétel időpontja (június vs szeptember, $p = 0,03$) egyaránt szignifikáns hatással volt a katabolikus aktivitás-mintázatra (40. & 41. ábra, Függelék, 5. táblázat).

A kummulatív – összes szubsztrát általi respirációs válaszok mintánkénti összege – szubsztrát indukált respiráció a 2014. évi júniusi és szeptemberi minták között jelentősen különbözött, a júniusi legalább a duplája volt a szeptemberinek (42. ábra, Függelék, 4. táblázat), a szeptemberi mintáknál lépcsős emelkedés látszik az AL – AP – AA – AF sorrend szerint növekedve, júniusban is hasonló volt, de az AA és AF nem különbözött egymástól.

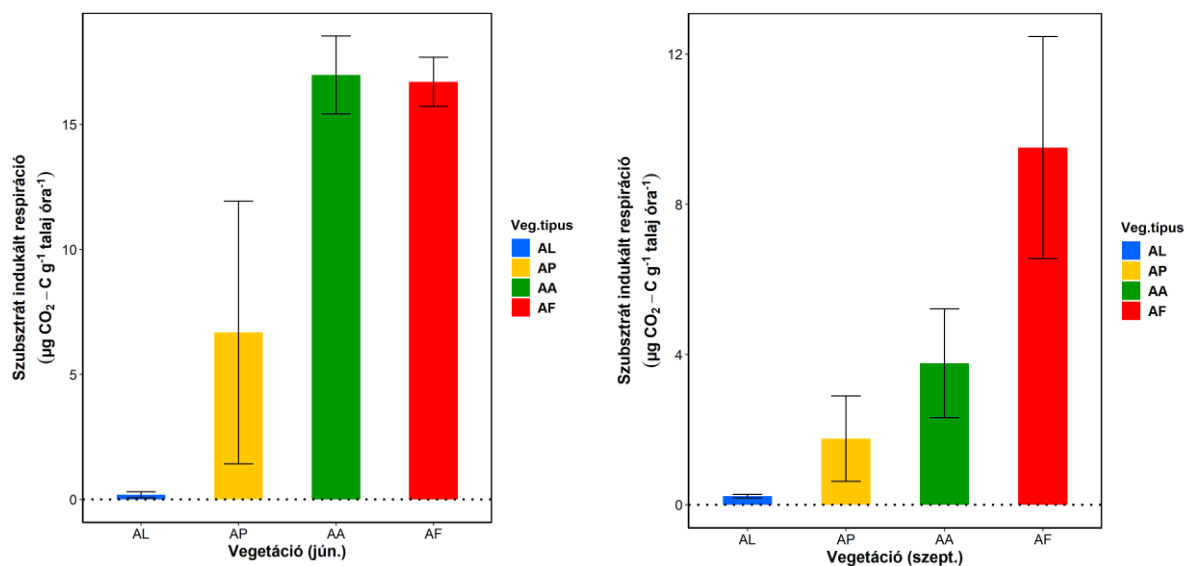
Redundancia analízis alapján a MicroResp eredményeit elsősorban a talaj EC és a nedvességtartalom befolyásolta (43. ábra). A teljes RDA modell szignifikáns volt ($F = 7,68$ $p < 0,01$), a kötött variancia a végleges modell 36,7%-át magyarázza az R^2 érték alapján. A talaj vezetőképessége (EC) főleg az RDA1 tengely mentén (eigenérték: 2,557) volt felelős az eltérő vegetáció típusok talajmináinak szétválásáért, habár a júniusi mintáknál az AF és AP minták szétválása nem volt teljes. A talajnedvességből adódó különbség az RDA2 tengely mentén volt hatással a minták szétválására, az EC-hez képest jóval kisebb magyarázó erővel (eigen-érték: 0,492) az RDA1-hez képest. Az EC és a talajnedvesség közel egymásra merőleges helyzete azt jelezte, hogy ezek között nincs korreláció, ennél fogva a katabolikus aktivitásra gyakorolt hatásuk egymástól függetlennek tekinthetők.



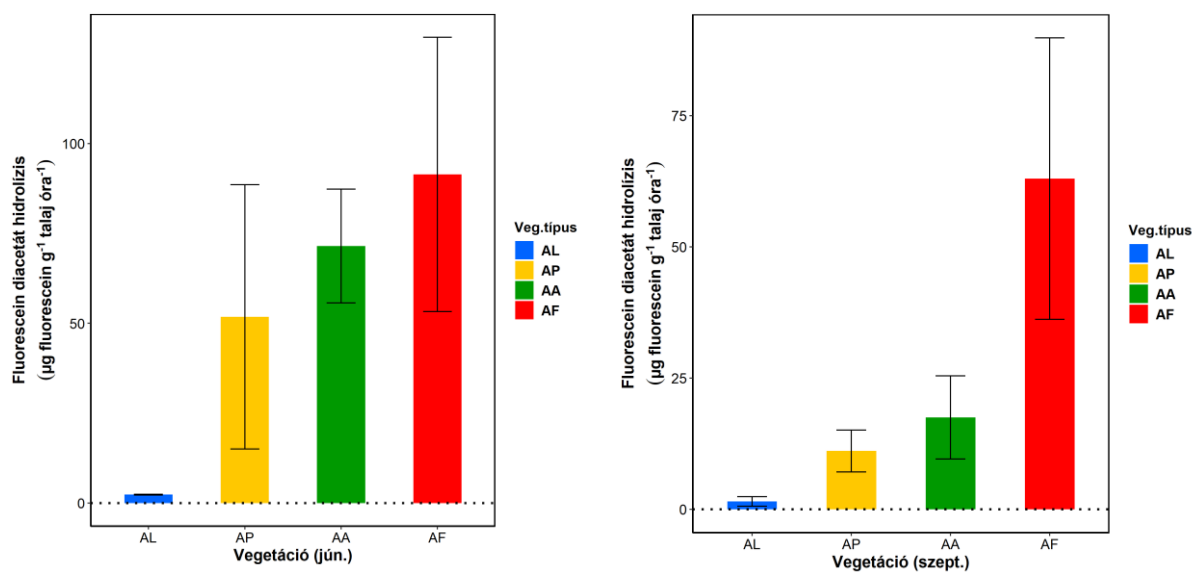
36. ábra. Alaprespiráció (átlag $\pm$ szórás, $n = 3$) a négy eltérő vegetációjú származó talajmintákból: vakszik (AL), sziki mézpázsitos gye (AP), ürmös szikes puszta (AA) és füves szikes puszta (AF), a 2014. júniusi és a szeptemberi mintavételből. Az alaprespirációt MicroResp módszerrel, rövid inkubációs idővel (5 óra) szubsztrát hozzáadása nélkül, csak desztillált víz hozzáadásával végeztük mintánként 6 párhuzamos “well”-ben.



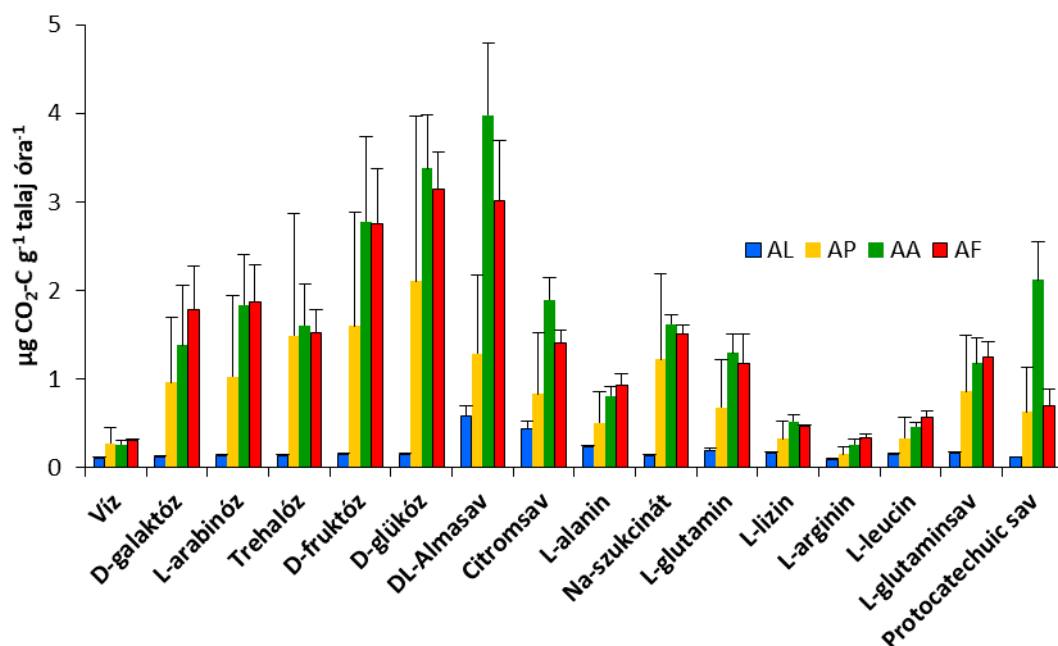
37. ábra. Gázkromatográffal mért alaprespiráció (átlag $\pm$ szórás) a különböző szikes vegetációs helyekről (AL, AP, AA, AF), minták: Apaj, 2014. június, szeptember.



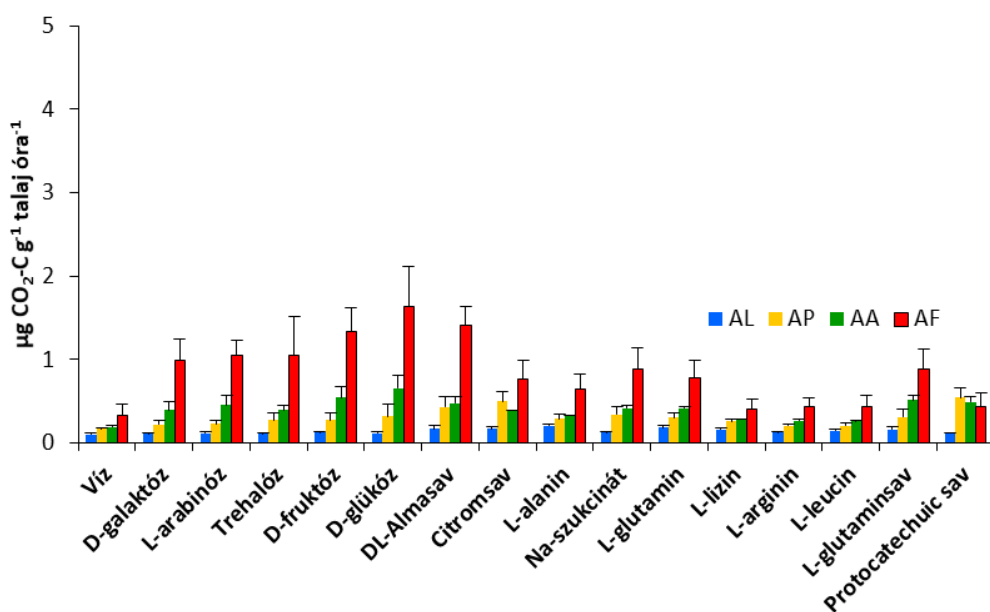
38. ábra. Gázkromatográfál mért szubsztrát-indukált respiráció (átlag $\pm$ szórás) a különböző szikes vegetációs helyekről (AL, AP, AA, AF), minták: Apaj, 2014. június, szeptember.



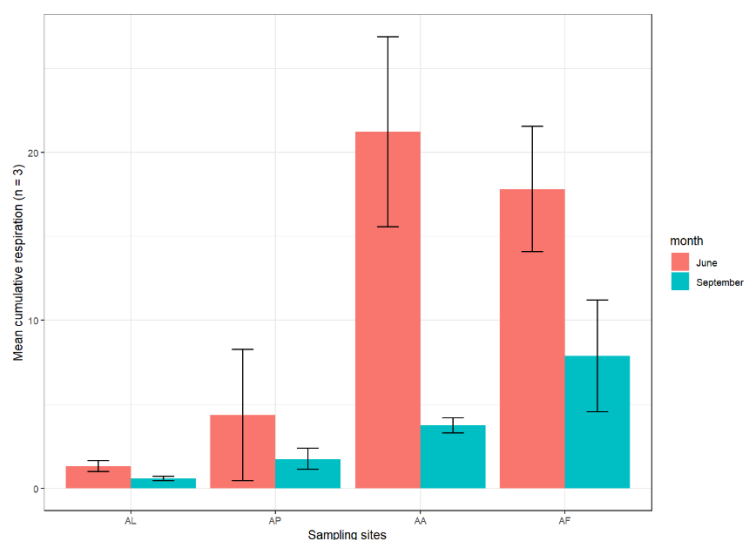
39. ábra. Fluoreszcein-diacetát hidrolízis enzimaktivitás mérése a talajból (átlag $\pm$ szórás) a különböző szikes vegetációs helyekről (AL, AP, AA, AF), minták: Apaj, 2014. június, szeptember.



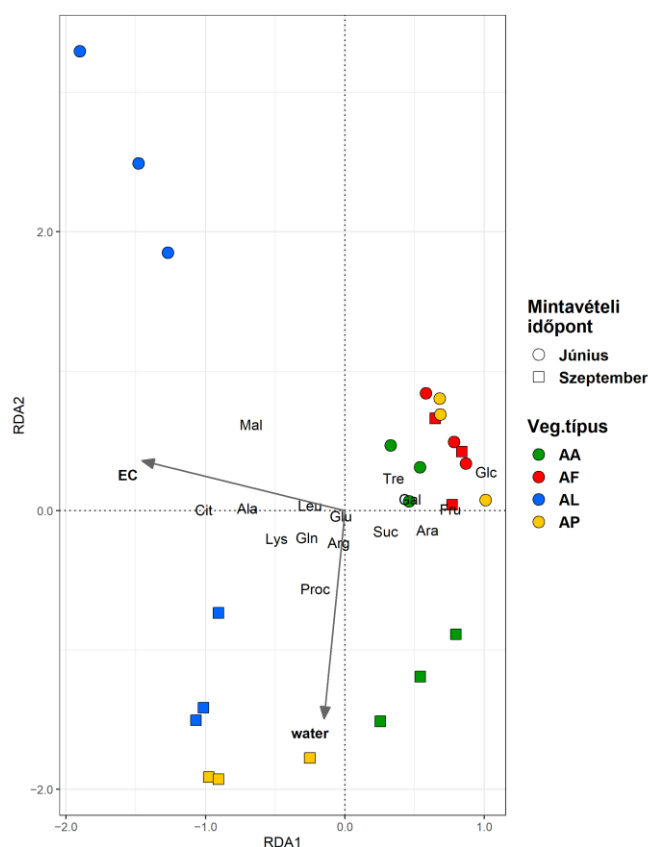
40. ábra. Átlag szubsztrát indukált respirációk ($\pm$ szórás, $n = 3$) különböző szubsztrátok hozzáadása után a négy különböző vegetációjú terület (AL, AP, AA, AF) felső talajrétegéből, 2014 június mintavétel után.



41. ábra. Átlag szubsztrát indukált respirációk ($\pm$ szórás, $n = 3$) különböző szubsztrátok hozzáadása után a négy különböző vegetációjú terület (AL, AP, AA, AF) felső talajrétegéből, 2014 szeptemberi mintavétel után.

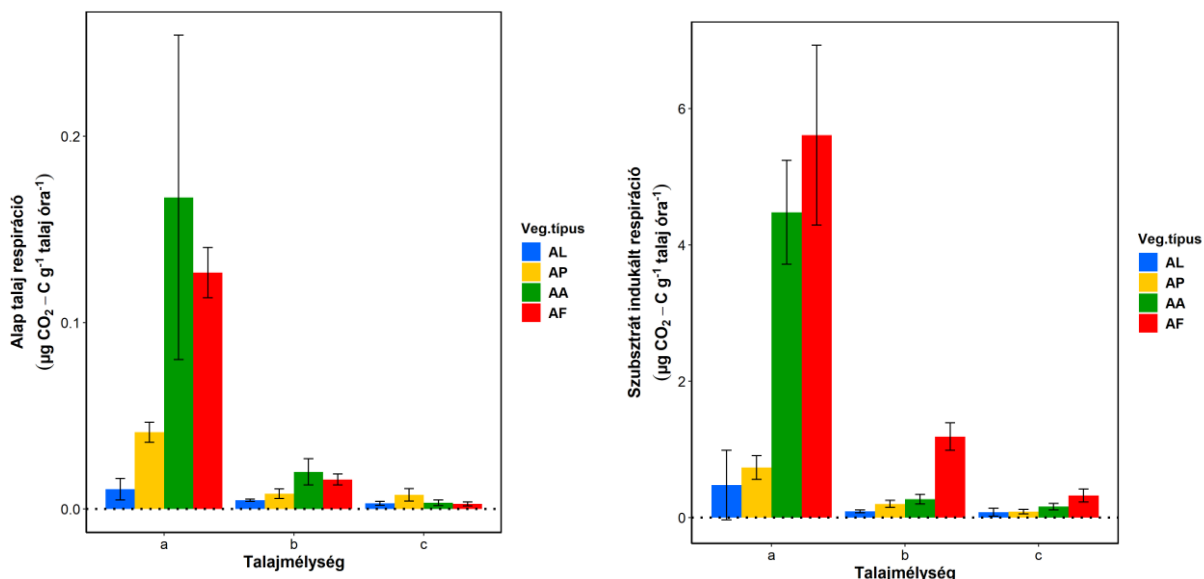


42. ábra. A kumulatív szubsztrát-indukált respiráció (MicroResp) átlagok ($\pm$ szórás, $n = 3$) ($\mu\text{g CO}_2\text{-C g talaj}^{-1} \text{ óra}^{-1}$) 15 különböző szubsztrát hozzáadása után a vizsgált négy eltérő vegetációjú területen a 2014. júniusi és szeptemberi mintavétel során. Vakszik (AL), sziki mézpázsitos gyep (AP), Ürmös szikespuszta (AA) és és füves szikes puszta (AF).

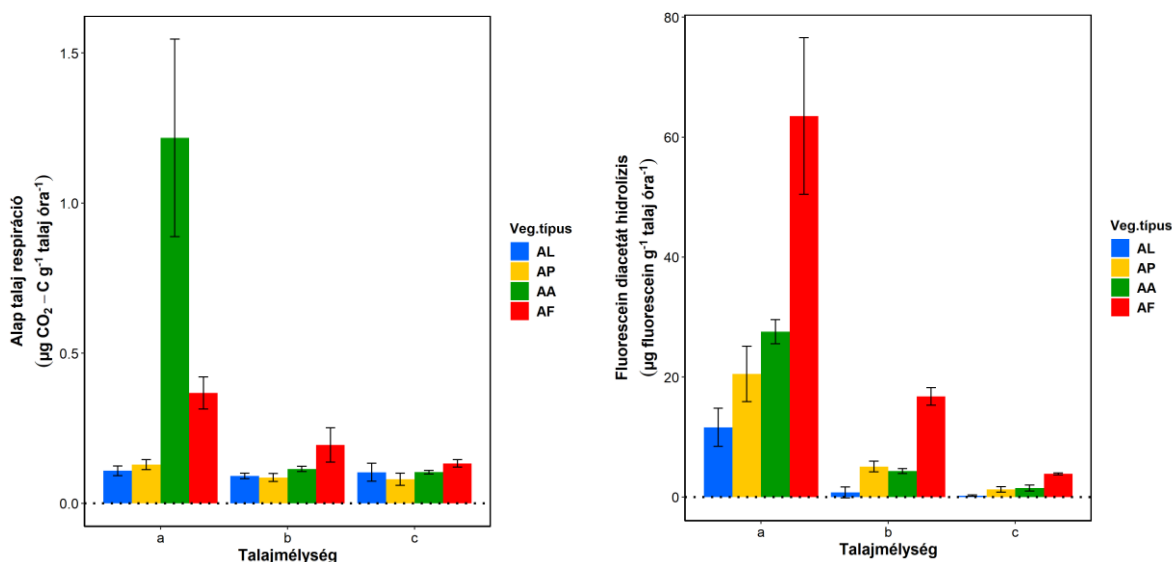


43. ábra. Redundancia analízis a katabolikus aktivitás és a környezeti változók figyelembevételével. A környezeti változók közül csak a szignifikáns hatású és egymással nem korreláló változók vannak feltüntetve. (EC: talaj elektromos vezetőképessége (sótartalmat jelzi), water: talajnedvesség. 2014. évi mintavétel a négy növényzeti típus feltalajából júniusban és szeptemberben. Az ábrán feltüntetett szubsztrátok: Cit = citromsav, Mal = almasav, Ala = alanine, Lys = lizin, Leu = leucin, Gln = glutamin, Glu = glutaminsav, Arg = arginine, Suc = borostyánkőssav, Ara = arabinóz, Fru = fruktóz, Gal = galaktóz, Tre = trahalóz, Glc = glükóz, Proc = Protocatechuic sav.

A 2016-os vizsgálatok szerint a gázkromatográffal mért alap- és szubsztrát-indukált respiráció sebessége mintavételi helyek és mélység szerint is különbözött, a legnagyobb a 0–10 cm rétegekben az ürmös és füves szikespuszta talajában (AA és AF), míg a vakszik és sziki mézpázstos talajában (AL és AP) jóval kisebb volt (**44. ábra**). Ennek megfelelően alakult a mikrorespirációval mért alap- és szubsztrát indukált respiráció is (**45. ábra**).



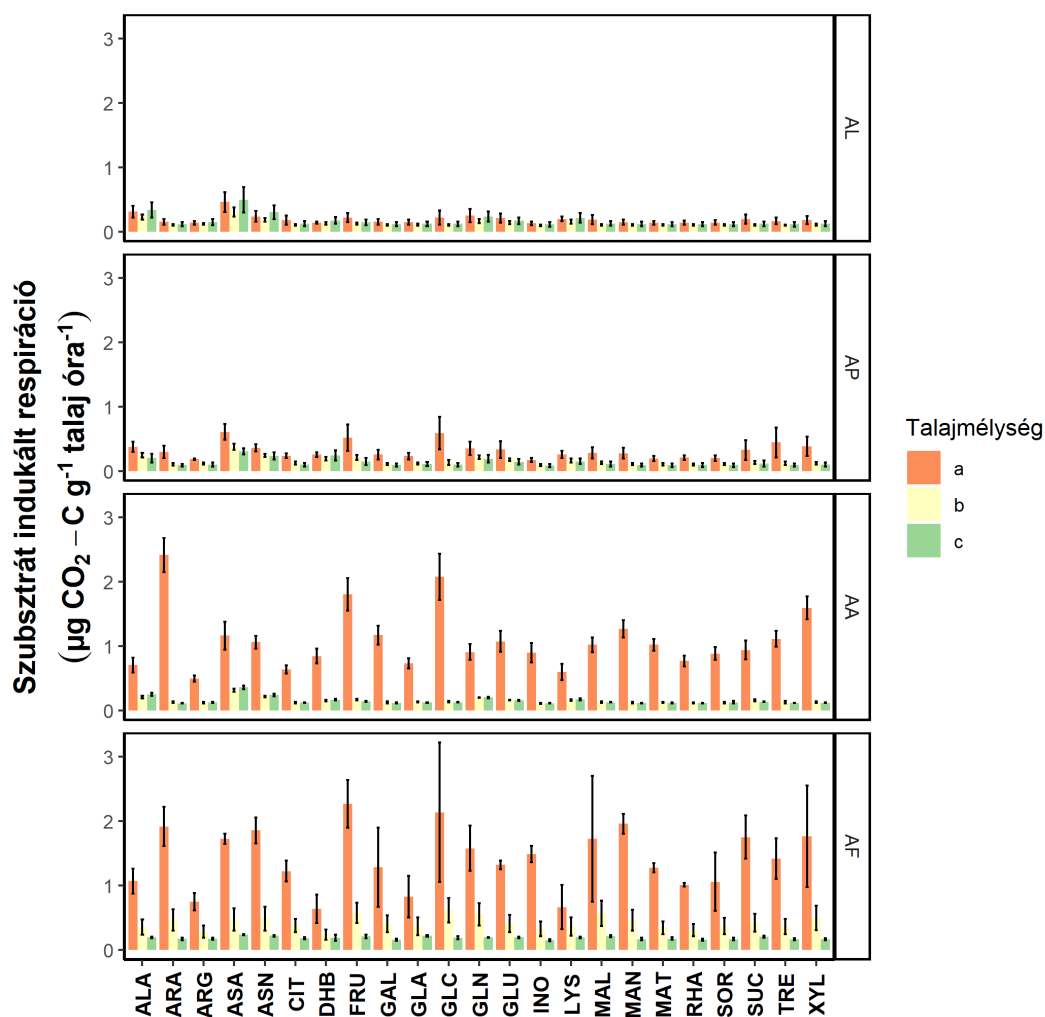
44. ábra. Gázkromatográffal mért a) alaprespiráció és b) szubsztrát-indukált respiráció (átlag +/- szórás) a különböző szikes vegetációs helyekről (AL, AP, AA, AF) 3 mélységből, a: 0–10cm, b: 10–30cm, c: 30–60cm, minták: Apaj, 2016. október.



45. ábra. a) Átlagos talaj alaprespiráció (+/- szórás) a MicroResp szerint (szubsztrát hozzáadása nélkül) és b) FDA hidrolízis aktivitás a különböző szikes vegetációs helyekről (AL, AP, AA, AF) 3 mélységből, a: 0–10cm, b: 10–30cm, c: 30–60cm, minták: Apaj, 2016. október.

A FDA hidrolízis a 4 vegetáció típus közötti különbséget lépcsőzetesen jobban mutatja, mint akár az alap- vagy a szubsztrát-indukált respiráció, és az AF-nél egyértelműen nagyobb volt, mint az AA-nél, ellentétben az alap- és szubsztrát-indukált respirációnál mért értékekkel (45. ábra). Ez a vegetációknak megfelelő lépcsőzetes különbség a mélyebb talajrétegekben is megnyilvánult az FDA-nál, míg az alap- és szubsztrát-indukált respiráció esetében ez inkább csak a b réteg esetében volt megfigyelhető.

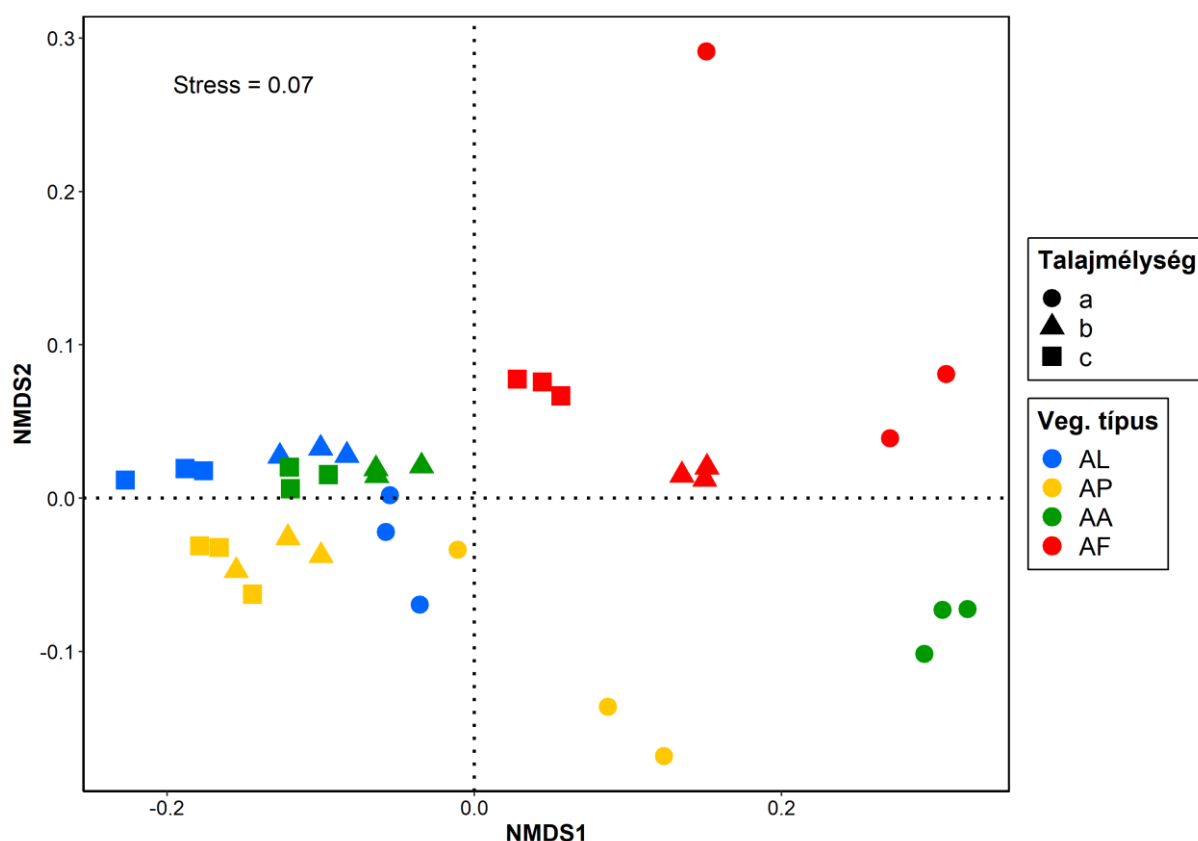
A MicroResp módszerrel a mélyebb talajrétegekben (10–30 cm és 30–60 cm) szignifikánsan alacsonyabb alaprespirációt mértünk, a felső réteghez képest, de ezek között nem volt szignifikáns különbség. Az alaprespirációval összhangban a felső 10 cm-es talajrétegből származó minták a Microresp mérésnél minden szubsztrát esetében nagyobb respirációt mutattak, mint a mélyebb rétegekből származók, bár az AP és AL területekről származó talajokban a respiráció sebességek eltérése a legtöbb szubsztrát esetében nagyon kicsi volt. A respirációs értékek az összes szubsztrát esetében alacsony volt a mélyebb talajrétegből származó minták esetében, továbbá az AL és AP területekről származó mintákban jóval alacsonyabb respirációs értékeket mértünk, mint az AF és AA területek talajaiból (46. ábra).



46. ábra. Átlag szubsztrát-indukált respiráció (+/- szórás) 23 szubsztrátra vonatkozóan MicroResp mérés alapján az Apaj melletti 4 vegetációs területéről (AL, AP, AA, AF) 3 talajmélységből, a:0–10cm, b:10–30cm, c:30–60cm, 2016. október.

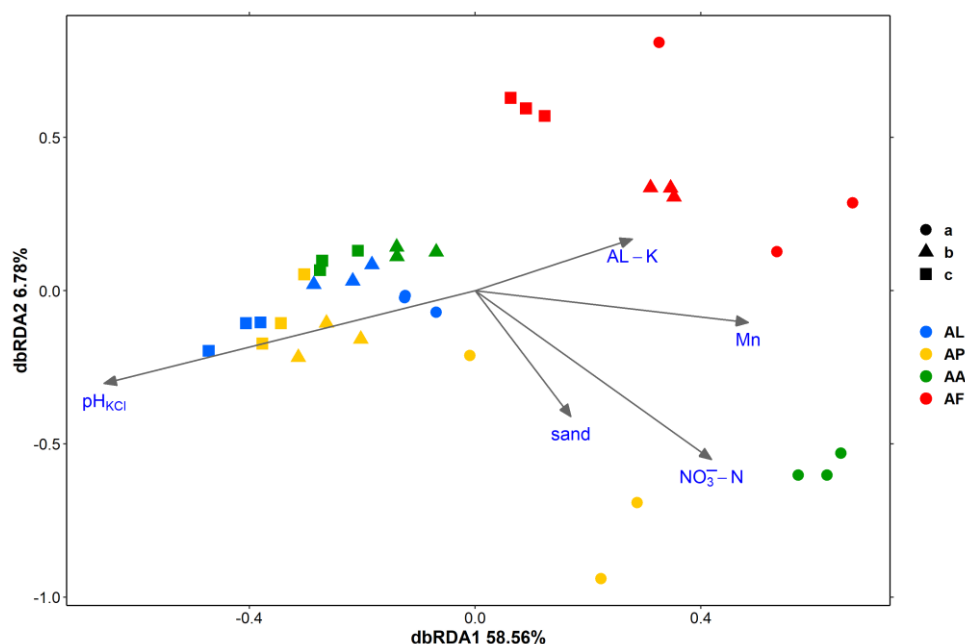
A standardizált respirációs ráták 23 szubsztrátra készített nem metrikus többdimenziós skálázás (NMDS) azt mutatta (**47. ábra**), hogy a füves szikes puszta (AF) talaja elkülönült a többi három vizsgált területtől, mind a három vizsgált talajmélység tekintetében. A vakszik és sziki mézpázsitos (AL és AP) a 0–10 cm talajréteg tekintetében szintén élesen elkülönült a sziki ürmös és füves szikes puszta talajok (AA és AF) mintáitól. A katabolikus aktivitás-mintázat az AL, AP és AA minták mélyebb rétegeiben nagyon hasonló volt, bár bizonyos mértékű elkülönülés azért ezeknél is látszik az NMDS ábrán. Az NMDS eredményeit megerősítik a PERMANOVA szerinti kiértékelések.

A PERMANOVA analízis alapján a katabolikus aktivitás mintázat szignifikánsan különbözött a területek ($F = 13,299, p = 0,001$) és a talajmélység ($F = 16,520, p = 0,001$) szerint is. A páronkénti összehasonlítások azt mutatták, hogy a b és c rétegek (10–30 cm és 30–60 cm) között nincs kimutatható szignifikáns különbség, de szignifikánsan eltértek a 0–10 cm rétegtől és a többi mintától ($p_{adj} < 0,05$). Azonban meg kell jegyezni, hogy az adatok nem homogén diszperziója miatt a PERMANOVA eredménye óvatosan kezelendő. Valóban, a talajmélységek között szignifikánsan eltérő diszperziót kaptunk az adatokban ($F = 6,404, p = 0,004$), ami azzal magyarázható, hogy a 0–10 cm rétegben a katabolikus aktivitás variabilitása jóval nagyobb volt. Ennek ellenére a PERMANOVA és az NMDS ordináció eredménye a mintaterületek közötti elkülönülést megerősíti (**47. ábra**).



47. ábra. NMDS a standardizált mikrorespirációs adatok (Apaj, 2016. október) Bray-Curtis távolság szerint, a négy eltérő vegetációjú terület talajából, 3 különböző talajmélység szerint.

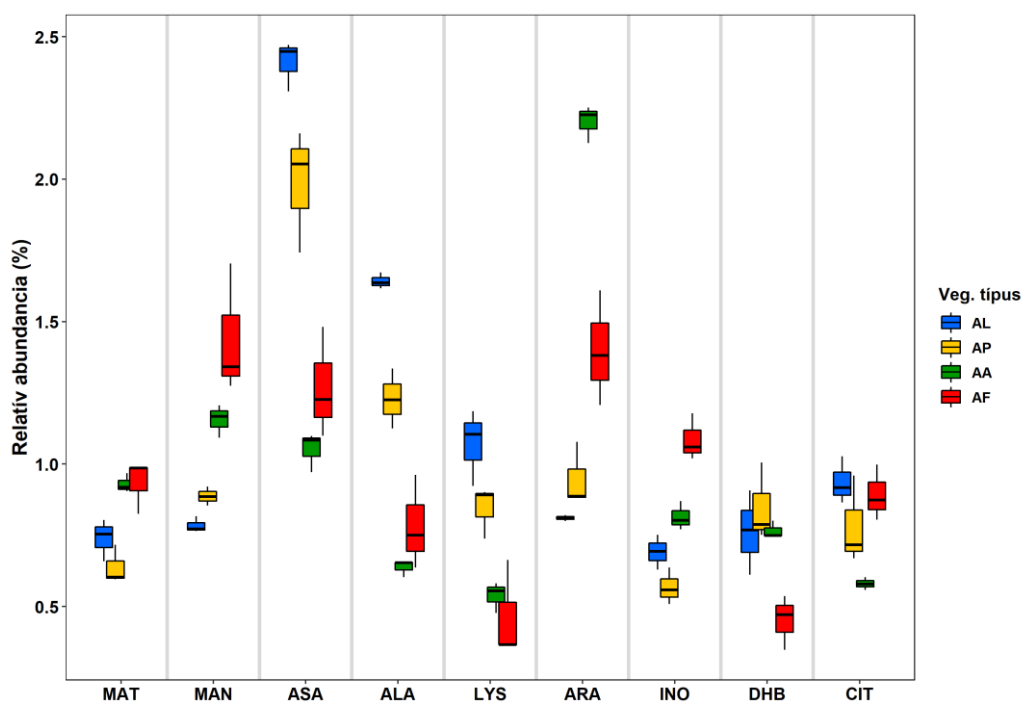
A direkt gradiens analízis (dbRDA) által létrehozott modellben a pH_{KCl} , felvehető K, Mn, nitrát-N és a homok% bizonyultak a legfontosabb talaj változóknak a talaj katabolikus aktivitás mintázataira nézve (**48. ábra**). Ez a modell erősen szignifikánsnak mutatkozott ($F = 16,83$, $p = 0,001$), 5 faktort figyelembe véve az ANOVA tesztben (Type III) pH_{KCl} ($F = 34,78$, $p = 0,001$), NO_3^- -N ($F = 13,79$, $p = 0,001$), Mn ($F = 3,778$, $p = 0,030$), homok% ($F = 2,742$, $p = 0,047$), felvehető K ($F = 2,200$, $p = 0,106$) (**Függelék, 6. táblázat**). Az ordináció kötött része 73.72% míg a nem kötött 26.28% volt, a dbRDA1 komponens fontossága 58.56%, míg az első kettő kötött komponensé (dbRDA1 + dbRDA2) 65.3% kumulatív részesedést mutatott, ami azt jelenti, hogy az összes variancia 48.1% magyarázható az első két tengely által. A Mantel teszt eredményei is alátámasztják a szoros korrelációt a mikrorespirációs adatok és a talaj kémiai változók között (**Függelék, 7. táblázat**).



48. ábra. dbRDA ordináció, ami magában foglalja azokat a talaj változókat, amelyek legjobban magyarázzák a katabolikus aktivitás (MicroResp) adatok minták közötti megoszlását az apaji négy különböző növényfajta talajában. AL-K: AL-kálium, pH_{KCl} : 1n KCl kivonat pH, NO_3^- -N: talaj nitrát-N, Mn: mangán, sand: homok-tartalom (%), (Minták: Apaj, 2016. október).

A standardizált szubsztrát-indukált respiráció rátákat összehasonlítva, a szubsztrátok relatív fontossága a különböző vegetációjú talajok elkülönítésében a 0–10 cm rétegnél SIMPER tesztet alkalmaztunk. Általában 6–10 szubsztrát volt felelős 60% körüli kumulatív hozzájárulásukkal a mintahelyek elkülönítésében a 23 szubsztrát közül (**Függelék, 8. táblázat**), de csak néhányuk mutatott valóban szignifikáns eltérést a páronkénti összehasonlításban. A szignifikancia szinteket figyelembe véve az AL és AP szorosabb kapcsolatban volt, azaz kevésbé különböztek egymástól, míg a legnagyobb különbség az AL-AA és az AL-AF párok összehasonlításában mutatkozott. Az eltérő vegetációjú területek talajának szubsztrát-indukált respirációi közül az aszkorbinsav, alanin, lizin, és arabinóz voltak azok a szubsztrátok, amelyeknek a hasznosítása leginkább elkülönítette a területeket. Az AA és AF területeket főleg az almasav, borostyánkősav, citromsav és az aszparagin szubsztrátok hasznosítása különítette el egymástól. Egy másik megközelítés szerint "indikátor faj analízist" (ISA= indicator species analysis) alkalmazva, a 23 szubsztrát közül 9 szubsztrát mutatott indikátor hatást az egyedi, a páronkénti

és 3 területet összefogó vizsgálatban $p = 0,05$ szignifikancia szinten, ezek a következők voltak: AL-nél myo-inozitol (INO), az AP-nál arabinóz (ARA), az AA és AF területekhez egyetlen egyedi indikátor sem tartozott, de az AL+AP-hez a MAT és MAN, az AA+AF-hez az ASA, ALA, LYS, az AL+AA+AF-hez a CIT, az AP+AA+AF-hez a DHB, $p = 0,1$ szignifikanciaszinten az AA+AF-nél a GLA és ARG, továbbá az AL+AA+AF-nél az ASN és GLN volt kimutatható (49. ábra, Függelék, 9. táblázat).



49. ábra. "Indikátor faj" analízis (ISA: indicator species analysis), amelyben "faj" helyett az adott talaj szubsztrát indukált respirációja szerepelt, a standardizált microresp adatokból mutatva a szignifikáns indikátorokat a szubsztrát indukált respirációk közül (9 a 23 szubsztrát közül.)

III.7.4. Baktérium közösségek vizsgálata (Felső-kiskunsági szikes tavak, 2013)

A Felső-kiskunsági szikes tavak mederüledékéből és rizoszférájából származó minták baktériumközösségeinek összetételét egy molekuláris biológiai ujjlenyomat módszer, a DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) segítségével, továbbá tenyésztési eljárással hasonlítottuk össze. A DGGE vizsgálat eredményeként a Proteobacteria, a Cyanobacteria, a Bacteroidetes és az Actinobacteria törzsek képviselőit sikerült kimutatni. A DGGE sávmintázatok alapján készített hasonlósági dendrogramm a három területet (Böddi-szék, Kelemen-szék és Zab-szék) jól elkülönítette egymástól. A rizoszféra és üledék mintái is élesen elkülönültek egymástól. A Zab-szék mintái jobban elkülönültek a két másik tóhoz tartozó mintáktól és a Zab-székről származó mintákon belül is jóval nagyobb volt az eltérés, mint a másik két tó esetében. 20 csíkból történt kivágás és DNS izolálás, aminek eredményeként 12 csíkból származó DNS-t sikerült baktériumtaxon szerint beazonosítani. A Z25 mintából (Zabszék, szikes füves pusztá *Astragalus* rizoszféra) kivágott csíkból izolált DNS a

Herbaspirillum huttiense egyik alfajának felelt meg, míg ugyanezen faj egy másik alfaja a *H. huttiense subsp. putei* több mintában is jelen volt (Z22, Z23, Z24, Z25, K19). A *Pelomonas puraquae* (Betaproteobacteria) Z23, Z25, K18, K19, K20, K21, B15, B16 és B17 mintákban volt jelen. Továbbá a *Pseudomonas brenneri* (Z24) az összes Zab-székről származó mintában jelen volt. Az *Anabaenopsis elenkinii*-t (Cyanobacteria) a K20 (Kelemen-szék, zsiókás) mintából sikerült közvetlenül kimutatni, de 2 minta kivételével valamennyi mintában előfordult. Ezenkívül még egy *Spirulina* genusba tartozó Cyanobacteria is jelen volt szinte az összes mintában. Továbbá egy valamennyi mintában megjelenő Bacteroidota törzs Bacteroidia osztályába tartozó baktériumot is sikerült kimutatni. A Zab-szék Z24 és Z25 mintáiból az Actinobacteriota törzshöz tartozó *Nitriliruptor* genus képviselőjét sikerült még kimutatni.

A DGGE vizsgálattal párhuzamosan táptalajokon történő tenyésztéssel (R2A és glükóz) az összes mintából összesen 301 baktériumtörzset sikerült izolálni és ebből 222-t sikerült tenyésztéssel fenntartani. A tenyésztéssel fenntartott izolátumok vizsgálata során a Firmicutes, Actinobacteriota és Proteobacteria törzsek képviselőit sikerült kimutatnunk. Az azonosított törzsek csaknem 40%-a a Firmicutes törzsbe tartozó *Bacillus* genushoz tartozott.

Az egyes törzsek sótoleranciáját 0% és 15% közötti NaCl sókoncentrációjú táplevesekben való növekedése alapján megállapítottuk, hogy az 5–7%-os sótartalom mellett tapasztalható a legintenzívebb növekedés. A baktériumtörzsek sótoleranciájában a mintavételi területtől és a minta típusától függő eltérés is megfigyelhető volt.

III.7.5. A baktérium közösségek taxonómiai összetétele (Apaj, 2014. minták)

A négy eltérő vegetációjú helyről 2014. júniusi és szeptemberi talajmintavételből származó 8 kompozit mintából kivont DNS-t analizáltuk piro szekvenálással. Ennek eredményeként 29.820 kiváló minőségű részleges 16S rRNS génszekvenciát sikerült kiszűrni, amelyek átlagos hosszúsága 320 nukleotidot tartalmazott (**19. táblázat**). A Good-féle lefedettség szerint (**19. táblázat**) a szekvenálás mélysége csaknem teljesen (> 99%) lefedte a minták bakteriális diverzitását. A diverzitás indexek minta függő különbséget mutattak. A várható OTU számok átlagosan négyszer nagyobbak voltak az ürmös szikes puszta (AA) és a füves szikes puszta (AF) talajában, mint a vakszik (AL) és a mézpázsitos gyp (AP) talajában mind a júniusi, mind a szeptemberi mintavétel alkalmával (**19. táblázat**).

A fajgazdagság (Chao1, ACE) értékszámai az AL és AP mintákhoz képest átlagosan másfélszer nagyobbak voltak az AA és AF mintákban (**19. táblázat**).

Bár a baktérium törzsek (phylum) számában nem volt különbség a vizsgált minták között, ezek gyakorisági eloszlása viszont különböző volt a mintákban. Az összes mintában előforduló 38 törzs közül mindössze 10 törzs volt jelen mindegyik mintában. A legnagyobb abundanciával a Proteobacteria, Actinobacteriota, Acidobacteriota, Gemmatimonadota és Bacteroidota törzsek bírtak (Borsodi et al. 2021). A Proteobacteria törzsön belül az Alphaproteobacteria volt jelen legnagyobb arányban, kivéve a vakszik júniusi mintáját, ahol a Gammaproteobacteria volt a leggyakoribb. A júniusi száraz és a szeptemberi nedves időszakot összehasonlítva, minden minta esetében a júniusi száraz időszakból vett mintákban az Actinobacteriota (22% vs. 9%), a Proteobacteria (23% vs. 19%), a Planctomycetota (9% vs. 7%) és a Chloroflexi (9% vs. 3%) törzsekhez tartozó baktériumok relatív gyakorisága nagyobb volt a szeptemberi mintákhoz

képest, míg az Acidobacteriota (9% vs. 18%), Bacteroidota (7% vs. 12%), Gemmatimonadota (6% vs. 14%) és Verrucomicrobiota (3% vs. 5%) törzsekhez tartozók relatív gyakorisága a szeptemberi mintákban volt nagyobb a júniuséhoz képest.

19. táblázat. A piroszekvenálással meghatározott szekvencia számok, az OTU-k száma, a lefedettség, a fajgazdagság és az α -diverzitás index, és az azonosított taxonok száma az apaji területéről, különböző vegetációjú helyekről gyűjtött 2014. évi talajmintákban Vakszik (AL), sziki mézpázsitos gye (AP), ürmös szikes puszta (AA) és füves szikes puszta (AF), a júniusi (-J) és a szeptemberi (-S) mintavételből.

Minta	Kiváló minőségű szekvencia szám	OTU-száma	Good-féle lefedettség	Fajgazdagság		Alfa diverzitás index	Azonosított genuszok száma
				Chao 1	ACE	Inverz Simpson	
AL-J	4493	366	0,99	429,1	431	55,9	141
AL-S	3571	382	0,99	447,3	451,2	86,9	126
AP-J	4580	417	0,99	497,2	500,8	17,2	174
AP-S	2658	520	0,99	543,1	545,6	69,1	161
AA-J	3144	669	0,99	721,0	722,3	242,7	204
AA-S	5958	624	0,99	855,0	855,7	173,6	216
AF-J	3350	707	0,99	775,1	778,5	235,3	219
AF-S	2066	618	0,99	618,3	624,5	265,7	194

A piroszekvenálási adatok alapján az átlagos OTU-szám a júniusi (540 ± 173) és a szeptemberi mintákban (536 ± 113) csaknem azonos volt. A minta típusokat tekintve azonban az OTU-k száma a vakszik (AL) és a sziki mézpázsitos gye (AP) talajában júniusban, míg az ürmös szikes puszta (AA) és a füves szikes puszta talajában szeptemberben volt nagyobb (**19. táblázat**). Továbbá a mintánkénti OTU-k száma és a fajgazdagság mutatói (Chao 1 és ACE) AL–AP–AA–AF irányban mindkét mintavételi időpontban növekedési tendenciát mutattak. Ehhez hasonlóan az Inverz Simpson index is, csak itt az AP mintákban jelentkezett a legalacsonyabb diverzitás mind a két időpontban.

A 2014. júniusi és szeptemberi talajmintákból genus-szinten sikeresen azonosított OTU-k eloszlása a minták között jellegzetesen különbözött, annak ellenére, hogy számos taxon minden mintában előfordult, például a *Iamia* (Actinobacteriota) és *Chthoniobacter* (Verrucomicrobiota).

A következő genusok egy-egy minta kivételével az összes mintában előfordultak (Borsodi et al. 2021):

Illumatobacter, *Nocardioides*, *Nitriliruptor*, *Rubrobacter* és *Gaiella* (Actinobacteriota törzs),

Ohtaekwangia és *Flavisolibacter* (Bacteroidota törzs), *Gemmatimonas* (Gemmatimonadota törzs), *Defluviicoccus*, *Sphingomonas* a Proteobacteria törzsből.

A vakszik (AL) minták kivételével a többiben előforduló genusok: *Bryobacter* és *Blastocatella*

az Acidobacteriota törzsből, a *Flavobacterium* a Bacteroidota törzsből, és a *Bdellovibrio*, *Haliangium*, és a *Steroidobacter* a Proteobacteria törzsből. A csak vakszik (AL) és mézpázsitos gyep (AP) talajában előforduló taxonok a *Bacillus* (Firmicutes törzs), *Nitrolancea* (Chloroflexi törzs) és a *Roseimaritima* (Planctomycetota törzs).

Számos taxon csak az ürmös szikes pusztá (AA) és a füves szikes pusztá (AF) talajából volt kimutatható, mint a *Candidatus Solibacter* (Acidobacteriota törzs), *Mycobacterium*, *Kineosporia*, *Actinoplanes*, *Asanoa*, *Rhizocola*, *Virgisporangium* és *Solirubrobacter* (Actinobacteriota törzs), *Chryseolinea* és *Parafilimonas* (Bacteroidota törzs), *Roseiflexus* (Chloroflexi törzs), *Zavarzinella* (Planctomycetota törzs), a *Bradyrhizobium*, *Microvirga*, *Rhizobium* és *Reyranella* (Proteobacteria törzs).

Csak a vakszik (AL) talajából volt kimutatható a *Nesterenkonia*, és *Nocardiopsis* (Actinobacteriota törzs), a *Halomonas* és a *Marinicella* (Proteobacteria törzs).

Csak a sziki mézpázsitos gyep (AP) talajában fordult elő a *Streptomyces* (Actinobacteriota törzs), a *Nannocystis* (Proteobacteria törzs), és az *Alterococcus* (Verrucomicrobiota).

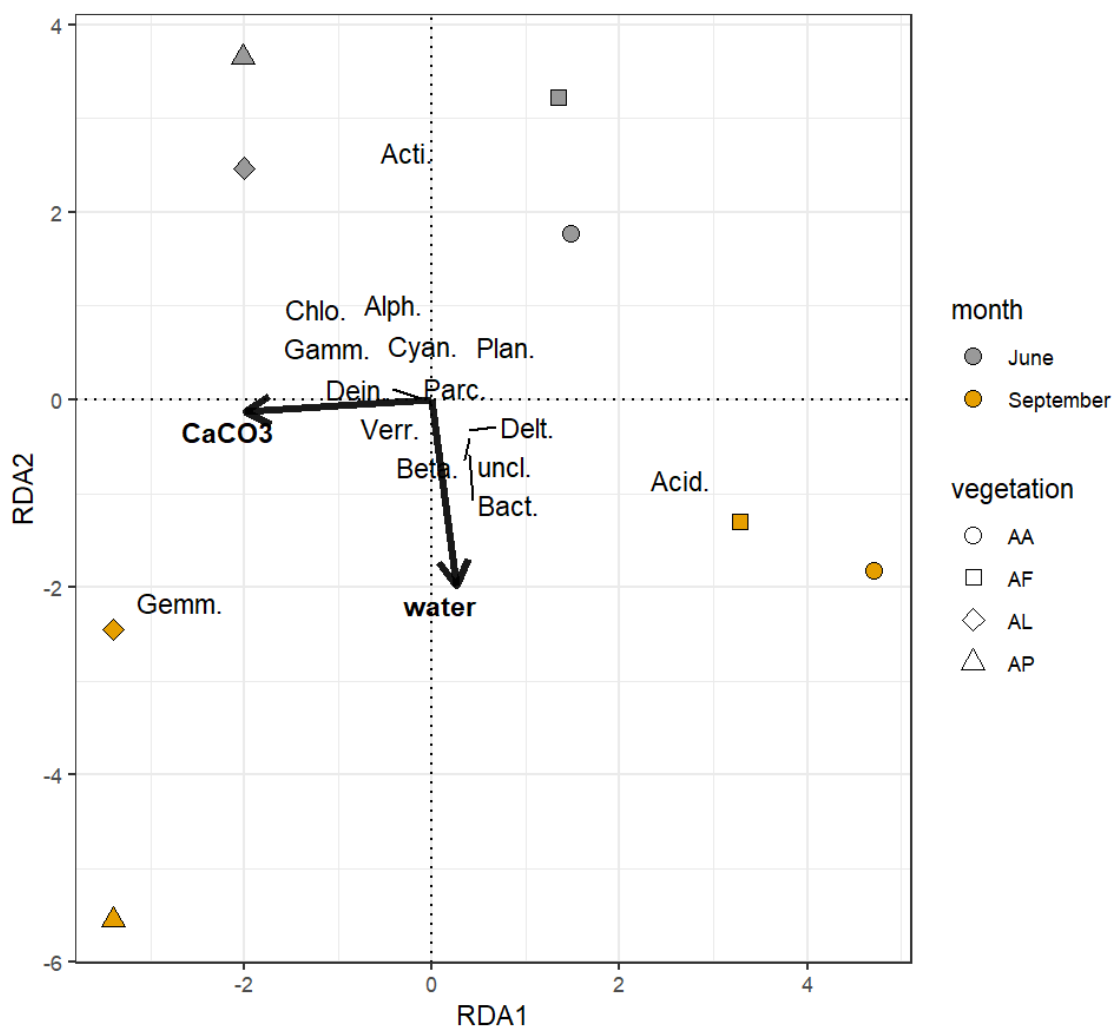
Csak az ürmös szikes pusztá (AA) talajában fordult elő az *Arthrobacter* és a *Candidatus Microthrix* (Actinobacteriota törzs) és a *Litorilinea* (Chloroflexi törzs).

Csak a füves szikes pusztá (AF) talajából volt kimutatható az *Agromyces* (Actinobacteriota törzs), a *Phaselicystis*, *Luteimonas* és a *Lysobacter* (Proteobacteria törzs).

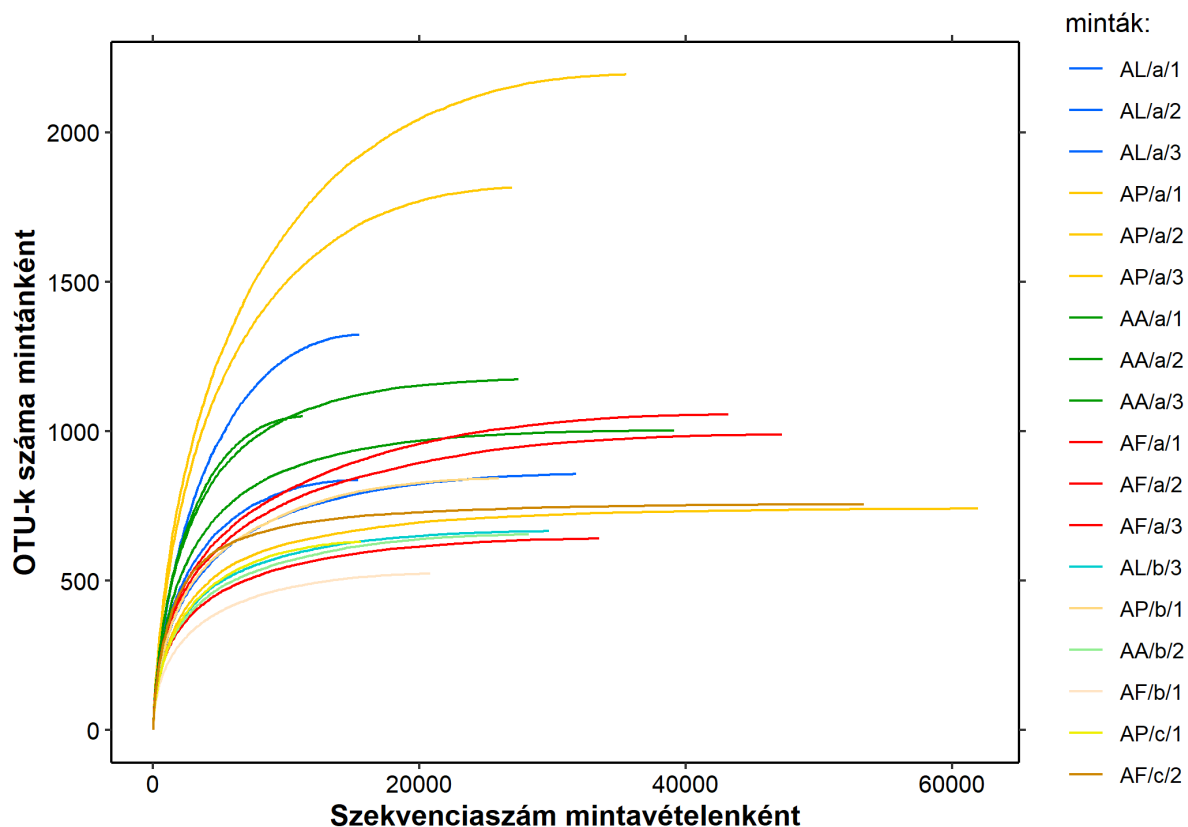
A baktérium közösség struktúrájára ható környezeti tényezők elemzésére redundancia-analízist alkalmaztunk. Stepwise regresszióval csökkentve a ténylegesen ható faktorokat a talaj CaCO_3 tartalma és a talajnedvesség mutatkozott szignifikánsnak. Az első két tengelyt ábrázolva egyértelműen elkülönülnek a júniusi és a szeptemberi minták (**50. ábra**).

A katabolikus aktivitás-mintázathoz hasonlóan a minták elsősorban az RDA1 tengely mentén különültek el a vegetáció típusok szerint, habár az ürmös szikespusztá (AA) és a füves szikes pusztá (AF), továbbá a vakszik (AL) és sziki mézpázsitos gyep (AP) közötti különbség kicsi volt.

A minták a talaj CaCO_3 tartalmával mutattak korrelációt az RDA1 tengely mentén. A júniusi száraz és a szeptemberi nedves minták az RDA2 tengely mentén váltak szét, ami korrelációban volt a talaj nedvességgel (**50. ábra**).



50. ábra. A 16S rRNS gén piro szekvenálással kapott adatainak redundancia analízise (2014 Apaj). Minden taxont felhasználtunk az analízisben, de az átláthatóság miatt csak azokat ábrázoltuk, amelyeknek legalább 0,1 értéke volt mindkét tengely mentén. CaCO₃: CaCO₃ tartalom, water: talajnedvesség (m/m%), Acid.: Acidobacteriota, Acti.: Actinobacteriota, Bact.: Bacteroidota, Chlo.: Chloroflexi, Cyan.: Cyanobacteria, Dein.: Deinococcus-Thermus, Gemm.: Gemmatimonadota, Parc.: Parcubacteria, Plan.: Planctomycetota, Alph.: Alphaproteobacteria, Beta.: Betaproteobacteria, Delt.: Deltaproteobacteria, Gamm.: Gammaproteobacteria, Verr.: Verrucomicrobiota, uncl.: Unclassified bacteria (Borsodi et al. 2021).



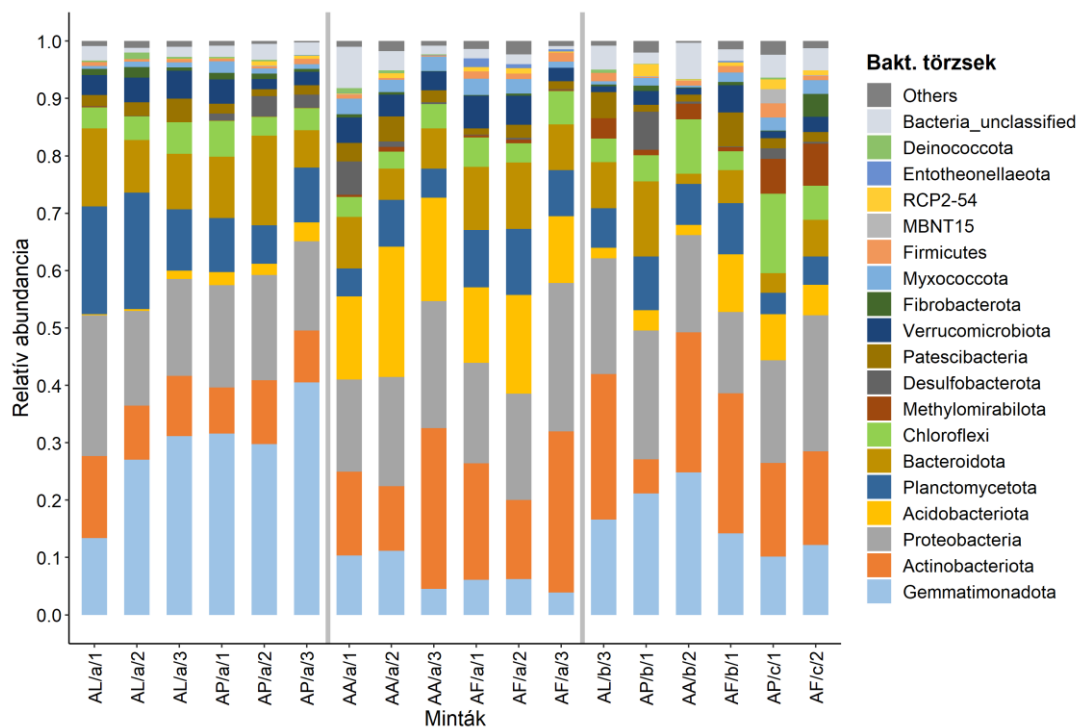
51. ábra. Fajtelítődési görbék 18 talajmintából kivont bakteriális 16S rRNS génszekvenciákból származtatott és elemzett OTU számok alapján. Minták: Apaj, 2016 október.

III.7.6. A baktérium közösség taxonómiai összetétele (Apaj, 2016. minták)

A 2016. októberben vett apaji talajmintákból a baktérium közösség taxonómiai összetételébe 16s rRNS gének amplitikon szekvenálásával nyertünk betekintést. A nyers szekvencia adatok feldolgozása során összesen 562.625 szekvenciát 9.051 OTU-ba sikerült hozzárendelni (Mucsi et al. 2023). A mintánkénti szekvencia szám 11.242 és 61.923 között változott, a bakteriális fajtelítődési görbék szerint a szekvenálási mélység megfelelő volt (**51. ábra**).

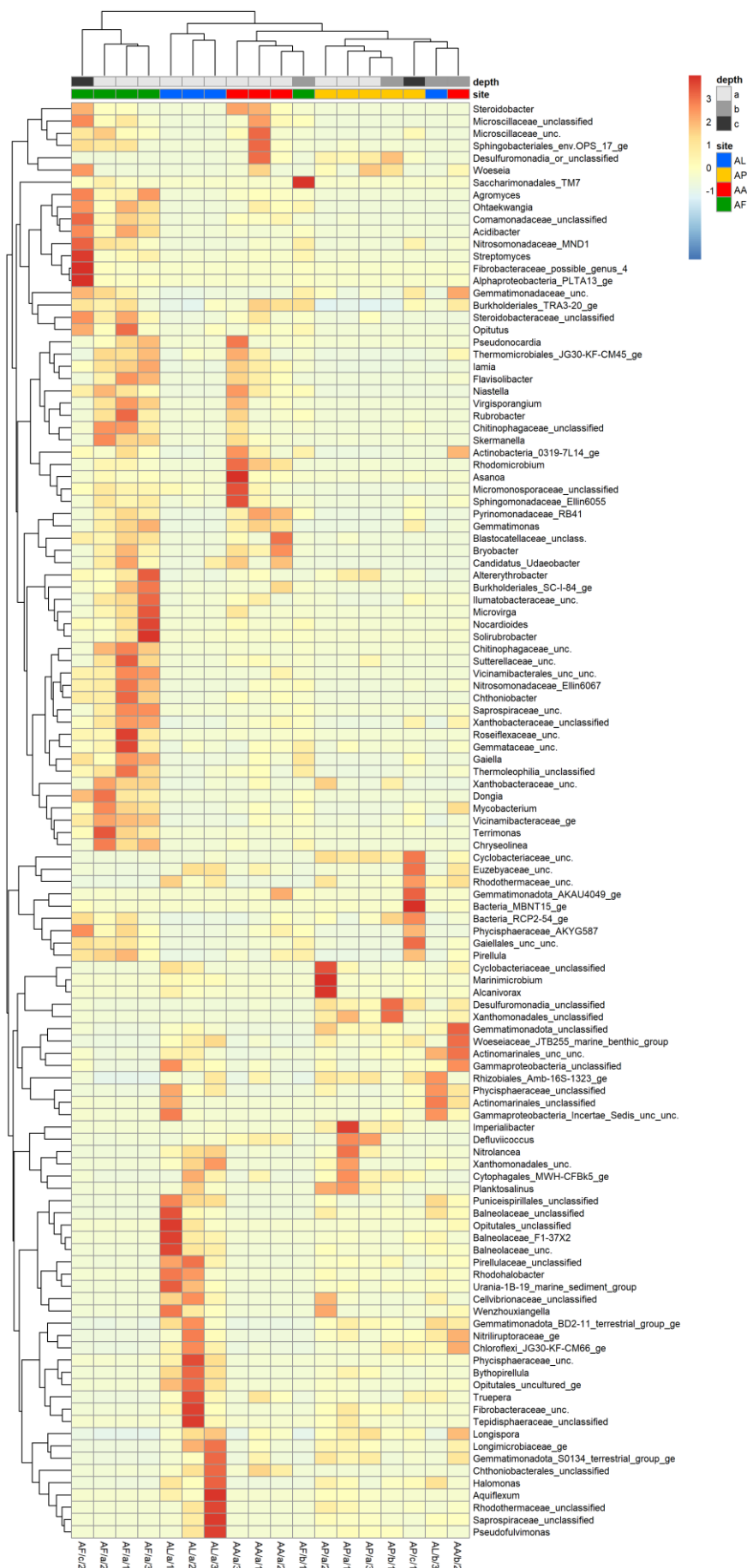
Összesen 42 baktérium törzset és 2 kandidátus divíziót sikerült azonosítani a mintákból, amelyek közül 18 törzshöz tartozó taxonok 1%-nál nagyobb abundanciával rendelkeztek egy mintában (**52. ábra**). Ezen taxonok szekvenciái együttesen minden minta relatív abundanciájának több mint 93%-át alkották. A mintákat alkotó törzsek közül hat törzs együttes abundanciája megközelítette vagy meghaladta a 80%-os részesedést az összes abundanciából. Ezek a törzsek a következők voltak: Gemmatimanodata, Actinobacteriota, Proteobacteria, Acidobacteriota, Planctomycetota, Bacteroidota. Törzs szinten határozott különbséget kaptunk a felső talajrétegek mintái közül az AL/a – AP/a és a AA/a – AF/a között (**52. ábra**). A vakszik (AL) és a mézpázsitos gye (AP) talajmintáit a Gemmatimonadota törzs képviselői dominálták, átlagos abundanciájuk az AL/a-ban 23,9%, az AP/a-ban 33,9%, míg az AA/a-ban 8,7%, az AF/a-ban pedig csak 5,4% volt. Ezzel ellentétben az Actinobacteria törzs képviselői átlagosan kétszer nagyobb mennyiségben voltak az AA és AF talajmintákban, mint az AL és AP minták felső rétegeiben. Az Acidobacteriota törzs képviselői szintén az AF és AA mintákban volt nagyobb arányban az AL és AP-hez képest. A Planctomycetota törzs képviselői a felső rétegben

közel azonos abundanciájú volt, csak az AL-ben volt nagyobb (16,6%), viszont a legmélyebb rétegekben (0–60 cm) relatív mennyiségük lecsökkent. A viszonylag nagy abundanciával rendelkező Proteobacteria törzs képviselői közel egyenletes abundanciával fordultak elő valamennyi mintában. A Bacteroidota törzs képviselői a felszíni mintákban közel egyenletes mennyiségben voltak, de a mélyebb rétegekben relatív mennyiségük lecsökkent. A kevésbé gyakori taxonok képviselői közül a Methyloirabilota törzs képviselői nagyobb abundanciával fordultak elő a legmélyebb (30–60 cm) talajrétegből származó mintában.



52. ábra. A $\geq 1\%$ -os relatív gyakorisággal előforduló baktériumtörzsek eloszlása a 16S rRNS gén amplitikon szekvenálás alapján a talajminták között. A $< 1\%$ relatív abundanciával rendelkező baktériumtörzsek összessége az “Others” kategóriában szerepel. (Apaj, 2016. október).

A nemzetségszinten azonosított bakteriális OTU-kon alapuló hierarchikus klaszterelemzés két különböző csoport elkülönítését eredményezte (**53. ábra**). A leginkább elkülönült csoportba csak az Achillea alkáli sztyepp (AF) talajminták tartoztak. A másik nagy csoport három további klaszterre oszlott, amelyek közül kettő főként a felszíni sópionirokat és az ürmös alkáli sztyeppéket (AL és AA) tartalmazó talajmintákat tartalmazta, míg a harmadik az összes sziki mézspázsitos (AP) és egyéb köztes és mély talajmintát rendezte egy csoportba. A legtöbb mintaszekvenálási és genus szinten meghatározott taxon a legkevesbé szikes jellegű és legnagyobb növényborítottsággal rendelkező AF területről származó talajmintákban fordult elő, mint például a *Streptomyces*, *Nocardioideus*, *Solirubrobacter*, *Mycobacterium*, *Altererythrobacter*, *Microvirga*, *Chthoniobacter*, *Dongia*, *Terrimonas*, *Chryseolinea*). Ezzel szemben főleg nem beazonosítható baktérium taxonok jellemezték az extrém pH-jú és só-tartalmú AL talajmintákat, például a *Balneolaceae*, *Optitutales*, *Phycisphaeraceae*, *Fibrobacteraceae*, *Tepidisphaeraceae*, *Rhodothermaceae*, *Saprospiraceae*), néhány kevésbé ismert halofil vagy tengeri genus kíséretében, például ide tartozik a *Rhodohalobacter*, *Halomonas*, *Truepera*, *Aquiflexum* és *Bythopirellula*.



53. ábra. A genusz-szintű bakteriális OTU-k hasonlósági “heatmap”-je (Apaj, 2016. október).

III.7.7. A vizsgált talajok baktérium fajgazdagságának és α -diverzitásának korrelációja a talajkémiai és fizikai változókkal

A Good-féle lefedettség (Good's coverage) azt mutatja, hogy a szekvenálás csaknem teljesen lefedte a bakteriális diverzitást (**20. táblázat**). Az OTU szám, a fajgazdagság és a bakteriális diverzitás általában nagyobb volt az AF-nél és a legalacsonyabb az AP és AL területek mintáiban. Pozitív korrelációt állapítottunk meg a bakteriális fajgazdagság, az alfa diverzitás indexek és a talaj szerves C összes N, ammonium-N felvehető foszfor felvehető kálium és iszaptartalom között, míg negatív korrelációt az EC-vel, pH-val és Na^+ koncentrációval (**21. táblázat**).

20. táblázat. A 2016. októberi apaji mintavételből származó bakteriális szekvencia szám, OTU-k száma, lefedettség, és a diverzitás indexek a 16S metagenom adatok alapján.

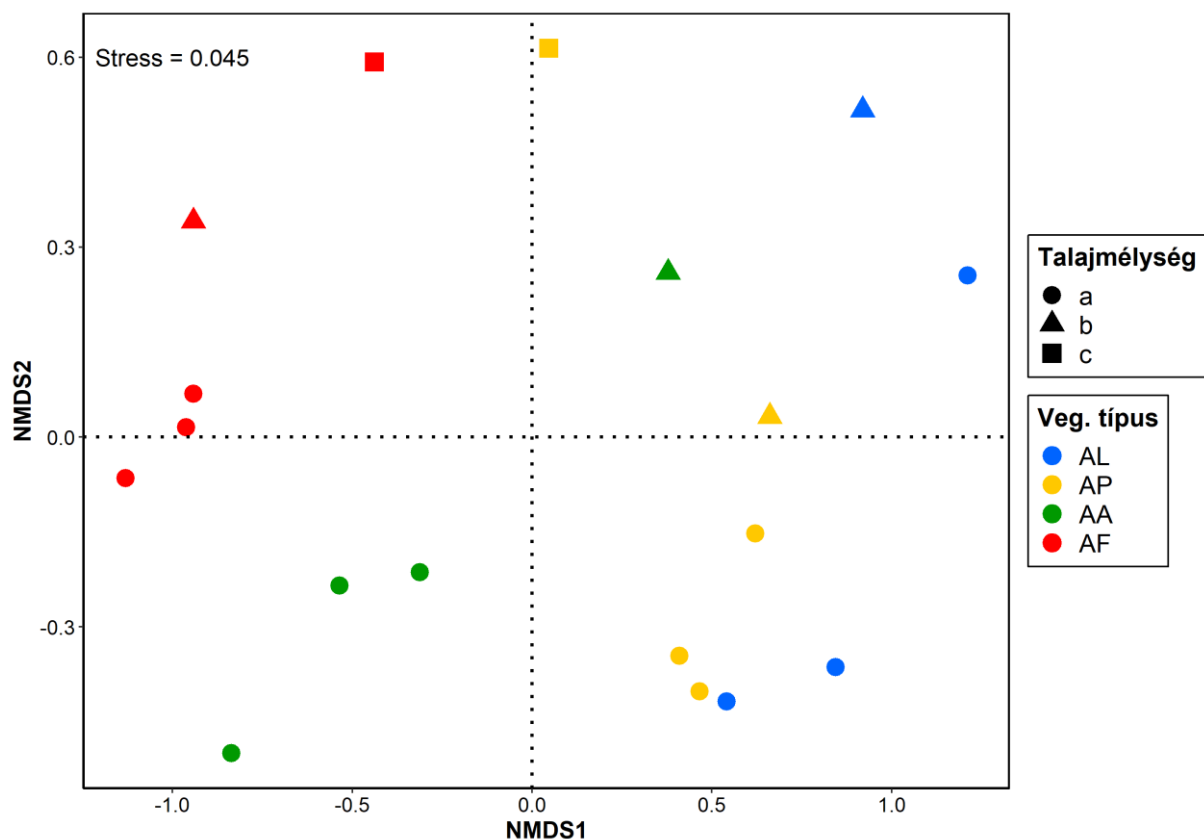
Minta	Kiváló minőségű szekvencia szám	OTU-k száma	Good-féle lefedettség	Fajgazdagság		Alfa diverzitás indexek	
				Chao 1	ACE	Shannon	Inverz Simpson
AL/a/1	33522	558.8 ± 7.1	0.99	640.9 ± 19.4	642.4 ± 14.9	5.1	72.0 ± 1.3
AL/a/2	47228	781.7 ± 10.1	0.98	971.0 ± 34.6	971.5 ± 26.2	5.5	99.7 ± 2.1
AL/a/3	43202	827.7 ± 10.9	0.98	1057.7 ± 39	1057.5 ± 31	5.6	127.4 ± 2.4
AP/a/1	25957	745.3 ± 8.3	0.98	868.0 ± 24.0	889.4 ± 19.7	5.3	74.6 ± 1.3
AP/a/2	28213	581.0 ± 7.0	0.99	664.9 ± 19.1	672.4 ± 15.6	5.1	55.6 ± 1.2
AP/a/3	20834	485.5 ± 5.4	0.99	539.2 ± 13.9	556.9 ± 12.6	4.5	30.6 ± 0.5
AA/a/1	31760	740.2 ± 8.4	0.98	860.3 ± 24.0	873.6 ± 19.6	5.1	59.3 ± 1.0
AA/a/2	15408	815.5 ± 4.2	0.99	851.1 ± 8.4	880.6 ± 9.1	5.5	93.9 ± 1.2
AA/a/3	15517	1279.3 ± 6.0	0.98	1354.7 ± 11.6	1438.2 ± 15	5.7	72.2 ± 1.1
AF/a/1	35527	1738.5 ± 15.8	0.95	2242.1 ± 53.2	2356.6 ± 49	6.5	288.5 ± 6.0
AF/a/2	26993	1556.6 ± 12.9	0.96	1881.7 ± 38.1	1979.1 ± 36	6.3	226.5 ± 4.3
AF/a/3	27441	1065.6 ± 8.4	0.98	1176.1 ± 20.2	1191.4 ± 17	6.0	183.6 ± 3.1
AL/b/3	29722	597.0 ± 6.8	0.99	667.6 ± 17.3	670.2 ± 13.7	4.9	47.3 ± 0.9
AP/b/1	15618	609.4 ± 4.2	0.99	643.9 ± 8.8	666.4 ± 9.0	5.0	59.4 ± 0.7
AA/b/2	61923	635.4 ± 7.4	0.99	710.3 ± 18.8	705.5 ± 14.0	5.0	55.8 ± 1.1
AF/b/1	11242	1050.0 ± 0.0	1.00	1052.0 ± 0.0	1062.9 ± 0.0	5.9	133.5 ± 0.0
AP/c/1	53380	690.9 ± 5.9	0.99	734.4 ± 13.4	725.0 ± 9.0	5.5	99.0 ± 2.0
AF/c/2	39138	889.8 ± 8.7	0.99	990.5 ± 21.4	994.5 ± 17.1	5.6	94.7 ± 1.9

21. táblázat. Korrelációk (Pearson's r) a talajbaktériumok fajgazdagság és α -diverzitás indexek és a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai között. Sobs: Az aktuális megfigyelt fajgazdagság; ACE: fajgazdagság index; Chao 1: Chao 1 fajgazdagság index; Shannon: Shannon diverzitás index; Invsimps: Inverz Simpson index, ($n=18$).

	pH _{H2O}		pH _{KCl}		EC		AL-Na		SOC	
	r	P-values	r	P-values	r	P-values	r	P-values	r	P-values
Sobs	-0.75	0.0003	-0.68	0.0021	-0.55	0.0168	-0.68	0.0021	0.69	0.0016
Chao 1	-0.75	0.0003	-0.68	0.002	-0.56	0.0166	-0.68	0.002	0.69	0.0015
ACE	-0.76	0.0003	-0.68	0.002	-0.56	0.0164	-0.68	0.002	0.69	0.0015
Shannon	-0.77	0.0002	-0.73	0.0005	-0.63	0.0047	-0.78	0.0001	0.61	0.0074
Invsimps	-0.78	0.0001	-0.65	0.0034	-0.53	0.0233	-0.7	0.0012	0.71	0.0011
	AL-K ₂ O		AL-P ₂ O ₅		Összes-N		NH ₄ -N		Vályog%	
	r	P-values	r	P-values	r	P-values	r	P-values	r	P-values
Sobs	0.48	0.0457	0.47	0.0486	0.62	0.0063	0.81	<0.0001	0.47	0.0514
Chao1	0.48	0.0452	0.47	0.0475	0.62	0.0061	0.81	<0.0001	0.47	0.0506
Ace	0.48	0.0446	0.48	0.0462	0.62	0.0058	0.81	<0.0001	0.47	0.0495
Shannon	0.36	0.146	0.43	0.0721	0.53	0.0231	0.68	0.0019	0.45	0.0626
Invsimps	0.57	0.013	0.57	0.0141	0.61	0.0072	0.73	0.0007	0.57	0.0137

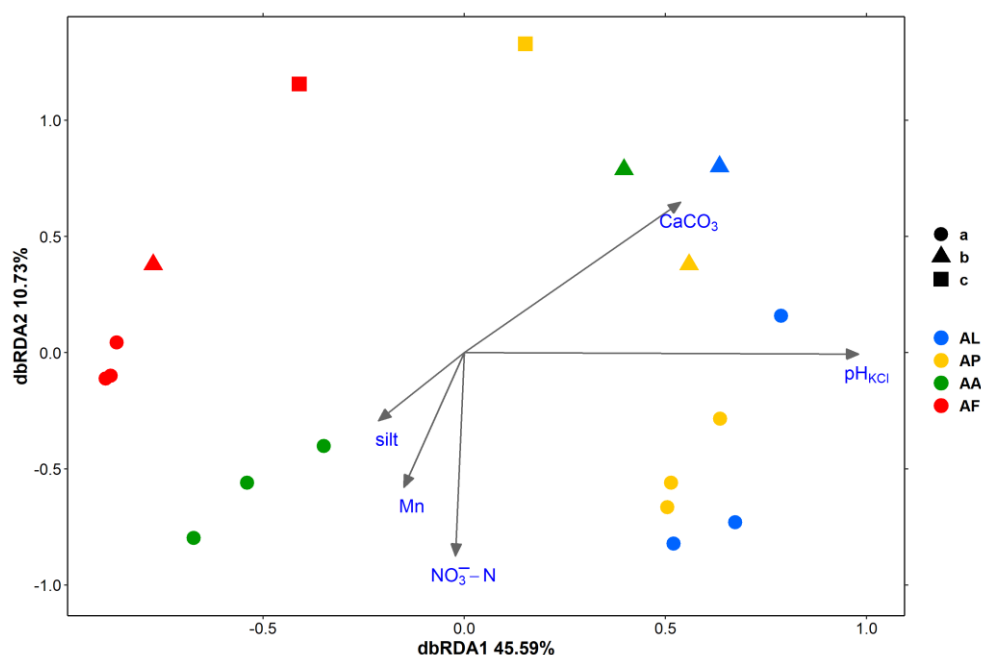
Nem metrikus többdimenziós skálázással (NMDS) is összehasonlítottuk a baktériumközösség struktúráját a különböző vegetációjú szikes talajokon (**54. ábra**). Az ordinációs ábra tisztán mutatja, hogy a vakszik (AL) és a mézpázsitos gyep (AP) elkülönül az ürmös (AA) és füves szikes puszta (AF) talajától. Az utóbbi kettő a második tengely mentén különül el egymástól. Az AL és AP talajminták baktérium közösségei közelebb álltak egymáshoz, mint az AF és AA minták közösségei. Az AA mintáknál mélység szerint az "a" (0–10 cm) és "b" (10–30 cm) réteg sokkal élesebben elkülönült egymástól, mint az AL és AP minták esetében. Ugyanakkor nem tudtunk egyértelmű mélység szerinti elkülönülést megállapítani a baktérium közösségekben, mivel a mélyebb rétegekből származó talajokból csak kevés esetben volt sikeres a DNS szekvenálás, mivel nem sikerült elegendő mennyiségű bakteriális DNS-t kivonni a mintákból.

A Mantel teszttel erős korrelációt állapítottunk meg a genusz-szintű ngs és talajkémiai változók között (**Függelék, 10. táblázat**).



54. ábra. NMDS ábra a bakteriális OTU-k Bray-Curtis távolsága alapján, az apaji szikes terület négy eltérő vegetációjú talajából, három talajmélységben (Apaj, 2016. október).

Annak a megállapítására, hogy a talajkémiai változók közül melyek a legmeghatározóbbak a bakteriális közösség struktúrájában dbRDA analízist végeztünk lépésenkénti modell szelekcióval miután a nem korreláló talajváltozókat szelektáltuk a variancia inflációs faktor (VIF) elemzéssel, kihagyva a >10 értékűeket. A legjobban magyarázó dbRDA modell (**55. ábra**) szignifikáns volt ($F = 5,94$, $p = 0,001$), 5 talajváltozót magában foglalva, amelyek az ANOVA teszt (Type III) alapján pH_{KCl} ($F = 8,22$, $p = 0,001$), $\text{NO}_3^- \text{-N}$ ($2,33$, $p = 0,047$), vályog% ($F = 3,271$, $p = 0,014$), Mn ($F = 3,356$, $p = 0,016$), CaCO_3 ($F = 2,336$, $p = 0,057$) szignifikanciát mutattak (**Függelék, 11. táblázat**). Az ordináció kötött része 71,23%, míg a nem kötött 28,77%, a dbRDA1 komponens fontossága 64,01%, míg az első kettő kötött komponens (dbRDA1 + dbRDA2) kumulatív részesedése 79,07% volt, és összességében az összes variancia 56,32%-a magyarázható az első két tengely által.



55. ábra. dbRDA ordináció, ami magában foglalja azokat a talaj változókat, amelyek legjobban magyarázzák a genus szintű ngs baktérium közösségi adatok minták közötti megoszlását az apaji négy különböző növénytársulás talajában. CaCO_3 : mésztartalom, pH_{KCl} : 1n KCl kivonat pH, $\text{NO}_3^- - \text{N}$: talaj nitrát-N, Mn: mangán, silt: iszap tartalom (Minták: Apaj, 2016. október).

A 0–10 cm réteg mintáiból indikátor faj analízist (ISA=Indicator species analysis) végeztünk, aminek eredményeként 968 taxon közül 258 taxon, vagyis a taxonok 26,7%-a indikátornak tekinthető speciálisan egy vagy kettő területhez asszociálva. 100 taxon csak egy-egy vegetációjú talajhoz asszociálódott, míg 158 taxon kettő területhez; az egyszerre három helyhez történő asszociációt kizártuk az analízisből. Ezek alapján az indikátor taxonok számának megoszlása a különböző vegetációjú talajok felső 0–10 cm rétegében a következő volt: AL = 19; AP = 15; AA = 6; AF = 60; AL+AP = 54; AL+AA = 3; AP+AA = 7; AP+AF = 4; AA+AF = 90. Érdekes, hogy csak nagyon kevés taxon asszociálódott az AA területhez, továbbá azokhoz a páronkénti kombinációkhoz, ahol egy erősebben szikes egy kevésbé szikes talajjal került párba (pl. AL+AA, AP+AA vagy AP+AF), ugyanakkor a legtöbb taxon asszociáció az erősebben szikes AL+AP és a kevésbé szikes AA+AF kombinációknál tapasztalható. Ezek az eredmények $\alpha = 0,05$ szinten szignifikánsak voltak.

III.7.8. A szikes talajokon végzett kutatások eredményeinek megvitatása

A talajokban végbemenő sófelhalmozódás és szikesedés világszerte a talajok degradációjának egyik legfontosabb folyamata, ami a mezőgazdaság és a túlnépesedő emberiség élelmiszer ellátása mellett számos egyéb ökológiai következménnyel is jár (Szabolcs 1974, Abrol et al. 1988). A természetes módon sós vagy szikes talajoknak természetvédelmi szempontból is nagy jelentősége van, mivel unikális környezetet biztosít a hozzá alkalmazkodott speciális élővilág számára, beleértve a növényzetet, a faunát és a mikrobiótát (Molnár & Borhidi 2003, Tóth 2010). A magyarországi szikesekről röviden a bevezetőben már

írtam, ezért most csak a vizsgálatunk tárgyát képező kiskunsági szikesekről emlékeznék meg. A vizsgálatainkat egyrészt a Felső-kiskunsági szikes tavak (Böddi-szék, Kelemen-szék, Zab-szék) mellett, másrészt az Apaj melletti, kisapaji rétnek nevezett szikes pusztán végeztük 2013–2016 között.

Az apaji területen 4 jellegzetes növénytársulás talajából vettünk mintát, 2014-ben egy extrém száraz júniusi és egy extrém nedves (vízzel borított) szeptemberi időpontban, összehasonlítás céljából. 2016-ban ugyanazokról a helyekről vettünk mintát, azzal a különbséggel, hogy nem csak a felső 0–10 cm talajból, hanem a mélyebb, 10–30 cm és 30–60 cm talajrétegből is.

Borsodi et al. (2021) közleményében a 2014-es vizsgálatainkat mutattuk be, amelyben mind a katabolikus aktivitás, mind a 16S rRNS gén szekvenálás elkülönült csoportokat képezett a vegetáció típusának megfelelően. A 2016-os vizsgálataink során a 0–10 cm rétegből származó talajminták a MicrorespTM módszer szerint szignifikánsan elkülönítette a vakszik (AL) és a mézpázsitos gyeper (AP) mintáit, viszont a metagenomikai vizsgálat nem, szemben a 2014-es eredményeinkkel. Az AL és AP területek talajkémiai viszonyai a 0–10 cm rétegben nagyon hasonló volt, 9,5 feletti pH, nagy sótartalom mellett. Ez talán kedvezhetett annak, hogy hasonló halofil vagy halotoleráns valamint alkalofil és alkalotoleráns baktériumok népesítsék be a talajt a vegetációtól függetlenül. A vegetáció hatása, az eltérő biomassza és borítási értékek miatt eltérő szervesanyag (rhizodepozíció) mennyiség kerül a talajba ami a baktérium abundancia értékekben is egyértelműen megnyilvánul. A mézpázsitos gyeperen (AP) a viszonylag nagy, de a vakszikhez képest kisebb sótartalom gazdagabb és nagyobb borítású vegetáció fejlődését teszi lehetővé.

Figyelembe kell azt is vennünk, hogy a DNS-alapú mikrobiális megközelítés nem csak az aktív, hanem a jelentős mennyiségben előforduló inaktív (endosóra vagy dormans) és holt mikrobiális közösség tagjait is kimutatja. Mindezekkel magyarázható, hogy a bakteriális közösség összetétele nagyon hasonlóan adódott a 16S amplitikon szekvenálás alapján, míg a metabolikusan aktív baktériumok, amelyeket közvetett módon a MicrorespTM módszerrel detektáltunk szignifikánsan különbözött az eltérő vegetációjú talajokban.

A nem vagy kevésbé sós talajokban ez a különbség a gombák aktivitásával is magyarázható, bár a gombák érzékenyebbek a sótartalomra és a magas pH-ra is és a gomba/baktériumarány a sós talajokban tipikusan nagyon alacsony (Yan et al 2015).

A sófelhalmozódás és a szikesedés általános gátló hatása a talaj alaplégzés sebességére és a mikrobiális biomasszára számos vizsgálat alapján jól ismert (Frankenberger et al., 1982, Yuan et al 2007, Yan et al 2015, Singh 2016), és a mi vizsgálataink is ezt támasztják alá, az eltérő sótartalmú talajok felső rétegének (0–10 cm) alaprespirációs mérései alapján. A talaj szerves anyag (SOM) mikrobiális respirációra való hatásával kapcsolatos vizsgálatok sós és szikes talajok esetében ellentmondásos eredményre vezettek, ahogy azt Singh (2016) összefoglalójából megtudhatjuk. A 2016. októberi mintavételünkéből származó adatok alapján az AL és AP felső talajréteg mintái között az alaprespirációban nem volt szignifikáns különbség, annak ellenére, hogy ez utóbbi talaj háromszor annyi szerves anyagot tartalmazott.

Ez összhangban van Mavi et al. (2012) vizsgálataival, akik megállapították, hogy a sótartalom növekedésével a mikrobiális respiráció lecsökken, de a nátrium koncentráció nincs rá hatással, még akkor se, ha a szóda talajokban a vízben oldott szerves anyag mennyisége jobban megnövekedett.

A 2016-os apaji mintákkal végzett vizsgálataink szerint a talajok katabolikus aktivitás mintázatát a legnagyobb mértékben a talaj pH befolyásolta. Ez látszólag ellentmondásban van a korábbi, 2014-es vizsgálatainkkal, amikor az EC volt a legmeghatározóbb a katabolikus aktivitás mintázatra. Ezt a látszólagos ellentmondást fel lehet oldani, ha a talaj pH és EC közötti kapcsolatot figyelembe vesszük.

A sós-szódás talajokban a szalinitásért felelős sók felelősek az alkalikus kémhatásért is. Valóban, vizsgálataink szerint is a talaj pH és az EC között szoros korreláció mutatható ki ($r_{\text{Pearson}} = 0,9$), ami azt jelenti, hogy a mikrobiális adatokban tapasztalható varianciákért is főleg ezek felelősek legnagyobb mértékben. Különböző földhasználat alatt lévő talajokat összehasonlítva Moscatelli et al. (2018) megállapította, hogy a MicroRespTM módszerrel mért katabolikus aktivitás mintázat elsősorban a talaj pH-tól függött, a talaj szerves anyag tartalmától kevésbé. Ők is azt állapították meg, hogy az alkalikus talajok, – amelyet ők $\text{pH} > 7,4$ szerint kategorizáltak –, ellentétben az általánosan elfogadott $\text{pH} > 8,5$ -el szemben (IUSS Working Group WRB 2015), a MicroRespTM módszerrel nem lehet különbséget tenni a minták között. A mi vizsgálataink szerint az összes talajminta pH értéke 7,4 fölött volt, kivéve a füves szikes pusztá (AF) 0–10 cm rétegét, sőt az általánosan elfogadott értékhatár ($\text{pH} > 8,5$) fölött is, kivéve az AF 10–30 rétegét. A mi vizsgálataink szerint a MicrorespTM módszerrel meghatározott katabolikus aktivitás mintázatban különbséget tudtunk kimutatni a különböző vegetáció által borított talajok felső rétegében, sőt a felső talajréteg és az alatta lévő rétegek (10–30 cm és 30–60 cm) között is, viszont a két mélyebb rétegből származó mintákat már nem tudtuk elkülöníteni, ami azzal magyarázható, hogy ezekben nagyon alacsony volt a katabolikus aktivitás (respiráció) mindegyik szubsztrátra nézve az összes mintában.

Annak ellenére, hogy statisztikailag szignifikáns különbség kimutatása a felső és alsó talajrétegek bakteriális közösség összetételében nem volt lehetséges a mélyebb rétegből rendelkezésre álló nem elégséges mintaszám miatt, az NMDS és dbRDA ordináció a katabolikus aktivitás mintázat és a genusz-szintű bakteriális közösség szerkezet esetében is jól láthatóan elkülönítette. Ezzel ellentétben Xie et al. (2017) nem sikerült különbséget találnia a felső és a mélyebb talajréteg bakteriális közösségében egy szélsőségesen sós terület talajában. Ez talán azzal magyarázható, hogy az apaji területen a felső talajrétegből a sók egy része kimosódott mélyebbre, amit a talajkémiai adatok alátámasztanak. Ez a csökkenő talajvízszint és a nagy sótartalmú felfelé történő vízáramlás ritkulásának az együttes következménye lehet (Bakacsi et al. 2023). A baktérium közösség taxonómiai összetételét illetően a kimutatott törzsek számában nem volt különbség a minták között, de az OTU-k száma és a diverzitás indexek az AF mintákban nagyobbak voltak, mint az AL és AP mintákban a 2016. októberi mintavételkor, ami megegyezett a korábbi, 2014-es mintavételből meghatározott eredményekkel. Néhány baktériumtörzs relatív abundanciájában a vegetáció típus és a talajmélység között is különbségek adódtak. Ma és Gong (2013) a sós talajokból elemzett baktériumközösség vizsgálatok meta-analízisének eredményeként megállapították, hogy a Proteobacteria, Actinobacteriota, Firmicutes, Acidobacteriota, Bacteroidota és Chloroflexi törzsbe tartozó baktériumok a leggyakoribbak. Más vizsgálatok szintén a Proteobacteria, Bacteroidota, Actinobacteriota és Firmicutes törzsekről állapították meg, hogy a leggyakoribbak (Wang et al 2020, Yang et al 2022, Nan et al 2022). A Proteobacteria törzs talajokban történő előfordulásában, bár ezek szinte minden talajban dominánsak, megállapították, hogy dominanciájuk nagymértékű összefüggést mutat a talajok sótartalmával

(Nan et al. 2022, Yang et al. 2018). A mi vizsgálataink szerint is a Proteobacteria törzs képviselői gyakoriak, de nem volt szignifikáns különbség a relatív gyakoriságukban a különböző pH-jú és sótartalmú talajok között. Néhány tanulmány eredményeként a Bacteroidota törzs szintén dominánsnak mutatkozott szikes-sós talajokban (Yang et al. 2011, Keshri et al. 2013, Zheng et al. 2017.), ellentétben a mi vizsgálatainkkal. A Bacteroidota törzs tagjainak a toleranciája széles EC-tartományban megnyilvánul, ráadásul vannak köztük extrém halofil baktériumok és különösen az extrém nagy sótartalmú élőhelyeken fordulnak elő tömegesen (Santos and Antón 2019, Yang et al. 2021.). Más vizsgálatok szerint a Bacteroidota és Gemmatimonadetes törzs tagjai jelentősek a biogeokémiai transzformációkban a sós talajokban (Ma & Gong 2013, Fierer et al. 2012).

Néhány baktériumtörzs relatív gyakorisága a vegetáció típusa vagy a talajmélység szerint változott a vizsgálataink szerint. A leglátványosabban a Gemmatimonadota törzsbe tartozó baktériumok relatív abundanciája jóval nagyobb volt az AL és AP felső talajrétegben, ahol a legmagasabb volt a pH és az EC, míg az alacsonyabb pH-jú és sótartalmú AA és AF talajok felső rétegében jóval alacsonyabb relatív abundanciával voltak jelen. Ez összhangban van mások vizsgálataival, például DeBruyn et al. (2011) arid talaj viszonyok között a Gemmatimonadota törzs nagy abundanciáját jegyezte fel az alacsony talajnedvességhez történő alkalmazkodásuk miatt. Egy másik vizsgálatban egy természetes sós-szikes grádiens mentés a Songnen alföldön északra Kínában Guan et al. (2021) szintén azt figyelte meg, hogy a Gemmatimonadota törzs erős preferenciát mutat a magas só- és nátriumtartalom iránt. A Gemmatimonadota törzs nagy relatív gyakoriságát további vizsgálatok is megerősítették magas pH és sótartalom mellett (Peng et al. 2017, Li et al. 2018, Zhao S. et al. 2020, Yang et al. 2021, Nan et al. 2022).

Vizsgálatainkban az AA és AF talajok mélyebb rétegeiben, ahol magasabb a pH és az EC, mint a felső rétegben, a Gemmatimonadota törzs relatív abundanciája is jóval nagyobb, mint ezen talajok felső rétegében. Alacsonyabb taxonómiai szinten, ami hozzávetőlegesen a genusz szintet vizsgálva, az indikátor species analízissel ennél is nagyobb különbséget tudunk megállapítani az eltérő vegetációjú szikesek talajai között.

A Gemmatimonadota baktériumtörzset csak 2003-ban fedezték fel, illetve írták le először. Képviselőik változatos élőhelyeken, édesvizekben, szennyvízben, üledékekben, talajokban és a rizoszférában is elterjedtek (Mujakić et al. 2022). Többségük táptalajokon nem tenyészthető, eddig hat fajukat sikerült kitenyészteni, amelyek kemoorganoheterotrófok, de kettő faj képes anoxigénikus fotoszintézisre (Zeng et al. 2015, 2021). A Gemmatimonadota a nyolcadik leggyakoribb baktériumtörzs, amely a talajbaktériumok mintegy 1–2%-át teszi ki világszerte a talajokban (Frey et al. 2016). A Gemmatimonadotáról feltételezték, hogy száraz környezethez alkalmazkodtak, mivel nagy relatív abundanciával fordulnak elő a félszáraz és száraz talajokban és a sivatagokban (Neilson 2017, Zhao et al. 2020). A semleges pH-t kedvelik, azonban lúgos (Malard et al. 2019) és erősen sós talajokban is dominálhatnak, és az összes baktérium közel 17%-át képviselték (Guan, 2021). Egy lehetséges magyarázat arra vonatkozóan, hogy a Gemmatimonadota törzs képviselői miért fordulnak elő olyan nagy gyakorisággal a szikes-sós talajokban, a kiszáradással szembeni toleranciájuk mellett az lehet még, hogy fototróf törzseik energiát szolgáltatnak a túléléshez a nagy sótartalmú közegekben (Zeng et al. 2016) a Cyanobacteria-hoz hasonló módon (Guan et al. 2021). Vizsgálataink szerint az Acidobacteriota

és az Actinobacteriota törzshöz tartozók relatív gyakorisága az ürmös szikes pusztá és a füves szikes pusztá talaj felső rétegében (AA/a - AF/a) nagyobb volt, mint az AL és AP talajokban.

Ez a két baktériumtörzs szintén a talajokban általában előforduló leggyakoribb törzsekhez tartoznak. Vizsgálatainkhoz képest az Actinobacteriota relatív gyakorisága lehet kisebb vagy nagyobb egyaránt (Peng et al. 2017, Liang et al. 2022). Yang et al (2021) vizsgálatai szerint az Actinobacteriota abundanciája szikes-sós talajokban nagyobb, mint az alacsony sótartalmú talajokban. Az Actinobacteriota-hoz tartozó *Nitriliruptor* genusz gyakorisága volt a legnagyobb egy szikes-sós legelő talajában (Peng et al. 2017), és egy arid sós talajban Xinjiang-ban, északnyugat Kínában (Yang et al. 2022). A haloalkalifil *Nitriliruptoraceae*-hez tartozó OTU-k a mi vizsgált talajaink közül az AL és AP talajmintákban szintén nagy abundanciával rendelkeztek annak ellenére, hogy az Actinobacteriota törzs képviselői kisebb relatív gyakorisággal rendelkeztek ezekben, mint az AA és AF talajmintákban.

Az Acidobacteriota törzs a Gemmatimonadota-hoz hasonlóan szintén általánosan elterjedt a talajokban, de eddig csak kevés fajukat sikerült kitenyészteni és leírni. Sok Acidobacteriota savkedvelő de különböző talajkörnyezetben fordulnak elő és a törzshöz tartozó subdivíziók egy része a talaj pH-val szemben pozitívan míg mások negatívan korrelálnak (Kielak et al. 2016). A legtöbb tanulmány szerint az Acidobacteriota abundanciája negatív korrelációban van a talaj sótartalmával (Wei et al. 2020, Zhao S. et al. 2020, Yang et al. 2021, Liang et al. 2022). Az Acidobacteriota törzs képviselőit úgy tartják számon, hogy oligotróf baktériumok és a műtrágyázásra érzékenyen reagálnak (Ai et al. 2018).

A talaj baktérium közösség összetételének változása a szikes-sós grádiens mentén több tényező eredménye lehet, amelyek a sótartalommal és nátrium-felhalmozódással is összefüggésben lehetnek. A talaj baktérium közösségek összetételének megváltozásáért felelős legfontosabb hatótényezők a pH, az EC és a szerves anyag tartalom (Ma & Gong 2013, Zhao et al. 2018, Yang et al. 2021). Ezen kívül még a tápanyagtartalom (Zhao et al. 2018), a talajnedvesség (Borsodi et al. 2021, Peng et al. 2017) és a szulfát-koncentráció (Nan et al. 2022) is fontos befolyásoló tényezők lehetnek a talaj baktériumközösség összetételének alakulásában.

A globális mikrobiális diverzitás és közösségi összetétel egy meta-analízis alapján a sós talajokban nagyobb mértékben függ a sótartalom alakulásától, mint más extrém módon változó talajtényezőtől, mint például a pH-tól vagy a szerves C-tartalomtól (Ma & Gong 2013). Fontos azonban megjegyezni, hogy a talaj sótartalom és a pH között szoros korreláció lehet a szikes-sós talajokban (Zhao et al. 2018, Yang et al. 2021) amit a vizsgálataink is alátámasztottak. Mivel a magas vízben oldódó sótartalom és pH egyaránt a megemelkedett Na-hidrokarbonát mennyiség következménye, ezért ennek a három ökológiai hatótényezőnek az elkülönítése szinte lehetetlen. Habár nem sikerült a felszíni (0–10 cm) és a mélyebb (10–30 cm illetve 30–60 cm) közötti talajrétegek baktérium közösségei között szignifikáns különbséget igazolnunk, a többváltozós ordinációs eljárások (nmds és dbRDA) alapján a mélyebb talajrétegeknek mind a katabolikus aktivitás mintázata, mind az OTU alapú baktériumközösségeinek szerkezete tisztán elkülönült a felszíni talajmintáktól. Ez annak a következménye, hogy a mélyebb talajrétegek mintáinak jelentős részéből nem sikerült elegendő értékelhető bakteriális DNS-t kivonnunk. Xie és munkatársai (2017) nem tudtak különbséget kimutatni a felszíni és a mélyebb talajrétegek baktériumközösségeinek összetétele között egy extrém sós talajban.

Vizsgálataink során egyértelműen megállapítható volt, hogy a *Methyloirabilota* törzset képviselő OTU-k a mélyebb talajrétegekben nagyobb relatív gyakorisággal fordultak elő, míg

Li és munkatársainak (2018) vizsgálatában a Verrucomicrobiota törzs volt jelen a legnagyobb abundanciával szikes-sós talajokban, feltehetőleg azért mert oligotrófok. A felszíni és a mélyebb talajrétegek baktériumközösségeiben fellelhető különbségek a vizsgálatainkban valószínűleg annak tudható be, hogy a felszíni rétegben kevesebb volt a só, amelyet a talajkémiai adatok is alátámasztanak. Az apaji területen a talajvízszint csökkenése miatt a csapadékkal a vízzoldható sók a felszínről lefelé mosódnak, ugyanakkor a felfelé történő sómozgás az általános talajvízszint csökkenés és a ritkábban előforduló talajvízszintemelkedések miatt nem tudja visszapótolni a felszín irányába a sókat. További vizsgálatokra van szükség, mivel hasonló talajtulajdonságok különböző biogeográfiai régiókban eltérő talajhasználati módokkal kombinálva a szikes-sós talajokban eltérő mikrobiális közösségi összetételt eredményezhet. Ezideig nem tudunk más vizsgálatról, amelyben a 16S rRNS alapú metagenom adatok és a katabolikus aktivitás-mintázat között próbáltak volna összefüggést keresni, annak ellenére, hogy több tanulmányban is alkalmazták mind a két vizsgálati módszert (van der Bom 2018, Lemmel et al. 2019, Nguyen et al. 2018). Vizsgálataink szerint a MicroResp által mért katabolikus aktivitás mintázatok és a genusz-szintű baktériumközösségek adatainak ordinációi a talajtulajdonságok ordinációihoz sokkal közelebb álltak, mint egymáshoz. Ez valószínűsíthetően a baktériumközösségek nagymértékű funkcionális redundanciájának lehet a következménye, mivel ugyanazt a szénforrást sok, egymástól eltérő taxonba sorolt baktérium is hasznosítani tudja. Ennek ellenére a két ordináció hasonlósága miatt az feltételezhető, hogy a baktériumközösségek összetétele és metabolikus aktivitása között kapcsolat állhat fenn.

III.7.9. A szikes talajokon végzett kutatásokból levonható következtetések

A kiskunsági szikes területeken (Felső-kiskunsági szikes tavak: Böddi-szék, Kelemen-szék, Zab-szék és a Kisapaji rét) végzett kutatásaink alapján a következő fontosabb megállapításokra jutottunk: A sótartalom és a pH növekedésével csökken a talajok biológiai aktivitása, mind az alaprespiráció, az FDA és a szubsztrát-indukált respiráció. Ez nagyrészt annak a következménye lehet, hogy a szervesanyag tartalom is jóval kisebb a nagyobb sótartalmú és pH-jú talajokban. A Felső-kiskunsági tavak melletti talajminták esetében a talaj EC volt a legmeghatározóbb talajtani tényező a mikrobiális közösség katabolikus aktivitás-mintázatára nézve, de emellett a humusztartalomnak és a texturális tulajdonságok közül az iszaptartalomnak volt még fontos szerepe. A talaj EC a talaj pH-val pozitív míg a szervesanyag-tartalommal negatív korrelációban volt. A talajból kitenyészthető baktériumok között nagyszámban fordultak elő só- és alkalitoleráns izolátumok. A talaj különböző kemizmusát – elsősorban a sótartalom és a pH tekintetében – az eltérő növénytársulások jól jelzik.

Az apaji négy egymástól elég élesen elkülönülő növénytársulás felső talajrétegét (0–10 cm) vizsgálva a katabolikus aktivitásukban szignifikánsan elkülönülnek egymástól, míg a baktérium közösség-szerkezet tekintetében két nagy csoport különíthető el, az egyik a kevésbé szikes füves – és ürmös szikes puszta, a másik az erősebben szikes sziki mézpzásitos és vakszik növénytársulások. Ezekben belül a szikes füves és ürmös növénytársulás talaj baktériumközössége között nagyobb volt a különbség, mint a sziki mézpzásitos és vakszikenövényzet talaj baktériumközössége között.

A talaj baktériumközössége már törzs (phylum) szinten is különbséget mutatott a különböző növénytársulások alól vett talajokban, elsősorban a Gemmatimonadota törzs volt domináns a nagyobb sótartalmú talajokban, ezzel ellentétesen gyakoriság megoszlást mutatott az Acidobacteriota törzs.

A katabolikus aktivitás-mintázat mélység szerinti változásait vizsgálva (0–10 cm, 10–30 cm és 30–60 cm) a mélységgel erősen csökkenő általános aktivitást állapítottunk meg. A legmélyebb réteg szubsztrát indukált respirációs válaszai a különböző szubsztrátokra már annyira kicsi volt, hogy ez alapján már nem lehetett különbséget tenni az eltérő helyről származó minták között. A baktériumközösség vizsgálata csak néhány esetben volt lehetséges, mivel a mélyebb talajrétegből származó minták többségéből nem sikerült elegendő mennyiségű DNS-t kivonni. Ugyanakkor egy érdekes megállapításra jutottunk, amely szerint a Methyloirabilota törzs képviselői nagyobb abundanciával fordultak elő a legmélyebb (30–60 cm) talajrétegből származó mintákban.

Megállapítottuk továbbá, hogy a talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatói negatív korrelációban voltak a sótartalommal (EC), a pH-val, a Na^+ -koncentrációval, és pozitív korrelációban a szervesanyag tartalommal, összes nitrogénnel, ammónium-nitrogénnel, a felvehető foszforral és káliummal. Bár a baktériumok diverzitása, az abundancia mellett a sótartalom és a pH növekedésével lecsökkent, az erősen szikes talajokból kimutatható taxonok között nagyobb számban fordultak ismert taxonokhoz nem köthető szekvenciák, ami a szélsőséges környezethez alkalmazkodó speciális baktériumok nagyobb arányú jelenlétére utal.

A Felső-kiskunsági tavak mellől származó talajokkal ellentétben az apaji területen nem az EC, hanem a pH volt a legfontosabb talajtani tényező, mind a katabolikus aktivitás-mintázat, mind a baktérium közösség szerkezet meghatározásában. Ugyanakkor itt is a talaj EC és talaj pH között szoros korreláció mutatkozott.

A szikes élőhelyek megőrzése és szükséges esetben helyreállítása nemcsak természetvédelmi szempontból fontos, hanem azért is mert nagy számban található itt biotechnológiai szempontból hasznosítható mikroorganizmusok. A mi kutatásunk során is sikerült 4 új baktériumfajt leírni a vizsgált területekről (Borsodi et al. 2017a, 2017b, 2017c, 2019).

IV. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK

1. Laboratóriumi inkubációs kísérletek sorozatával megállapítottuk, hogy a szacharóz cukor és a fűrészpor együttes alkalmazásával a talaj nitrogén nagyrészt immobilizált állapotban tartható legalább 60 napon keresztül a vizsgált homoktalajnál. A gyorsabban lebomló cukor erőteljesebb, de rövidebb ideig tartó, míg a lassan lebomló fűrészpor kisebb mértékű, de huzamosabb ideig tartó N immobilizációt eredményezett. A szénforráskezelések hatására a talaj mikrobiális biomassza C és N szignifikánsan növekedett laboratóriumi körülmények között a vizsgált homoktalajokban.
2. A szénforrás-kezelések (cukor vagy fűrészpor) *priming* hatását mutattuk ki, ami erőteljesen megnyilvánult, a talaj eredeti szerves C-tartalmának szénmineralizációjának (CO_2 produkció) növekedését okozva. A szacharóz *priming* hatása sokkal nagyobb volt, mint a fűrészporé a vizsgált homoktalajokban. A cukor talajhoz történő hozzáadása nem csak a talaj szerves N készletéből, hanem a talaj szerves N-ből is hozzájárult a mikrobiális biomasszába történő beépüléshez. Fűrészpor hatására a talaj szerves N kisebb mértékű csökkenése mellett, a mikrobiális biomasszába is kevesebb nitrogén épült be, ezért a biomassza C/N arányában növekedés következett be. Vizsgálataink szerint a fűrészpor hatására immobilizált N jelentős része nem mikrobiális biomassza kompartmentbe épült be, legalábbis ez a kloroform fumigációs módszerrel nem kimutatható kompartmentet jelenti.
3. Szabadföldi körülmények között alkalmazva a fűrészpor + cukor (szacharóz) kezelés területtől függően csökkentette a talaj felvehető N készletét, miközben növelte a mikrobiális biomasszát a felhagyott fülöpházi homoktalajban.
4. A szénforrás-kezelés hatása nem tart kitarthatóan hosszú ideig szabadföldi körülmények között, mivel a rendszeres szénforráskezelés abbahagyását követő évben a talaj felvehető N-ben és a talaj mikrobiális biomasszában szinte már alig mutatható ki utóhatás.
5. A nehézfémterhelés hatására a kadmium, réz és nikkel fém sók nagymértékű akkumulációja ellenére a talajból kitenyészthető mikroorganizmusok táptalajtól függően eltérő hatást eredményeztek. A legmarkánsabb csökkenés az Ashby-agaron kitenyészthető szabadonélő aerob nitrogénkötő baktériumok számában mutatkozott meg, míg a mikroszkópikus gombák száma növekedett. A nehézfémakkumuláció a talaj mikrobiális biomasszában és dehidrogenáz aktivitásban is egyértelmű csökkenést okozott a Cd-, Cu- és Ni-sókkal szennyezett nagyhőrcsöki talajban.
6. A nehézfémakkumuláció a talaj mikrobiális biomasszában és dehidrogenáz aktivitásban is egyértelmű csökkenést okozott a Cd-, Cu- és Ni-sókkal szennyezett talajban.
7. Megállapítottuk, hogy a többféle fémrel és a nemfémes arzénnel és kénnel szennyezett ártéri talajban a talaj metabolikus hányadosa ($q\text{CO}_2$) jelentős növekedést, a talaj mikrobiális biomassza C és MBC/SOC szignifikáns csökkenését mutatott a nem szennyezett talajokhoz képest.
8. Megállapítottuk, hogy a Lakanen-Erviö kivonatban lévő fémkoncentráció negatívan korrelált a talaj pH-jával, a talaj Arany-féle kötöttségi számával, kálium- és foszfortartalmával, míg pozitívan korreláltak a talajok sótartalmával. A talaj mikrobiális biomassza pozitívan korrelált a talaj Arany-féle kötöttségi számával és a foszforral, de negatívan korrelált az összes sótartalommal, valamint a talaj Cd-, Pb-, Zn-, As- és Cu-

tartalmával. Negatív korreláció volt a talaj növények számára felvehető foszfor és a savas foszfomonoészteráz aktivitás között.

9. A potenciálisan toxikus elemtartalmak erős pozitív korrelációt mutattak a metabolikus hányadossal (qCO_2), míg a toxikus elemek erős negatív korrelációban állt az MBC/SOC aránnyal, ami arra utal, hogy a metabolikus hányados és az MBC/SOC arány kombinációja megbízható indikátora lehet a talajok toxikus hatású fémszennyezettségének.
10. A Felső-kiskunsági szikes területen eltérő kémhatású és sótartalmú talajokat vizsgálva megállapítottuk, hogy a talaj alaprespirációja, FDA-aktivitása és szubsztrát-indukált respirációs aktivitása (ez utóbbi kettő a mikrobiális biomasszával arányos) a sótartalom és kémhatás növekedésével lecsökkent.
11. A Felső-kiskunsági puszta négy eltérő növénytársulás alól vett talajminta genusz-szintű bakteriális összetétele és diverzitása a jelentős átfedések mellett szignifikáns különbséget mutatott az eltérő sótartalmú és kémhatású minták között, úgy, ahogy a növénytársulások is.
12. A Felső-kiskunsági puszta Apaj melletti szikes területéről származó talajok vizsgálatai szerint a Gemmatimonadota baktérium phylum rendelkezett a legnagyobb relatív abundanciával ez erősen szikes talajmintákban, míg az Acidobacteriota törzs relatív gyakorisága a sótartalom és pH növekedésével csökkenést mutatott.
13. Az általunk vizsgált talajokban a talajok baktérium közösségeinek alfa-diverzitás mutatói negatív korrelációban voltak a sótartalommal (EC), a pH-val, a Na^+ -koncentrációval, és pozitív korrelációban a szervesanyag tartalommal, összes nitrogénnel, ammónium-nitrogénnel, a felvehető foszforral és káliummal.
14. A Felső-kiskunsági szikes tavak melletti minták esetében a talaj sótartalma, míg a Felső-kiskunsági Apaj melletti területen a talaj pH volt a legerősebben meghatározó tényező a talajok katabolikus aktivitás-mintázataiban és a tenyésztéstől független módszerrel meghatározott bakteriális taxonómiai összetétel tekintetében.

V. A DOLGOZAT ALAPJÁUL SZOLGÁLÓ PUBLIKÁCIÓK

V.1. Mikrobiális aktivitás és biomassza vizsgálata homoki gyepek ökológiai restaurációja során

- Török K., **Szili-Kovács T.**, Halassy M., Tóth T., Hayek Zs., Paschke M.W. & Wardell L.J. 2000. Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3. 7-14.
- Szili-Kovács T.**, Tóth T., Halassy M., Török K. 2000. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 1. Laboratóriumi inkubációs vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan* 49. 491-504.
- Szili-Kovács T.**, Tóth T., Halassy M., Török K. 2000. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 2. Szabadföldi kísérletek. *Agrokémia és Talajtan* 49. 505-520.
- Elhottová D., **Szili-Kovács T.**, Triska J. 2002. Microbial Communities of Abandoned Fields. *Folia Microbiologica* 47. 435-440.
- Szili-Kovács T.**, Török K. 2005. Szénforráskezelés hatása a talaj mikrobiális aktivitására és biomasszájára felhagyott homoki szántókon. *Agrokémia és Talajtan* 54. 149-162.
- Szili-Kovács T.**, Török K., Tilston E.L., Hopkins D.W. 2007. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions. *Biology and Fertility of Soils* 43. 823-828.
- Szili-Kovács T.**, Pöhner Zs., Biró I., Takács T. Talaj mikrobiális biomassza és PLFA mintázata többéves szénforrás-kezelés abbahagyása után homokpusztagyep restaurációs kísérletben. In: Orosz, Z., Szabó, V., Molnár, G., Fazekas, I. (szerk.) IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia: Környezettudomány és környezeti nevelés, környeztkémia, környezetfizika, környezetföldrajz és -földtan, Debrecen: Meridián Alapítvány (2008) pp. 220-226.
- Szili-Kovács T.**, Szabó R., Halassy M., Török K. 2008. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 3. Mikrobiális biomassza C és N, ásványi N értékek alakulása 2000-2002 évek között. *Agrokémia és Talajtan* 57. 133-146.
- Tilston E.L., **Szili-Kovács T.**, Hopkins D.W. 2009. Contributions of labile and resistant organic materials to the immobilization of inorganic soil N when used in the restoration of abandoned agricultural fields. *Soil Use and Management* 25. 168-174.
- Szili-Kovács T.**, Szabó R., Halassy M., Török K. 2011. Restoration of a sandy grassland by the application of various carbon sources promoting the immobilization of soil nitrogen. *Agrokémia és Talajtan* 60, 255-266 (2011)
- Török K., Sztár K., Halassy M., Szabó R., **Szili-Kovács T.**, Baráth N., Paschke M.W. 2014. Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* 51:756-765.
- Halassy M., Singh AN, Szabó R., **Szili-Kovács T.**, Sztár K., Török K. 2016. The application of filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53, 765-773.

V.2. Mikrobiális aktivitás vizsgálata nehézfémekkel szennyezett talajokban

- Szili-Kovács T.**, Gulyás F., Anton A., Filip Z. 1998. Soil microbial biomass-C as a possible indicator of soil pollution. *Agrokémia és Talajtan* 47. 253-264.

- Szili-Kovács T.**, Gulyás, F., Anton, A., Filip, Z. An international approach to assess soil quality by biological methods: experience from anthropogenically affected soils in Hungary. In: Ruellan, A (szerk.) 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, Franciaország (1998) pp. 1-10.
- Szili-Kovács T.**, Anton A., Gulyás F. Effect of Cd, Ni, and Cu on some microbial properties of a calcareous chernozem soil. In: Kubát, J (szerk.) Proc. 2nd Symposium on the "Pathways and Consequences of the Dissemination of Pollutants in the Biosphere (1999) pp. 88-102.
- Szili-Kovács T.**, Máthé-Gáspár G., Máthé P., Anton A. 2006. Microbial Biomass and Phosphomonoesterase Activity of the Willow (*Salix sp.*) Rhizosphere in a Heavy Metal Polluted Soil. *Agrokémia és Talajtan* 55. 241-250.
- Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Máthé P., Anton A. 2006. Microbial biomass and acid phosphatase activity of the *Salix sp* rhizosphere soil near a lead and zinc mine. *Cereal Research Communications* 34. 311-314.
- Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Máthé P., Anton A. 2006. Change of root and rhizosphere characters of willow (*Salix sp*) induced by high heavy metal pollution. *Acta Biologica Szegediensis* 50. 37-40.
- Máthé P., Máthé-Gáspár G., **Szili-Kovács T.**, Sipter E., Anton A. 2007. Changes in the parts of the rhizosphere phosphorus cycle influencing by heavy metal contamination. *Cereal Research Communications* 35. 761-764.
- Szili-Kovács T.** 2008. Effect of some metal salts on the cultivable part of soil microbial assemblage in a calcareous loam cropland 6 years after contamination. *Acta Biologica Szegediensis* 52(1): 201-204.
- Máthé-Gáspár G., Sipter E., **Szili-Kovács T.**, Takács T., Máthé P., Anton A. 2009. Environmental impact of soil pollution with toxic element from the lead and zinc mine at Gyöngyösorosi (Hungary). *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40: 324-332.
- Szili-Kovács T.**, Takács T. Microbial Biomass and Rhizosphere Soil Properties in Response to Heavy Metal-Contaminated Flooding. *Agriculture* 2024, 14, 756.
<https://doi.org/10.3390/agriculture14050756>

V.3. Mikrobiális aktivitás vizsgálata sós-szikes talajokon

- Bárány Á, **Szili-Kovács T.**, Krett G, Füzy A, Márialigeti K, Borsodi AK. Metabolic activity and genetic diversity of microbial communities inhabiting the rhizosphere of halophyton plants. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 61:347-361. (2014)
- Borsodi AK, Bárány Á, Krett G, Márialigeti K, **Szili-Kovács T.** Diversity and ecological tolerance of bacteria isolated from the rhizosphere of halophyton plants living nearby Kiskunság soda ponds, Hungary. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 62: 183–197 (2015)
- Mucsi M, Csontos P, Borsodi A, Krett G, Gazdag O, **Szili-Kovács T.** A mikrorespirációs (MicroResp™) módszer alkalmazása apajpusztai szikes talajok mikrobaközösségeinek katabolikus aktivitás mintázatának vizsgálatára. *Agrokémia és Talajtan* 66: 165—179. (2017)
- Szili-Kovács T.**, Bárány Á, Füzy A, Takács T, Krett G, Kovács R, Borsodi A. Mikrobiális anyagcsere aktivitás-mintázat és mikorrhiza gomba kolonizáció elemzése három szikes tó melletti talaj rizoszférában. *Agrokémia és Talajtan* 66: 149-164. (2017)

- Csontos P., Mucsi M., Ragályi P., Tamás J., Kalapos T., Pápay G., Mjazovszky Á., Penksza K., **Szili-Kovács T.** Standing vegetation exceeds soil microbial communities in soil type indication: a Procrustes test of four salt-affected pastures. *Agronomy* 11: 1652. doi:10.3390/agronomy11081652 (2021)
- Borsodi, A.K., Mucsi, M., Krett, G., Szabó, A., Felföldi, T., **Szili-Kovács, T.** Variation in Sodic Soil Bacterial Communities Associated with Different Alkali Vegetation Types. *Microorganisms* 9: 1673. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9081673> (2021)
- Mucsi, K., Borsodi, A.K., Megyes, M., **Szili-Kovács T.** Response of metabolic activity and taxonomic composition of bacterial communities to mosaically varying soil salinity and alkalinity. *Scientific Reports* 14 7460 (2024), <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57430-2>

VI. NYILATKOZAT KUTATÁSI ENGEDÉLYEKRŐL

Munkánk során minden esetben beszereztük a szükséges hatósági engedélyeket, és az engedélyekben foglaltak szerint végeztük el a kísérleti területeken a munkálatokat és mintavételeket, a természetvédelmi területeken a minimális bolygatásra törekedve.

VII. KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt hálás köszönettel tartozom szüleimnek és nagymamámnak, akik felneveltek és gondoskodtak rólam. Segítettek és bátorítottak, hogy saját elképzeléseim és érdeklődésemmek megfelelő szakmát válasszak és ezirányú tanulmányokat folytassak.

Köszönöm az általános iskolai (Budapest, VI. Ker. Hegedű utcai Általános iskola) és gimnáziumi (Budapest, VII. Ker. Madách Imre Gimnázium) tanítóimnak és tanáraimnak, akik odafigyeltek rám. Külön köszönettel tartozom gimnáziumi osztályfőnökömnek és egyben biológia tanáromnak Mincza Péternek, fizika tanáromnak dr. Leibinger Jánosnének, akik külön gondot fordított rám a gimnáziumban.

Egyetemi tanulmányaim alatt abban a szerencsés helyzetben voltam, hogy nagyon sok kiváló oktató segített elmélyültebb tudáshoz jutnom több-kevesebb sikerrel az ELTE Természettudományi Kar biológus szakán. Egyetemi szakdolgozatomat már a MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetben készítettem 1983-1984-ben Szegi József irányításával. Köszönet illeti Szabó István Mihály mikrobiológus professzor urat, aki figyelmembe ajánlotta ezt a kutatóhelyet, és Szegi József professzort ajánlotta szakdolgozati témavezetőnek. Abban is szerencsénk volt Anton Attila évfolyamtársammal, hogy az egyetemi diploma megszerzése után mindkettőnket alkalmaztak 1984-től a TAKI Talajbiológiai és Talajbiokémiai osztályán tudományos segédmunkatársként. Ezúton is hálás köszönettel gondolok vissza az Osztály valamennyi volt és jelenlegi munkatársára, akik segítettek kutatómunkámat és egyéb ügyes bajos dolgaimat.

Az intézetben töltött első időszakban különösen Gulyás Ferenc, Biczók Gyula és Kovács Géza János segített nekem és látott el hasznos tanácsokkal Szegi József mellett. Továbbá Vörös Ibolya és Köves-Péchy Krisztina is sokat segített nekem. Köszönöm azoknak a fiatal munkatársaknak és doktorjelölteknek az együttműködését, akikkel együtt dolgozhattam (Halbritter András, Biró Ibolya, Knáb Mónika, Szécsy Orsolya, Uzinger Nikolett, Krett

Gergely, Gazdag Orsolya, Molnár Erik József, Mucsi Márton, Megyes Melinda, Bereczki Katalin, Kovács Ramóna, Pohner Zsuzsanna, Tóth Zsolt, Flórián Norbert és Gergőcs Veronika).

Köszönöm azoknak az intézeti munkatársaimnak a munkáját, akik közvetlenül napi kapcsolat szintjén hosszabb időn keresztül segítették munkámat (Kunl Györgyi, Biró Borbála, Takács Tünde, Füzy Anna, Máthé Péter, Máthéné Gáspár Gabriella, Csontos Péter, Dombos Miklós, Radimszky László, Tóth Gyuláné Aranka, Wohlmuth Richárdné Kati, Bajuhovszkyné Tóth Ilona, Fikó Józsefné Kati, Stettner Anikó, Baczó Gyöngyi, Koncz József, Villányi Ilona, Horváth Georgina). Az intézeti kutatók közül köszönöm a kutatási együttműködési lehetőséget Rajkai Kálmánnak, Rajkainé Végh Krisztinának, Csathó Péternek, Rékási Márknak, Tóth Tibornak és Horel Ágotának. Az intézet igazgatóinak (Várallyay György, Németh Tamás, Anton Attila, Lehoczky Éva, Szabó József és Pásztor László) köszönöm, hogy támogatták szakmai munkámat több éven keresztül. Intézetén kívüli együttműködő partnereknek is szeretnék köszönetet mondani: Cserni Imrének Kecskeméti Főiskola, Török Katalinnak és Halassy Melindának MTA Ökológiai és Botanikai Intézet, Kátai Jánosnak, Debreceni Agrártudományi Egyetem, Heltai Györgynek és Bálint Ágnesnek, Szent István Egyetem, Gödöllő; Márialigeti Károlynak és Borsodi Andreának, ELTE TTK Mikrobiológiai Tanszék.

Köszönettel tartozom külföldi együttműködő partnereimnek (Prof. Zdenek Filip – Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene („WaBoLu“) Umweltbundesamt, Langen, Németország; Václav Křišťůfek, Dana Elhottová, Miloslav Šimek – Institute of Soil Biology, Czech Academy of Sciences, České Budějovice, Csehország; Prof. Donald Albert Klein és Mark W. Paschke – State University of Colorado, US; Prof. David Hopkins és Dr. Emma Tilston – University of Stirling, Scotland; Prof. Kazuyuki Inubushi (犬伏 和之) – Chiba University, Japán), akikkel sikeres pályázatot és néhány publikációt sikerült közösen létrehoznunk.

Végül pedig köszönet Németh Tamásnak és Pásztor Lászlónak, azért, hogy buzdítottak jelen dolgozat megírására.

Kutatásainkat az OTKA T25739, T42930, NKTH-OTKA K 68636, NKFI OTKA K 108572, NKFP (3B/0008/2002), TÉT projektek (US-Hungarian; British-Hungarian), EU COST Action 831, GVOP (AKF 0257 és AKF 0261, és GINOP-2.3.2-15-2016-00056 támogatták.

VIII. IRODALOMJEGYZÉK

- Abrol, I.P., Yadav, J.S.P. & Massoud, F.I. 1988. Salt-Affected Soils and Their Management. FAO Soils Bulletin 39. FAO, Rome.
- Aceves, B.M., Grace, C., Ansorena, J., Dendooven, L. & Brookes, P.C. 1999. Soil microbial biomass and organic C in a gradient of zinc concentrations in soils around a mine spoil tip. *Soil Biol. Biochem.* 31, 867–876. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00187-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00187-4)
- Adam, G. & Duncan, H. 2001. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils, *Soil Biol. Biochem.* 33, 943–951. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00244-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00244-3)
- Aguilar, J., Dorronsoro, C., Fernández, E., Fernández, J., García, I., Martín, F., Sierra, M. & Simón, M. 2007. Remediation of As-contaminated soils in the Guadiamar River Basin (SW, Spain). *Water Air Soil Pollut.* 180, 109–118. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9254-3>
- Ai, C., Zhang, S., Zhang, X., Guo, D., Zhou, W. & Huang, S. 2018. Distinct responses of soil bacterial and fungal communities to changes in fertilization regime and crop rotation. *Geoderma* 319, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.010>
- Albering, H.J., van Leusen, S.M., Moonen, E.J., Hoogewerff, J. & Kleinjans, J.C. 1999. Human health risk assessment: A case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993-1994. *Environmental Health Perspectives* 107, 37–43. <https://doi.org/10.1289/ehp.9910737>
- Alpert, P., Maron, J.L. 2000. Carbon Addition as a Countermeasure Against Biological Invasion by Plants. *Biological Invasions* 2, 33–40. <https://doi.org/10.1023/A:1010063611473>
- Anderson, J.P.E. & Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215–221. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecol.* 26, 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 1990. Application of ecophysiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biol. Biochem.* 22, 251–255. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90094-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90094-G)
- Anderson, T.H. & Domsch, K.H. 2010. Soil microbial biomass: The eco-physiological approach. *Soil Biol. Biochem.* 42, 2039–2043. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.06.026>
- Anderson, T.H. & Joergensen, R.G. 1997. The relationship between SIR and FE estimates of the microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1133–1142. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00011-4](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00011-4)
- Andrei, A.S., Banciu, H.L. & Oren, H. 2012. Living with salt: metabolic and phylogenetic diversity of archaea inhabiting saline ecosystems. *FEMS Microbiol Lett* 330, 1–9. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6968.2012.02526.x>
- Andrén O., Rajkai K. & Katterer T. 1993. Water and temperature dynamics in a clay soil under winter wheat: Influence on straw decomposition and N immobilization. *Biol. Fertil. Soils* 15, 1–8. <https://doi.org/10.1007/BF00336280>
- Antal, M. et al. 1988. Effect of C-sources and urea on the available N content and urease activity of a calcareous sandy soil. *Zentralblatt für Microbiologie* 143, 317–321. [https://doi.org/10.1016/S0232-4393\(88\)80022-2](https://doi.org/10.1016/S0232-4393(88)80022-2)
- Anton, A. & Máthé-Gáspár, G. 2005. Factors affecting heavy metal uptake in plant selection for phytoremediation. *Z Naturforsch C* 60, 244–246.
- Antony, C.P. et al. 2013. Microbiology of Lonar Lake and other soda lakes. *The ISME Journal* 7, 468–476. <https://doi.org/10.1038/ismej.2012.137>

- Aono, R. & Horikoshi, H. 1983. Chemical composition of cell walls of alkalophilic strains of *Bacillus*. *J. Gen. Microbiol.* 129, 1083–1087. <https://doi.org/10.1099/00221287-129-4-1083>
- Aoyama, M. & Nagumo, T. 1996. Factors Affecting Microbial Biomass and Dehydrogenase Activity in Apple Orchard Soils with Heavy Metal Accumulation. *Soil Sci. Plant Nutr.* 42, 821–831. <https://doi.org/10.1080/00380768.1996.10416629>
- Aponte, H., Meli, P., Butler, B., Paolini, J., Matus, F., Merino, C., Cornejo, P. & Kuzyakov, Y. 2020. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities. *Sci Total Environ.* 737, 139744. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139744>
- Arany, S. 1956. A szikes talaj és javítása. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Arbizu, P.M. 2017. pairwiseAdonis: Pairwise Multilevel Comparison using Adonis. R package version 0.0.1.
- Ashraf, M.N., Waqas, M.A., Rahman, S. 2022. Microbial Metabolic Quotient is a Dynamic Indicator of Soil Health: Trends, Implications and Perspectives (Review). *Eurasian Soil Science* 55, 1794–1803. <https://doi.org/10.1134/S1064229322700119>
- Averett, J.M. et al., 2004. Effects of soil carbon amendment on nitrogen availability and plant growth in an experimental tallgrass prairie restoration. *Restoration Ecology* 12, 568–574. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00284.x>
- Azam F., Mahmood T. & Malik. 1988. Immobilization of NO₃-N and total N balance during the decomposition of glucose, sucrose and cellulose in soil incubated at different moisture regimes. *Plant and Soil.* 107, 159–163. <https://doi.org/10.1007/BF02370542>
- Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å. & Campbell, C.D. 1998. Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. *Appl Environ Microbiol.* 64, 238–245. <https://doi.org/10.1128/AEM.64.1.238-245.1998>
- Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations: a review. *Water Air Soil Pollut.* 47, 335–379. <https://doi.org/10.1007/BF00279331>
- Babich, H., Bewley, R.J.F. & Stotzky, G. 1983. Application of the “ecological dose” concept to the impact of heavy metals on some microbe-mediated ecological processes in soil. *Arch Environ Contam Toxicol* 12, 421–426.
- Baer, S.G. et al., 2004. Plant community responses to resource availability and heterogeneity during restoration. *Oecologia* 139, 617–629. <https://www.jstor.org/stable/40005780>
- Bagi, I. 1986. The vegetation map of the Kisapaj UNESCO Biosphere Reserve Core Area, Kiskunság National Park, Hungary. *Acta Biol. Szeged.* 33. 63–74.
- Bakacsi, Zs. 2001. Kiskunsági alluviális síkság talajtani-domborzati sajátosságainak térinformatikai alapú vizsgálata, különös tekintettel a feltételezett talajvízszint-változásokra. *Agrokémia és Talajtan* 50, 371–382.
- Bakacsi, Zs. et al. 2023. Felső-kiskunsági alluviális síkság talajvízszint változásainak elemzése a talajvíz, talaj és domborzati sajátosságok elemzésével. Zárójelentés a Kiskunsági Nemzeti Park részére, ATK TAKI.
- Bárány, Á., Szili-Kovács, T., Krett, G. et al. 2014. Metabolic activity and genetic diversity of microbial communities inhabiting the rhizosphere of halophyton plants. *Acta Microbiol Immunol Hung* 61, 347–361. <https://doi.org/10.1556/AMicr.61.2014.3.8>
- Bardgett, R.D. & Sagar, S. 1994. Effects of heavy metal contamination on the short-term decomposition of labeled C-14 glucose in a pasture soil. *Soil Biol. Biochem.* 26, 727–733. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90265-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90265-8)
- Bartholy, J. et al. 2009. Analysis of regional climate change modelling experiments for the Carpathian Basin. *International Journal of Global Warming (IJGW)*, Vol. 1, No. 1/2/3, <https://doi.org/10.1504/IJGW.2009.027092>
- Beurskens, J.E.M., Mol, G.A.J., Barreveld, H.L., Van Munster, B. & Winkels, H.J. 1993. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine river.

- Environmental Toxicology and Chemistry* 12, 1549-1566.
<https://doi.org/10.1002/etc.5620120905>
- Biczók Gy., Tolner L. & Simán Gy. 1994. Method for the determination and interpretation of multivariate response functions. *Bull. of the Univ. of Agric. Sci.*, Gödöllő, 5–15.
- Binkley, D. & Matson, P., 1983. Ion exchange resin bag method for assessing forest soil nitrogen availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1050–1052.
<https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700050045x>
- Biró, B., Füzy, A. & Posta, K. 2010. Long-term effect of heavy metal loads on the mycorrhizal colonization and metal uptake of barley. *Agrokémia és Talajtan*, 59, 175–184.
<https://doi.org/10.1556/agrokem.59.2010.1.21>
- Biró, B., Posta, K., Füzy, A., Kádár, I. & Németh, T. 2005. Mycorrhizal functioning as part of the survival mechanisms of barley (*Hordeum vulgare* L.) at long-term heavy metal stress. *Acta Biologica Szegediensis* 49, 65–67.
- Biró, B., Villányi, I. & Köves-Péchy, K. 2002. Abundance and adaptation level of some soil microbes in salt affected soils. *Agrokémia és Talajtan* 51. 99–106.
<https://doi.org/10.1556/agrokem.51.2002.1-2.12>
- Biró, B., Vörös, I., Köves-Péchy, K. & Szegi, J. 1993. Symbiont effect of Rhizobium bacteria and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on *Pisum sativum* in recultivated mine spoils. *Geomicrobiology Journal* 11, 275–284. <https://doi.org/10.1080/01490459309377957>
- Biró, I., Takács, T. 2007. Effects of *Glomus mosseae* strains of different origin on plant macro-micronutrient uptake in Cd-polluted and unpolluted soils. *Acta Agron Hung* 55, 183–192.
- Bligh, E.G. & Dyer, W.J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. Physiol.* 37, 91 1–917. <https://doi.org/10.1139/o59-099>
- Blumenthal, D.M., Jordan, N.R. & Russelle, M.P. 2003. Soil carbon addition controls weeds and facilitates prairie restoration. *Ecological Applications* 13, 605–615.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0605:SCACWA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0605:SCACWA]2.0.CO;2)
- Bodrogekőzy, Gy. 1965. Ecology of the halophilic vegetation of the Pannonicum. II. Correlation between alkali (“Szik”) plant communities and genetic soil classification in the northern Hortobágy. *Acta Bot. Ac. Sci. Hung.* 11. 1–51.
- Bokor, R. 1933. Die Mikrobiologie der Szik- (Salz- oder Alkali-) Böden mit besonderer Berücksichtigung ihrer Fruchtbarkeit. In: Fehér, D. Untersuchungen über die Mikrobiologie des Waldbodens. pp 221–258. Springer, Berlin. https://doi.org/10.1007/978-3-662-02194-1_11
- Bolton, H., Smith, J.L. & Link, S.O. 1993. Soil microbial biomass and activity of a disturbed and undisturbed shrub-steppe ecosystem. *Soil Biol Biochem.* 25, 545–552.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90192-E](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90192-E)
- Borsodi, A. & Sallai, K. 1997. A Fertő fenéküledékének alkalofil baktérium közösségei. *Hidrológiai közlöny* 77. 259–263.
- Borsodi, A. 1990. Számítógépes analízisek a Fertő-tó nyíltvízi régiójának baktériumközösségén. *Hidrológiai közlöny* 70, 173-182.
- Borsodi, A., Vladár, P., Rusznyák, A., Szabó, G., Sipos, R. & Márialigeti, K. 2005a. Tenyésztésen alapuló és tenyésztéstől független molekuláris biológiai vizsgálatok a Kiskunsági NP szikes tavainak baktériumközösségein. *Hidrológiai Közöny* 85, 23–25
- Borsodi, A.K., Szili-Kovács, T., Schumann, P., Spröer, C., Márialigeti, K. & Tóth, E. 2017a. *Nesterenkonia pannonica* sp. nov., a novel alkaliphilic and moderately halophilic actinobacterium. *Int J Syst Evol Microbiol.* 67, 4116–4120.
<https://doi.org/10.1099/ijsem.0.002263>
- Borsodi, A.K., Aszalós, J.M., Bihari, Péter., Nagy, I., Schumann, P., Spröer, C., Kovács, A. L., Bóka, K., Dobosy, P., Óvári, M., Szili-Kovács, T. & Tóth, E. 2019. *Anaerobacillus*

- alkaliphilus sp. nov., a novel alkaliphilic and moderately halophilic bacterium. *Int J Syst Evol Microbiol.* 69, 631–637. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.003128>
- Borsodi, A.K., Bárány, Á., Krett, G., Márialigeti, K. & Szili-Kovács T. 2015. Diversity and ecological tolerance of bacteria isolated from the rhizosphere of halophyton plants living nearby Kiskunság soda ponds, Hungary. *Acta Microbiologica et Immunologica Hungarica* 62, 183–197. <https://doi.org/10.1556/030.62.2015.2.8>
- Borsodi, A.K., Korponai, K., Schumann, P., Spröer, C., Felföldi, T., Márialigeti, K., Szili-Kovács, T. & Tóth, E. 2017c. *Nitrincola alkalilacustris* sp. nov. and *Nitrincola schmidtii* sp. nov., alkaliphilic bacteria isolated from soda pans, and emended description of the genus *Nitrincola*. *Int J Syst Evol Microbiol.* 67, 5159–5164. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.002437>
- Borsodi, A.K., Micsinai, A., Rusznyák, A., et al. 2005b. Diversity of alkaliphilic and alkalitolerant bacteria cultivated from decomposing reed rhizomes in a Hungarian soda lake. *Microb Ecol* 50, 9–18. <https://doi.org/10.1007/s00248-004-0063-1>
- Borsodi, A.K., Mucsi, M., Krett, G., Szabó, A., Felföldi, T. & Szili-Kovács, T. 2021. Variation in Sodic Soil Bacterial Communities Associated with Different Alkali Vegetation Types. *Microorganisms* 9, 1673. <https://doi.org/10.3390/microorganisms9081673>
- Borsodi, A.K., Tóth, E., Aszalós, J.M., Bárány, Á., Schumann, P., Spröer, C., Kovács, A.I., Márialigeti, K. & Szili-Kovács, T. 2017b. *Bacillus kiskunsagensis* sp. nov., a novel alkaliphilic and moderately halophilic bacterium isolated from soda soil. *Int J Syst Evol Microbiol.* 67, 3490–3495. <https://doi.org/10.1099/ijsem.0.002149>
- Borsodi, A.K., Vladár, P., Cech, G., et al. 2003. Bacterial activities in the sediment of Lake Velencei, Hungary. *Hydrobiologia* 506, 721–728. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008586.30395.f2>
- Bölöni, J., Molnár, Zs. & Kun, A. 2011. Magyarország élőhelyei; Vegetációtípusok leírása és határozója – ÁNÉR 2011, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Bremer, E. & van Kessel, C. 1992. Seasonal microbial biomass dynamics after addition of lentil and wheat residues. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1141–1146. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600040022x>
- Brookes, P.C. 1995. The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biol Fertil Soils* 19, 269–279. <https://doi.org/10.1007/BF00336094>
- Brookes, P.C. et al., 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: a rapid direct extraction method for measuring microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biol. Biochem.* 17, 837–842. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90144-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90144-0)
- Brookes, P.C., Heijnen, C.E., McGrath, S.P., Vance, E.D. 1986. Soil microbial biomass estimates in soils contaminated with metals. *Soil Biol Biochem* 18, 383–388. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(86\)90042-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(86)90042-8)
- Buzás, I. 1988. Talaj és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv 2. Mezőgazdasági kiadó. Budapest
- Campbell, C.D., Chapman, S.J., Cameron, C.M., et al. 2003. A Rapid Microtiter Plate Method To Measure Carbon Dioxide Evolved from Carbon Substrate Amendments so as To Determine the Physiological Profiles of Soil Microbial Communities by Using Whole Soil. *Appl Environ Microbiol* 69, 3593–3599. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.6.3593-3599.2003>
- Carson, W.P. & Barrett, G.W. 1988. Succession in old-field plant communities: effects of contrasting types of nutrient enrichment. *Ecology* 69, 984–994. <https://doi.org/10.2307/1941253>
- Casida, L.E. Jr., Klein, D.A. & Santoro, T. 1964. Soil dehydrogenase activity. *Soil Sci.* 98, 371–376. <https://doi.org/10.1097/00010694-196412000-00004>

- Chen, J., Wang, H., Hu, G., Li, X., Dong, Y., Zhuge, Y., He, H., & Zhang, X. 2021. Distinct accumulation of bacterial and fungal residues along a salinity gradient in coastal salt-affected soils. *Soil Biol Biochem* 158, 108266. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108266>.
- Chowdhury, N., Yan, N., Islam, M.N. & Marschner, P. 2011. The extent of drying influences the flush of respiration after rewetting in non-saline and saline soils. *Soil Biol. Biochem.* 43, 2265–2272. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.013>
- Cione, N.K., Padgett, P.E. & Allen, E.B. 2002. Restoration of a native shrubland impacted by exotic grasses, frequent fire, and nitrogen deposition in southern California. *Restoration Ecology* 10, 376–384. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02038.x>
- Clough, A., & Skjemstad, J.O. 2000. Physical and chemical protection of soil organic carbon in three agricultural soils with different contents of calcium carbonate. *Australian Journal of Soil Research* 38, 1005–1016. <https://doi.org/10.1071/SR99102>
- Corbin, J.D. & D'Antonio, C.M., 2004. Can carbon addition increase competitiveness of native grasses? A case study from California. *Restoration Ecology* 12, 36–43. <https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00299.x>
- Creamer, R.E, Stone, D., Berry, P. & Kuiper, I. 2016. Measuring respiration profiles of soil microbial communities across Europe using MicroResp™ method. *Applied Soil Ecology* 97, 36–43. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.004>
- Creamer, R.E.; Schulte, R.P.O.; Stone, D. et al. 2014. Measuring basal soil respiration across Europe: Do incubation temperature and incubation period matter? *Ecol. Indic.* 36, 409–418. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.08.015>
- Csathó, P. 1994a. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. Akaprint, Budapest. 176 p.
- Csathó, P. 1994b. Nehézfém- és egyéb toxikuselem-forgalom a talaj-növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan* 43, 371–398.
- Csontos, P., Mucsi, M., Ragályi, P., Tamás, J., Kalapos, T., Pápay, G., Mjázovszky, Á., Penksza, K. & Szili-Kovács, T. 2021. Standing Vegetation Exceeds Soil Microbial Communities in Soil Type Indication: A Procrustes Test of Four Salt-Affected Pastures. *Agronomy* 11, 1652. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081652>
- Dai, J.; Becquer, T.; Rouiller, J.H.; Reversat, G.; Bernhard-Reversat F. & Lavelle, P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. *Appl. Soil Ecol.* 25, 99–109. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2003.09.003>
- Daliakopoulos, I.N., Tsanis I.K., Koutroulis, A., Kourgialas, N.N., Varouchakis, A.E., Karatzas, G.P. & Ritsema, C.J. 2016. The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of The Total Environment*, 573, 727–739. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.177>.
- De Cáceres, M. 2022. Indicator Species Analysis using ‘indicspecies’. <https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/vignettes/IndicatorSpeciesAnalysis.html>
- De Leij, F.A., Whipps, J.M. & Lynch J.M. 1994. The use of colony development for the characterization of bacterial communities in soil and on roots. *Microb Ecol.* 27, 81–97. <https://doi.org/10.1007/BF00170116>.
- De Neve, S., Pannier, J. & Hofman, G. 1996. Temperature effects on C- and N-mineralization from vegetable crop residues. *Plant and Soil* 181, 25–30. <https://doi.org/10.1007/BF00011288>
- DeBruyn, J.M., Nixon, L.T., Fawaz, M.N., Johnson, A.M., & Radosevich, M. 2011. Global biogeography and quantitative seasonal dynamics of Gemmatimonadetes in soil. *Applied and Environmental Microbiology* 77, 6295–6300. <https://doi.org/10.1128/AEM.05005-11>

- Del Val, C.; Barea, J.M.; Azcón-Aguilar, C. 1999. Assessing the tolerance to heavy metals of arbuscular mycorrhizal fungi isolated from sewage sludge contaminated soils. *Appl. Soil Ecol.* 11, 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(98\)00153-X](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(98)00153-X)
- Delgado-Baquerizo, M. & Eldridge, D.J. 2019. Cross-Biome Drivers of Soil Bacterial Alpha Diversity on a Worldwide Scale. *Ecosystems* 22, 1220–1231. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0333-2>
- Dinesh, R. & Ghoshal Chaudhuri, S. 2013. Soil biochemical/microbial indices as ecological indicators of land use change in mangrove forests. *Ecol. Indic.* 32, 253–258. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.03.035>
- Doelman, P. 1985. Resistance of soil microbial communities to heavy metals in soil. In Jensen V, Kjoller A, Sørensen LH eds., *Microbial communities in soil*. Elsevier Sci Publ, London, 369–384.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67, 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2)
- Dumontet, S. & Mathur, S.P. 1989. Evaluation of respiration-based methods for measuring microbial biomass in metal-contaminated acidic mineral and organic soils, *Soil Biol. Biochem.* 21, 431–436. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90155-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90155-7)
- Edgar, R.C. et al. 2011. UCHIME improves sensitivity and speed of chimera detection. *Bioinformatics* 27, 2194–2200. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr381>
- Elhottová, D. et al., 2006. Immediate impact of the flood (Bohemia, August 2002) on selected soil characteristics. *Water Air Soil Poll.* 173, 177–193. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9054-1>
- Elhottová, D., Szili-Kovács, T. & Triska J. 2002. Soil microbial community of abandoned sand fields. *Folia Microbiologica* 47, 435–440. <https://doi.org/10.1007/BF02818704>
- Enagbonma, B.J., Amoo, A.E. & Babalola, O.O. 2021. Biopedturbation by Termites Affects Respiration Profiles of Microbial Communities from Termite Mound Soils. *J Soil Sci Plant Nutr* 21, 2115–2123. <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00507-y>
- Engelking, B., Flessa, H. & Joergensen, R.G. 2007. Microbial use of maize cellulose and sugarcane sucrose monitored by changes in the C-13/C-12 ratio. *Soil Biol. Biochem.* 39, 1888–1896. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.02.002>
- Eschen, R. et al., 2007. Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology* 44, 95–104. <https://www.jstor.org/stable/4123828>
- FAO 2021. Global map of salt-affected soils. GSASmap v. 1.0. Rome <https://www.fao.org/3/cb7247en/cb7247en.pdf>
- Fehér, D. & Bokor, R. 1930. Vizsgálatok a magyarországi szikes talajok mikrobiológiai tevékenységéről. *Mathematikai és Természettudományi Értesítő*, 47, 270–319.
- Fehér, D. 1931. A szikfásítás talajbiológiai problémái. *Erdészeti Lapok* 70, 993–1005., 1066–1074.
- Felföldi, T. 2020. Microbial communities of soda lakes and pans in the Carpathian Basin: a review. *Biologia Futura* 71, 393–404. <https://doi.org/10.1007/s42977-020-00034-4>
- Fierer, N. et al. 2012. Cross-biome metagenomic analyses of soil microbial communities and their functional attributes. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 109, 21390–21395. <https://doi.org/10.1073/pnas.1215210110>
- Filep, G. 1999. A szikes talajok kémiai jellemzői közötti összefüggések. *Agrokémia és Talajtan* 48, 419–430.
- Filip, Z. 1998. An internationally based approach to assess soil quality by biological methods. In Proc 16th World Congress of Soil Science, Montpellier, Symp 37, CD-ROM.

- Fliessbach, A., Martens, R. & Reber, H.H. 1994. Soil microbial biomass and and microbial activity in soils treated with heavy metal contaminated sewage-sludge. *Soil Biol Biochem* 26, 1201–1205. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90144-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90144-9)
- Fontaine, S., Bardoux, G., Benest, D., Verdier, B., Mariotti, A. & Abbadie, L. 2004. Mechanisms of the priming effect in a savannah soil amended with cellulose. *Soil Science Society of America Journal* 68, 125–131. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1250>
- Frankenberger, W.T. & Bingham, F.T. 1982. Influence of salinity on soil enzyme activities. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46, 1173–1177. <https://doi.org/10.2136/sssaj1982.03615995004600060011x>
- Frey, B., Rime, T., Phillips, M., Stierli, B., Hajdas, I., Widmer, F. & Hartmann, M. 2016. Microbial diversity in European alpine permafrost and active layers. *FEMS Microbiol. Ecol.* 92, fiw018. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiw018>
- Frostegård, Å., Tunlid, A. & Bååth, E. 1993. Phospholipid fatty acids composition, biomass, and activity of microbial communities from two soil types experimentally exposed to different heavy metals. *Appl. Environm. Microbiol.* 59, 3605–3617. <https://doi.org/10.1128/aem.59.11.3605-3617.1993>
- Füzy, A., Tóth, T. & Biró, B. 2006. Seasonal dynamics of mycorrhizal colonisation in the rhizosphere of some dominant halophytes. *Agrokémia és Talajtan* 55, 231–240. <https://doi.org/10.1556/agrokem.55.2006.1.25>
- Füzy, A., Biró, B. & Tóth, T. 2003. Növény-mikroba kölcsönhatások és néhány talajtulajdonság közötti összefüggés hazai szikeseken. *Természetvédelmi Közlemények* 10, 207–216.
- Füzy, A., Vörös, I., Takács, T., Tóth, T. & Biró, B. 2001. Colonisation of arbuscular mycorrhizal fungi on *Festuca pseudovina* and *Matricaria chamomillae* in two Hungarian salt-affected soils. *Scientific Bulletin Series C: Fascicle Mechanics, Tribology, Machine Manufacturing Technology* 100, 109–117.
- Gamalero, E., Bona, E., Todeschini, V. & Lingua, G. 2020. Saline and Arid Soils: Impact on Bacteria, Plants, and Their Interaction. *Biology* 9, 116. <https://doi.org/10.3390/biology9060116>
- Gangwar, R.K., Makádi, M., Bresilla, B., Zain, M., Weldmichael, T.G., Demeter, I., Tancsics, A., Cserháti, M. & Szegi, T. 2022. Effects of land uses and soil types on microbial activity and community structure. *International Agrophysics* 36, 323–336. <https://doi.org/10.31545/intagr/155096>
- Gangwar, R.K., Makádi, M., Fuchs, M., Csorba, Á., Michéli, E., Demeter, I. & Szegi, T. 2018. Comparison of biological and chemical properties of arable and pasture Solonetz soils. *Agrokémia és Talajtan* 67, 61–77. <https://doi.org/10.1556/0088.2018.67.1.5>
- Gangwar, R.K., Tancsics, A., Makádi, M. et al. 2024. Bacterial community composition of Hungarian salt-affected soils under different land uses. *Biologia Futura* <https://doi.org/10.1007/s42977-024-00235-1>
- García, C., Hernández, T. & Costa, F. 1994. Microbial activity in soils under Mediterranean environmental conditions. *Soil Biol Biochem* 26, 1185–1191. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90142-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90142-2)
- Garcia, C., Hernandez, T., Roldan, A. & Martin, A. 2002. Effect of plant cover decline on chemical and microbiological parameters under mediterranean climate. *Soil Biol Biochem* 34, 635–642. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00225-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00225-5)
- Garland, J.L. & Mills, A.L. 1991. Classification and characterization of heterotrophic microbial communities on the basis of patterns on community-level, sole-carbon-source utilization. *Appl. Environ. Microbiol.* 57, 2351–2359. <https://doi.org/10.1128/aem.57.8.2351-2359.1991>

- Genitsaris, S., Stefanidou, N., Leontidou, K., Matsi, T., Karamanoli, K. & Mellidou, I. 2020. Bacterial Communities in the Rhizosphere and Phyllosphere of Halophytes and Drought-Tolerant Plants in Mediterranean Ecosystems. *Microorganisms* 8, 1708. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8111708>
- Giller, K.E.; Witter, E.; McGrath, S.P. 2009. Heavy metals and soil microbes. *Soil Biol. Biochem.* 41, 2031–2037. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.026>
- Grant, W.D., Mwatha, W.E. & Jones, B.E. 1990. Alkaliphiles: Ecology, diversity and applications. *FEMS Microbiology Review* 3, 255–270. [https://doi.org/10.1016/0378-1097\(90\)90536-Y](https://doi.org/10.1016/0378-1097(90)90536-Y)
- Griffiths, R.I. et al. 2011. The bacterial biogeography of British soils. *Environmental Microbiology* 13, 1642–1654. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2011.02480.x>
- Guan, Y., Jiang, N., Wu, Y., Yang, Z., Bello, A. & Yang, W. 2021. Disentangling the role of salinity-sodicity in shaping soil microbiome along a natural saline-sodic gradient, *Sci. The Total Environ.* 765, 2021, 142738, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142738>
- Gulyás, F. & Fülek, Gy., 1994. C- and N-transformation dynamics in the soil. *Die Bodenkultur* 45, 313–318.
- Gulyás, F. et al. 1990. Effect of NPK fertilization and organic matter on the respiration dynamics and microbial N transformation processes of the soil. *Agrokémia és Talajtan* 39, 423–429.
- Gunda-Cimerman, N., Plemenitaš, A. & Oren, A. 2018. Strategies of adaptation of microorganisms of the three domains of life to high salt concentrations. *FEMS Microbiol. Rev.* 42, 353–375. <https://doi.org/10.1093/femsre/fuy009>
- Gupta, G.N., Srivastava, S., Khare, S.K. & Prakash, V. 2014. Extremophiles: An overview of microorganism from extreme environment. *Int J Agric Environ Biotechnol* 7, 371. <https://doi.org/10.5958/2230-732X.2014.00258.7>
- Györi, Z., Alapi, K., Prokisch, J., Németh, T., Adriano, D. & Sipos P. 2010. Cd, Cu, Pb and Zn content of the riparian zone of the Tisza River (Hungary) after heavy metal pollution, *Agrokémia és Talajtan* 59, 117–124. <https://doi.org/10.1556/agrokem.59.2010.1.14>
- Halassy, M. & Török, K. 1997. First year experiences in the restoration of sandy grasslands at clear-cut forest sites in the Kiskunság National Park, In: Tóth, E; Horváth, R (szerk.) International Symposium on "Research, Conservation, Management" Aggtelek, Magyarország : Aggtelek National Park Directorate, pp. 213–222.
- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis, B.P., Sztár, K., Seyidova, Z. & Török, K. 2021. N immobilization treatment revisited: a retarded and temporary effect unfolded in old field restoration. *Appl. Veg. Sci.* 24, e12555. <https://doi.org/10.1111/avsc.12555>.
- Halassy, M., Singh, A.N., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Sztár, K. & Török, K. 2016. The application of filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* 53, 765–773. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12618>
- Hamer, U. & Marschner, B. 2005. Priming effects in soils after combined and repeated substrate additions. *Geoderma* 128, 38–51. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.037>
- Harmen, G.W. & van Schreven, D.A. 1955. Mineralization of organic nitrogen in soil. *Advances in Agronomy* 7, 299–398. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60341-7](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60341-7)
- Harrell, Jr. F.E., Dupont, C. et al. 2020. Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.4-1. <https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Harris, D., Voroney, R.P. & Paul, E.A. 1997. Measurement of microbial biomass N:C by chloroform fumigation–incubation. *Canadian Journal of Soil Science* 77, 507–514. <https://doi.org/10.4141/S96-064>

- Haselwandter, K. & Bowen, G.D. 1996. Mycorrhizal relations in trees for agroforestry and land rehabilitation. *Forest Ecology and Management* 81, 1–17, [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03661-X](https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03661-X).
- Heilmann, B. & Beese, F. 1992. Miniaturized method to measure carbon dioxide production and biomass of soil microorganisms. *Soil Science Society of America Journal* 56, 596–598. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600020041x>
- Herlemann, D. et al. 2011. Transitions in bacterial communities along the 2000 km salinity gradient of the Baltic Sea. *ISME J* 5, 1571–1579. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.41>
- Hinojosa, M.B., Carreira, J.A., García-Ruiz, R. & Dick, R.P. 2004. Soil moisture pre-treatment effects on enzyme activities as indicators of heavy metal-contaminated and reclaimed soils. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1559–1568. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.003>
- Horikoshi K. 1999. Alkaliphiles: Some applications of their products for biotechnology. *Microbiol Mol Biol Rev* 63, 735–750. <https://doi.org/10.1128/MMBR.63.4.735-750.1999>
- Horikoshi, K. 1971. Production of alkaline enzymes by alkalophilic microorganisms. I. Alkaline protease produced by *Bacillus* no. 221. *Agric. Biol. Chem.* 35, 1407–1414.
- Horváth, B. & Gruiz, K. 1996. Impact of metalliferous ore mining activity on the environment in Gyöngyösoroszi, Hungary. *Science of the Total Environment* 184, 215–227. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05104-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05104-2)
- Horváth, F., Dobolyi, Z.K., Morschhauser, T., Lőkös, L., Karas, L. & Szerdahelyi T. 1995. Flora database. Vácrátót, pp.267.
- Huang, C.C., Liang, C.M., Yang, T.I., Chen, J.L. & Wang, W.K. 2021. Shift of bacterial communities in heavy metal-contaminated agricultural land during a remediation process. *PLoS One*. 23,16(7):e0255137. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0255137>
- Huang, J. & Hartemink, A.E. 2020. Soil and environmental issues in sandy soils. *Earth-Science Reviews*, 208, 103295, <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>
- Huenneke, L.F. et al. 1990. Effects of soil resources on plant invasion and community structure in California serpentine grassland. *Ecology* 71, 478–491. <https://doi.org/10.2307/1940302>
- Insam, H. 1997. A new set of substrates proposed for community characterization in environmental samples In: Insam, H, Rangger, A. (eds.) *Microbial Community. Functional versus structural approaches*, Springer-Verlag, Berlin. pp. 259–260.
- Islam, K.R. & Weil, R.R. 2000. Land Use Effects on Soil Quality in a Tropical Forest Ecosystem of Bangladesh. *Agric. Ecosyst. Environ.* 79, 9–16. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00145-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00145-0)
- IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015 International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. <https://www.fao.org/3/i3794en/I3794en.pdf>
- Ivezić, V.; Almás, A.R. & Singh, B.R. 2011. Predicting the solubility of Cd, Cu, Pb and Zn in uncontaminated Croatian soils under different land uses by applying established regression models. *Geoderma* 170, 89–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.11.024>
- Jansen, E., Michels, M., van Til, M. & Doelman P. 1994. Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. *Biol Fertil Soils* 17, 177–184. <https://doi.org/10.1007/BF00336319>
- Jenkinson, D.S. 1971. Studies on the decomposition of ¹⁴C labelled organic matter. *Soil Science* 111, 64–70. <https://journals.lww.com/soilsci/toc/1971/01000>
- Joergensen, R.G. 1996. The fumigation–extraction method to estimate soil microbial biomass: Calibration of the kEC value. *Soil Biol. Biochem.* 28, 25–31. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00102-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00102-6)

- Jonasson, S., Michelsen, A., Schmidt, I.K., Nielsen, E.V. & Callaghan, T.V. 1996. Microbial biomass C, N and P in two arctic soils and responses to addition of NPK fertilizer and sugar: implications for plant nutrient uptake. *Oecologia* 106, 507–515.
<https://doi.org/10.1007/BF00329709>
- Kabata-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants. 4th Edition.; CRC Press: Boca Raton, Florida, US, p. 534.
- Kádár, I. 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest.
- Kádár, I. 2012. A főbb szennyező mikroelemek környezeti hatása. MTA ATK TAKI, Budapest. 360.
- Kalisz, H.M. 1988. Microbial proteinases. In: Enzyme Studies. Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology, vol 36. Springer, Berlin, Heidelberg.
<https://doi.org/10.1007/BFb0047944>
- Kaurichev, I.S. 1980. Practicas de Edafologia. Mir, Moscow
- Keren, R. & Miyamoto, S. 1990. Reclamation of saline, sodic, and boron-affected soils. In: Tanji KK (ed) Agricultural salinity assessment and management. ASCE Manu Rep Eng Practices 71
- Keshri, J., Mody, K. & Jha, B. 2013. Bacterial Community Structure in a Semi-Arid Haloalkaline Soil Using Culture Independent Method. *Geomicrobiol. J.* 30, 517–529.
<https://doi.org/10.1080/01490451.2012.737092>
- Kielak, A.M., Barreto, C.C., Kowalchuk, G.A., vanVeen, J.A. & Kuramae, E.E. 2016. The Ecology of Acidobacteria: Moving beyond Genes and Genomes. *Front. Microbiol.* 7, 744.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.00744>
- Killham, K. 1985. A physiological determination of the impact of environmental stress on the activity of microbial biomass. *Environ. Pollut.* 38, 283–294. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(85\)90133-3](https://doi.org/10.1016/0143-1471(85)90133-3)
- Kizilkaya, R., Aşkin, T., Bayraklı, B. & Sağlam, M. 2004. Microbiological characteristics of soils contaminated with heavy metals. *Eur. J. Soil Biol.* 40, 95–102.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2004.10.002>
- Klein, D.A. et al. 1995. Saprophytic fungal-bacterial biomass variations in successional communities of a semiarid steppe ecosystem. *Biol. Fertil. Soils* 19, 253–256.
<https://doi.org/10.1007/BF00336168>
- Klein, D.A. et al., 1996. Nitrogen availability and fungal-bacterial responses in successional semi-arid steppe soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10, 321–332.
<https://doi.org/10.1080/15324989609381447>
- Knight, A.U., McGrath, S.P. & Chaudri, A.M. 1997. Biomass carbon measurement and substrate utilization pattern of microbial populations from soils amended with cadmium, copper or zinc. *Appl Environ Microb* 63, 39–43. <https://doi.org/10.1128/aem.63.1.39-43.1997>
- Kovács, E.; Tamás, J.; Frančišković-Bilinski, S.; Omanović, D.; Bilinski, H. & Pižeta, I. 2012. Geochemical study of surface water and sediment at the abandoned Pb-Zn mining site at Gyöngyösoroszi, Hungary. *Fresenius Environ. Bull.* 21, 1212–1218.
- Kozdrój, J. 1995. Microbial responses to single or successive soil contamination with Cd or Cu. *Soil Biol. Biochem.* 27, 1459–1465. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(95\)00070-U](https://doi.org/10.1016/0038-0717(95)00070-U)
- Kozich, J.J., Westcott, S.L., Baxter, N.T., Highlander, S.K. & Schloss, P.D. 2013. Development of a Dual-Index Sequencing Strategy and Curation Pipeline for Analyzing Amplicon Sequence Data on the MiSeq Illumina Sequencing Platform. *Appl Environ Microbiol* 79, <https://doi.org/10.1128/AEM.01043-13>
- Kraegeloh, A., Amendt, B. & Kunte, H. J. 2005. Potassium transport in a halophilic member of the bacteria domain: identification and characterization of the k⁺ uptake systems TrkH

- and TrkI from *Halomonas elongata* DSM 2581T. *J. Bacteriol.* 187, 1036–1043.
<https://doi.org/10.1128/JB.187.3.1036-1043.2005>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A. & Maurice, C. 2007. Stabilization of Pb- and Cu-contaminated soil using coal fly ash and peat. *Environ. Poll.* 145, 365–373.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.037>
- Kunin, V. et al. 2010. Wrinkles in the rare biosphere: pyrosequencing error scan lead to artificial inflation of diversity estimates. *Environ. Microbiol.* 12, 118–123.
<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2009.02051.x>
- Kushner, D.J. 1978. Life in high salt and solute concentrations. In: *Microbial Life in Extreme Environments*. Ed. Kushner D.J., London, Academic Press; pp. 317–368.
- Lakanen, E. & Erviö, R.A. 1971. Comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agric. Finn.* 123, 223–232.
- Lauber, C. L., Hamady, M., Knight, R. & Fierer, N. 2009. Pyrosequencing-based assessment of soil pH as a predictor of soil bacterial community structure at the continental scale. *Applied and Environmental Microbiology* 75, 5111–5120.
<https://doi.org/10.1128/aem.00335-09>
- Legendre, P., & Anderson, M.J. 1999. Distance-based redundancy analysis: Testing multispecies responses in multifactorial ecological experiments. *Ecological Monographs*, 69, 1–24. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1999\)069\[0001:DBRATM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1999)069[0001:DBRATM]2.0.CO;2)
- Leita, L.; De Nobili, M.; Muhlbachova, G.; Mondini, C.; Marchiol, L. & Zerbi, G. 1995. Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. Fertil. Soils* 19, 103–108. <https://doi.org/10.1007/BF00336144>
- Lemmel, F., Maunoury-Danger, F., Fanesi, A. et al. 2019. Soil Properties and Multi-Pollution Affect Taxonomic and Functional Bacterial Diversity in a Range of French Soils Displaying an Anthropisation Gradient. *Microb Ecol* 77, 993–1013.
<https://doi.org/10.1007/s00248-018-1297-7>
- Leonowicz, A., Matuszewska, A., Luterek, J., Ziegenhagen, D., Wojtaś-Wasilewska, M., Cho, N.S., Hofrichter, M. & Rogalski J. 1999. Biodegradation of lignin by white rot fungi. *Fungal Genet Biol.* 27, 175–85. <https://doi.org/10.1006/fgbi.1999.1150>
- Li, N. et al. 2018. Vegetation succession influences soil carbon sequestration in coastal alkali-saline soils in southeast China. *Sci. Rep.* 8, 9728. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-28054-0>
- Liang, X., Wang, X., Zhang, N. & Li, B. 2022. Biogeographical Patterns and Assembly of Bacterial Communities in Saline Soils of Northeast China. *Microorganisms* 10, 1787.
<https://doi.org/10.3390/microorganisms10091787>
- Liao, M. & Xie, X.M. 2007. Effect of heavy metals on substrate utilization pattern, biomass, and activity of microbial communities in a reclaimed mining wasteland of red soil area. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 66, 217–223. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.12.013>
- Liu K, Ding X, Tang X, Wang J, Li W, Yan Q. & Liu Z. 2018. Macro and Microelements Drive Diversity and Composition of Prokaryotic and Fungal Communities in Hypersaline Sediments and Saline–Alkaline Soils. *Front. Microbiol.* 9, 352.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.00352>
- Lozupone, C.A. & Knight, R. 2007. Global patterns in bacterial diversity. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 104, 11436–11440. <https://doi.org/10.1073/pnas.0611525104>
- Ma, B. & Gong, J. 2013. A meta-analysis of the publicly available bacterial and archaeal sequence diversity in saline soils. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 29, 2325–2334.
<https://doi.org/10.1007/s11274-013-1399-9>
- Malard, L.A., Anwar, M.Z., Jacobsen, C.S. & Pearce, D.A. 2019. Biogeographical patterns in soil bacterial communities across the Arctic region. *FEMS Microbiol. Ecol.* 95, fiz128.
<https://doi.org/10.1093/femsec/fiz128>

- Marton, M. & Szabó, I. 1958. Vizsgálatok egy szolonyectalaj degradált (szologyosodott) A-szintjének Actinomyceta-flóráján. *Agrokémia és Talajtan* 7, 367–392.
- Marton, M. & Szabó, I. 1959. Tanulmányok egy szolonyectalaj B1- és B2-szintjeinek Actinomyceta-flóráján. *Agrokémia és Talajtan* 8, 193–218.
- Mary, B. et al. 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soils. *Plant and Soil* 181, 71–82. <https://doi.org/10.1007/BF00011294>
- Máthé, P. & Kovács, G.J. 1980. A Mn és Zn hatása a talaj foszfatáz aktivitására I. *Agrokémia és Talajtan* 29, 441–446.
- Máthé-Gáspár, G. & Anton, A. 2005. Phytoremediation study: Factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biol Szeged* 49, 70–71.
- Máthé-Gáspár, G., Szili-Kovács, T., Máthé, P. & Anton, A. 2006. Change of root and rhizosphere characters of willow (*Salix* sp) induced by high heavy metal pollution. *Acta Biol Szeged* 50, 37–40.
- Máthéné Gáspár, G. & Anton, A. 2004. Toxikuselem-szennyeződés káros hatásainak mérséklése fitoremediációval. *Agrokémia és Talajtan* 53, 413–432. <https://doi.org/10.1556/agrokem.53.2004.3-4.15>
- Máthéné Gáspár, G. 1980. A foszforműtrágyázás hatásának vizsgálata a vas, a mangán és a cink felvehetőségére. Egyetemi doktori értekezés. Gödöllő, ATE, 103 pp.
- Máthéné Gáspár, G., Szabó, L., Anton, A., Máthé, P. & Orgoványi, B. 2004. Kadmium-szennyezés utóhatása a talajra és növényekre egy barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan* 53, 143–154. <https://doi.org/10.1556/agrokem.53.2004.1-2.10>
- Mavi, M.S. & Marschner, P. 2012. Drying and wetting in saline and saline-sodic soils – effects on microbial activity, biomass and dissolved organic carbon. *Plant Soil* 355, 51–62. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1078-2>
- Mavi, M.S., Marschner, P., Chittleborough, D.J., Cox, J.W. & Sanderman, J. 2012. Salinity and sodicity affect soil respiration and dissolved organic matter dynamics differentially in soils varying in texture. *Soil Biol. Biochem.* 45, 8–13. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.10.003>
- McGrath, S.P., Zhao, F.J. & Lombi, E. 2001. Plant and rhizosphere process involved in phytoremediation of metal-contaminated soils. *Plant Soil* 232, 207–214. <https://doi.org/10.1023/A:1010358708525>.
- McLendon, T. & Redente, E.F. 1991. Nitrogen and phosphorus effects on secondary succession dynamics on a semi-arid sagebrush site. *Ecology* 72, 2016–2024. <https://doi.org/10.2307/1941556>
- McLendon, T. & Redente, E.F. 1992. Effects of nitrogen limitation on species replacement dynamics during early secondary succession on a semiarid sagebrush site. *Oecologia* 91, 312–317. <https://doi.org/10.1007/BF00317618>
- Meli, S.M., Badalucco, L., Hopkins, D.W. & English, L.C. 2003. Respiratory responses of soil microorganisms to simple and complex organic substrates. *Biology and Fertility of Soils* 37, 96–101. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0570-5>
- Midwood, A.J. & Boutton, T.W. 1998. Soil carbonate decomposition by acid has little effect on $\delta^{13}\text{C}$ of organic matter. *Soil Biol Biochem* 30, 1301–1307. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00030-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00030-3)
- Mikanová, O. 2006. Effects of heavy metals on some soil biological parameters. *J. Geochem. Explor.* 88, 220–223. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.043>
- Mikanová, O., Kubát, J., Mikhailovskaya, N., Vörös, I. & Biró, B. 2001. Influence of heavy metal pollution on some soil biological parameters in the alluvium of the Litavka river. *Rostlinná Výroba* 47, 117–122.

- Mikanová, O., Kubát, J., Nováková, J. & Filip, Z. 1998. Incidence of microorganisms in natural and polluted soils. In VOŘÍŠEK K. ed., Proc Symp "Pathways and Consequences of the Dissemination of Pollutants in the Biosphere", Prague, 175–178.
- Minkita, T., Mandzhieva, S., Fedorov, Y., Bauer, T., Navidomskyay, D. & Chapling, V. 2013. Influence of organic matter on the mobility of copper, lead and zinc in soils. *World Appl. Sci. J.* 26, 406–409. <https://doi.org/10.5829/idosi.wasj.2013.26.03.13495>
- Moesz, G. 1940. A Kiskunság és a Jászság szikes területeinek növényzete (Die Pflanzendecke der Alkalisteppen der Kiskunság und der Jászság). — *Acta Geobot. Hung.* 3, 100–115.
- Molnár, Z. & Borhidi, A. 2003. Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33, 377–408. <https://doi.org/10.1127/0340-269X/2003/0033-0377>
- Moreno, J.L., Bastida, F., Ros, M., Hernández, T. & García, C. 2009. Soil organic carbon buffers heavy metal contamination on semiarid soils: effects of different metal threshold levels on soil microbial activity. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 220–228. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2009.02.004>
- Moscatelli, M.C. et al. 2018. Assessment of soil microbial functional diversity: land use and soil properties affect CLPP-MicroResp and enzymes responses. *Pedobiologia* 66, 36–42. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2018.01.001>
- MSZ 21470-50-1998. Hungarian Standard. Environmental testing of soils. Budapest, Hungary: Hungarian Standardisation Office.
- Mucsi, K., Borsodi, A.K., Megyes, M. & Szili-Kovács T. 2024. Response of metabolic activity and taxonomic composition of bacterial communities to mosaically varying soil salinity and alkalinity. *Sci. Rep.* 14, 7460. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57430-2>
- Mucsi, M., Csontos, P., Borsodi, A., Krett, G., Gazdag, O. & Szili-Kovács, T. 2017. A mikrorespirációs (MicroResp™) módszer alkalmazása apajpusztai szikes talajok mikrobaközösségeinek katabolikus aktivitás mintázatának vizsgálatára. *Agrokémia és Talajtan* 66, 165–179. <https://doi.org/10.1556/0088.2017.66.1.10>
- Mujakić, I., Piwosz, K. & Koblížek, M. 2022. Phylum Gemmatimonadota and Its Role in the Environment. *Microorganisms* 10, 151. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10010151>
- Nan, L., Guo, Q., Cao, S. & Zhan, Z. 2022. Diversity of bacterium communities in saline-alkali soil in arid regions of Northwest China. *BMC Microbiol.* 22, 11. <https://doi.org/10.1186/s12866-021-02424-7>
- Nannipieri, P., Johnson, R.L. & Paul, E.A. 1978. Criteria for measurement of microbial growth and activity in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10, 223–229. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90100-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90100-1)
- Naz, M. et al. 2022. The soil pH and heavy metals revealed their impact on soil microbial community. *J. Environ. Man.* 321, 115770. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115770>.
- Neilson, J.W., Califf, K., Cardona, C., Copeland, A., van Treuren, W., Josephson, K.L., Knight, R., Gilbert, J.A., Quade, J., Caporaso, J.G. & Maier, R.M. 2017. Significant Impacts of Increasing Aridity on the Arid Soil Microbiome. *mSystems* 2, 1–15. <https://doi.org/10.1128/msystems.00195-16>
- Nguyen et al. 2018. Responses of the soil microbial community to nitrogen fertilizer regimes and historical exposure to extreme weather events: Flooding or prolonged-drought *Soil Biol Biochem* 118, 227–236. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.12.016>.
- Nielsen, M.N. & Winding, A. 2002. Microorganisms as Indicators of Soil Health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report No. 388
- Niemeyer, J.C., Lolata, G.B., de Carvalho, G.M., Da Silva, E.M., Sousa, J.P. & Nogueira, M.A. 2012. Microbial indicators of soil health as tools for ecological risk assessment of a metal contaminated site in Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 9, 96–105. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2012.03.019>

- Nordgren, A. 1988. Apparatus for the continuous, long-term monitoring of soil respiration rate in large numbers of samples. *Soil Biol. Biochem.* 20, 955–957. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(88\)90110-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(88)90110-1)
- Numan, M., Bashir, S., Khan, Y., Mumtaz, R., Shinwari, Z. K., Khan, A. L. et al. 2018. Plant growth promoting bacteria as an alternative strategy for salt tolerance in plants: A review. *Microbiol. Res.* 209, 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.micres.2018.02.003>
- O'Dowd, R.W. & Hopkins, D.W. 1998. Mineralization of carbon from D- and L-amino acids and D-glucose in two contrasting soils. *Soil Biol. Biochem.* 30, 2009–2016. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00075-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00075-3)
- Obayomi, O., Seyoum, M.M., Ghazaryan, L., Tebbe, C.C., Murase, J., Bernstein, N. & Gillor, O. 2021. Soil texture and properties rather than irrigation water type shape the diversity and composition of soil microbial communities. *Applied Soil Ecology* 161, 103834. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103834>
- Ódor, L., Wanty, R.B., Horváth, I. & Fügedi, U. 1998. Mobilization and attenuation of metals downstream from a base-metal mining site in the Mátra Mountains, northeastern Hungary. *Journal of Geochemical Exploration* 65, 47–60. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(98\)00056-9](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(98)00056-9)
- Oksanen, J.F. et al. 2020. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Olsen, R.A. & Bakken, L.R. 1987. Viability of soil bacteria: Optimization of plate-counting technique and comparison between total counts and plate counts within different size groups. *Microb Ecol.* 13, 59–74. <https://doi.org/10.1007/BF02014963>
- Oren, A. 1999. Bioenergetic aspects of halophilism. *Microbiol. Mol. Biol. Rev.* 63, 334–348. <https://doi.org/10.1128/mmbr.63.2.334-348.1999>
- Oren, A. 2008. Microbial life at high salt concentrations: phylogenetic and metabolic diversity. *Saline Syst* 4, 2. <https://doi.org/10.1186/1746-1448-4-2>
- Pankhurst, C.E., Yu, S., Hawke, B.G. & Harch, B.D. 2001. Capacity of fatty acid profiles and substrate utilization patterns to describe differences in soil microbial communities associated with increased salinity or alkalinity at three locations in South Australia. *Biol. Fertil. Soils* 33, 204–217. <https://doi.org/10.1007/s003740000309>
- Papa, S., Bartoli, G., Pellegrino, A. & Fioretto, A. 2010. Microbial activities and trace element contents in an urban soil. *Environ. Monit. Assess.* 165, 193–203. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1>
- Parida, A.K. & Das, A.B. 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Environmental Toxicology and Environmental Safety* 60, 324–349. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.06.010>
- Paschke, M.W. et al. 1996. Effects of nitrogen availability on plant and soil communities during secondary succession on a shortgrass steppe. *Bull. Ecol. Soc. Amer.* 77, 342.
- Paschke, M.W., McLendon, T. & Redente, E.F. 2000. Nitrogen availability and old-field succession in a shortgrass steppe. *Ecosystems* 3, 144–158. <https://www.jstor.org/stable/3658632>
- Pell, M., Stenström, J. & Granhall, U. 2006. Soil Respiration. In: Microbial Methods for Assessing Soil Quality, Bloem J., Hopkins D.W., Benedetti, A. Eds., CAB International: Wallingford, Oxfordshire, U.K., pp.117.
- Peng, M., Jia, H. & Wang, Q. 2017. The Effect of Land Use on Bacterial Communities in Saline-Alkali Soil. *Curr Microbiol* 74, 325–333. <https://doi.org/10.1007/s00284-017-1195-0>
- Peng, Y. et al. 2007. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 67, 75–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.03.007>

- Perry, L.G., Blumenthal, D.M., Monaco, T.A., Paschke, M.W. & Redente, E.F. 2010. Immobilizing nitrogen to control plant invasion. *Oecologia* 163, 13–24. 496
<https://doi.org/10.1007/s00442-010-1580-x>
- Pigott, C.D. & Taylor, K. 1964. The distribution of some woodland herbs in relation to the supply of nitrogen and phosphorus in the soil. *J. Ecol. Supplement.* 52, 175–185.
<https://doi.org/10.2307/2438>
- Prober, S.M. et al. 2005. Restoring ecological function in temperate grassy woodlands: manipulating soil nutrients, exotic annuals and native perennial grasses through carbon supplements and spring burns. *J. Appl. Ecol.* 42, 1073–1085.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01095.x>
- Quast, C. et al. 2013. The SILVA ribosomal RNA gene database project: improved data processing and web-based tools. *Nucleic Acids Res.* 41, (Database issue) D590–6.
<https://doi.org/10.1093/nar/gks1219>
- R Core Team. 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rajapaksha, C., Tobor-Kapłon, M. & Bååth, E. 2004. Metal Toxicity Affects Fungal and Bacterial Activities in Soil Differently. *Applied and Environmental Microbiology* 70, 2966–73. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.5.2966-2973.2004>
- Rampelotto, P.H. 2013. Extremophiles and extreme environments. *Life (Basel)* 7, 482–485.
<https://doi.org/10.3390/life3030482>
- Rédly, L.-né 1992. Talajtulajdonságok elemzése és értékelése a Kiskunsági Nemzeti Park törzsterületeinek termőhelyein. MTA TAKI, Budapest, kézirat, pp. 38.
- Reever Morghan, K.J. & Seastedt, T.R. 1999. Effects of soil nitrogen reduction on nonnative plants in restored grasslands. *Restoration Ecology* 7, 51–55. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1999.07106.x>
- Reis, B.P., Kövendi-Jakó, A., Csákvári E., Szitár, K., Török, K., Sáradi, N., Llumiquinga, Y.B. & Halassy, M. 2023. Early sowing is more effective in the long-term for restoring sandy grassland than six years of mowing or carbon amendment. *Ecological Engineering* 186, 106824
- Renella, G., Ortigoza, A.L.R., Landi, L. & Nannipieri, P. 2003. Additive effects of copper and zinc on cadmium toxicity on phosphatase activities and ATP content of soil as estimated by the ecological does (ED50). *Soil Biol. Biochem.* 35, 1203–1210.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00181-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00181-0)
- Renella, G., Mench, M., Gelsomin, A., Landi, L. & Nannipieri, P. 2005. Functional activity and microbial community structure in soils amended with bimetallic sludges. *Soil Biol. Biochem.* 37, 1498–1506. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.01.013>
- Rengasamy, P. & Marchuk, A. 2011. Cation ratio of soil structural stability (CROSS). *Soil Research* 49, 280–285. <https://doi.org/10.1071/SR10105>
- Rékási, M. & Filep, T. 2006. Effect of microelement loads on the element fractions of soil and plant uptake *Agrokémia és Talajtan* 55, 213–222.
- Richards, L.A. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. Washington, USDA Handbook 60.
- Rietz, D.N. & Haynes, R.J. 2003. Effects of irrigation-induced salinity and sodicity on soil microbial activity, *Soil Biol Biochem* 35, 845–854. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00125-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00125-1)
- Ritz, K., Black, H.I.J., Campbell, C.D., Harris, J.A. & Wood, C. 2009. Selecting biological indicators for monitoring soils: A framework for balancing scientific and technical opinion to assist policy development. *Ecological Indicators* 9, 1212–1221.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.02.009>

- Ritz, K., Griffiths, B.S. & Wheatley, R.E. 1992. Soil microbial biomass and activity under a potato crop fertilized with N with and without C. *Biology and Fertility of Soils* 12, 265–271. <https://doi.org/10.1007/BF00336042>
- Romero-Freire, A, Sierra Aragón, M., Martínez Garzón, F.J. & Martín Peinado, F.J. 2016. Is soil basal respiration a good indicator of soil pollution? *Geoderma* 263, 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.006>
- Rowley, M.C., Grand, S. & Verrecchia, É.P. 2018. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. *Biogeochemistry* 137, 27–49. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0410-1>
- Römbke, J., Gardi, C., Creamer, R. & Miko, L. 2016. Soil biodiversity data: Actual and potential use in European and national legislation. *Appl. Soil Ecol.* 97, 125–133. <http://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.07.003>
- Sáenz de Miera, L.E., Gutiérrez-González, J.J., Arroyo, P. et al. 2021. Prokaryotic community diversity in the sediments of saline lagoons and its resistance to seasonal disturbances by water level cycles. *J Soils Sediments* 21, 3169–3184. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03026-6>
- Santos, F. & Antón, J. 2019. Extremophiles: Hypersaline Environments. In: Encyclopedia of Microbiology (Fourth Edition), <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-809633-8.90673-3>
- Šantrůčková, H. 1992. Microbial biomass, activity and respiration in relation to secondary succession. *Pedobiologia* 36, 341–350. [https://doi.org/10.1016/S0031-4056\(24\)00762-5](https://doi.org/10.1016/S0031-4056(24)00762-5)
- Sarig, S., Fliessbach, A. & Steinberger, Y. 1996. Microbial biomass reflects the nitrogen and phosphorus economy of halophytes grown in salty desert soil. *Biol. Fertil. Soils* 21, 128–130. <https://doi.org/10.1007/BF00336004>
- Sazykin, I., Khmelevtsova, L., Azhogina, T. & Sazykina, M. 2023. Heavy Metals Influence on the Bacterial Community of Soils: A Review. *Agriculture* 13, 653. <https://doi.org/10.3390/agriculture13030653>
- Schloss, P.D. et al. 2009. Introducing mothur: open-source, platform-independent, community-supported software for describing and comparing microbial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 7537–7541. <https://doi.org/10.1128/AEM.01541-09>
- Schnürer, J. & Rosswall, T. 1982. Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Appl Environ Microbiol.* 43, 1256–1261. <https://doi.org/10.1128/aem.43.6.1256-1261.1982>
- Sessitsch, A., Weilharter, A., Gerzabek, M.H., Kirchmann, H. & Kandeler, E. 2001. Microbial Population Structures in Soil Particle Size Fractions of a Long-Term Fertilizer Field Experiment. *Appl Environ Microbiol* 67, 4215–4224. <https://doi.org/10.1128/AEM.67.9.4215-4224.2001>
- Setia, R., Marschner, P., Baldock, J. & Chittleborough, D. 2010. Is CO₂ evolution in saline soils affected by an osmotic effect and calcium carbonate? *Biol. Fertil. Soils* 46, 781–792. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0479-3>
- Shahid, S.A., Zaman, M. & Heng, L. 2018. “Salinity and Sodicity Adaptation and Mitigation Options,” in Guideline for Salinity Assessment, Mitigation and Adaptation Using Nuclear and Related Techniques. Editors M. Zaman, S. A. Shahid, and L. Heng (Vienna: International Atomic Energy Agency), 55–89. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96190-3_3
- She, R., Yu, Y., Ge, C. & Yao, H. 2021. Soil Texture Alters the Impact of Salinity on Carbon Mineralization. *Agronomy* 11, 128. <https://doi.org/10.3390/agronomy11010128>
- Shukurov, N., Pen-Mouratov, S. & Steinberger, Y. 2006. The influence of soil pollution on soil microbial biomass and nematode community structure in Navoiy Industrial Park, Uzbekistan. *Environment International* 32, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.12.003>

- 'Sigmund, E. 1923. A hazai szikesek és megjavítási módjaik. Budapest, Magyar Tudományos Akadémia.
- Silva-Castro, G.A., Cano, C., Moreno-Morillas, S., Bago, A. & García-Romera, I. 2022. Inoculation of Indigenous Arbuscular Mycorrhizal Fungi as a Strategy for the Recovery of Long-Term Heavy Metal-Contaminated Soils in a Mine-Spill Area. *J. Fungi* 9, 56. <https://doi.org/10.3390/jof9010056>
- Simon, L. & Biró, B. 2005. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuális mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő remediációjában. *Agrokémia és Talajtan* 54, 163–176. <https://doi.org/10.1556/agrokem.54.2005.1-2.12>
- Simon, L. 2005. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environ Geochem Health* 27, 289–300. <https://doi.org/10.1007/s10653-004-5977-5>
- Simon, L. 2014. Potentially harmful elements in agricultural soils. In: BINI C. & BECH J. (eds.), PHEs, Environment and Human Health. Potentially Harmful Elements in the Environment and the Impact on Human Health. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London. pp. 85–137; pp. 142–150.
- Singh, K. 2016. Microbial and Enzyme Activities of Saline and Sodic Soils. *Land Degrad. Develop.* 27, 706–718. <https://doi.org/10.1002/ldr.2385>.
- Singh, K., Pandey, V.C., Singh, B. & Singh, R.R. 2012. Ecological restoration of degraded sodic lands through afforestation and cropping. *Ecological Engineering* 43, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.029>
- Sipter, E., Rózsa, E., Gruiz, K., Tátrai, E. & Morvai, V. 2008. Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens. *Chemosphere* 71, 1301–1307. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.039>
- Sorokin, D., Robertson, L. & Kuenen, J. 2000. Isolation and characterization of alkaliphilic, chemolithoautotrophic, sulphur-oxidizing bacteria. *Antonie Van Leeuwenhoek* 77, 251–262 <https://doi.org/10.1023/A:1002445704444>
- Sorokin, D.Y., Berben, T. Melton, E.D., Overmars, L., Vavourakis, C.D. & Muyzer, G. 2014. Microbial diversity and biogeochemical cycling in soda lakes. *Extremophiles* 18, 791–809, <https://doi.org/10.1007/s00792-014-0670-9>
- Stavi, I., Thevs, N. & Priori, S. 2021. Soil Salinity and Sodcity in Drylands: A Review of Causes, Effects, Monitoring, and Restoration Measures. *Front. Environ. Sci.* 9, 712831. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.712831>
- Stefanovits, P. 1992. Talajtan. Mezőgazda Kiadó.
- Szabó, A., Pokovai, K., Ragályi, P., Rékási, M., Sándor, R., Bernhardt, B., Koncz, J., Kremper, R., Csathó, P. 2019. Nehézfém- és egyéb toxikus mikroelem-terhelés tartamhatása a talajból mért visszanyerési százalékuk alakulására szabadföldi kísérletekben. *Agrokémia és Talajtan* 68, 293–314. <https://doi.org/10.1556/0088.2019.00043>
- Szabó, I., Marton, M. & Szabolcs, I. 1958. Adatok a *Streptomyces griseus* Waksman et al ökológiájának ismeretéhez. *Agrokémia és Talajtan* 7, 163–176.
- Szabó, J. 1859. Heves és Szolnok megye földtani leírása. Magy.Tud. Társ. Kiadása, Budán.
- Szabolcs, I. & Jassó, F. 1959. A magyar szikes talajok osztályozása. *Agrokémia és Talajtan* 8, 281–300.
- Szabolcs, I. 1966. A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Budapest, Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet.
- Szabolcs, I. 1974. Salt-affected soil in Europe. Martinus Nijhoff, The Hague, 63 pp
- Szabolcs, I. 1989. Salt-affected soils. CRC Press, Boca Raton, 274 pp
- Szegi, J. 1962. A nedvesség hatása a cellulóz elbontására egyes hazai talajainkban. *Agrokémia és Talajtan* 11, 105–111.

- Szegi, J. 1979. Talajmikrobiológiai vizsgálati módszerek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szegi, J. et al. 1988. Influence of NPK fertilization and cellulose application on the CO₂ production of soils. *Zbl. Mikrobiol.* 143, 303–308.
- Szegi, J., Gulyás, F., Fülek, Gy. & Tolner, L. 1984. Influence of soil properties on the biological activity. *Zbl. Mikrobiol.* 139, 527–536. [https://doi.org/10.1016/S0232-4393\(88\)80020-9](https://doi.org/10.1016/S0232-4393(88)80020-9)
- Szili-Kovács, T. et al. 1993. CO₂ evolution from soils formed on various parent materials in the East-Cserhát mountains (Hungary) during laboratory incubation. *Agrokémia és Talajtan* 42, 140–146.
- Szili-Kovács, T. et al. 2000a. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 1. Laboratóriumi inkubációs vizsgálatok. *Agrokémia és Talajtan* 49, 491–504.
- Szili-Kovács, T. et al. 2000b. Homokpusztagyepek természetvédelmi restaurációja a talaj-nitrogén immobilizációjával. 2. Szabadföldi kísérletek. *Agrokémia és Talajtan* 49, 505–521.
- Szili-Kovács, T. & Török, K. 2005. Szénforrás kezelés hatása a talaj mikrobiális aktivitására és biomasszájára felhagyott homoki szántókon. *Agrokémia és Talajtan* 54, 149–162. <https://doi.org/10.1556/agrokem.54.2005.1-2.11>
- Szili-Kovács, T., Máthé-Gáspár, G., Máthé, P. & Anton, A. 2006. Microbial biomass and phosphomonoesterase activity of the willow (*Salix sp.*) rhizosphere in a heavy metal polluted soil. *Agrokémia és Talajtan* 55, 241–250. <https://doi.org/10.1556/agrokem.55.2006.1.26>
- Szili-Kovács, T., Török, K., Tilston, E.L. & Hopkins, D.W. 2007. Promoting microbial immobilization of soil nitrogen during restoration of abandoned agricultural fields by organic additions. *Biology and Fertility of Soils* 43, 823–828. <https://doi.org/10.1007/s00374-007-0182-1>
- Szili-Kovács, T., Kátai, J. & Takács, T. 2011. Mikrobiológiai indikátorok alkalmazása a talajminőség értékelésében. 1. Módszerek. *Agrokémia és Talajtan* 60, 273–286. <https://doi.org/10.1556/agrokem.60.2011.1.20>
- Szili-Kovács, T., Bárány, Á., Füzy, A., Takács, T., Krett, G., Kovács, R. & Borsodi, A. 2017. Mikrobiális anyagcsere aktivitás-mintázat és mikorrhiza gomba kolonizáció elemzése három szikes tó melletti talaj rizoszférában. *Agrokémia és Talajtan* 66, 149–164. <https://doi.org/10.1556/0088.2017.66.1.9>
- Tabatabai, M.A. & Bremner, M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.* 1, 301–307. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(69\)90012-1](https://doi.org/10.1016/0038-0717(69)90012-1)
- Takács, T. & Vörös, I. 2003. Az arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe gazdanövényük víz- és tápanyagellátásában. *Növénytermelés* 52, 583–593.
- Takács, T. 2012. Site-specific optimization of arbuscular mycorrhizal fungi mediated phytoremediation. In *Toxicity of Heavy Metals to Legumes and Bioremediation*. Zaidi, A.; Wani, P.A.; Khan, M.S. Eds.; Springer: Vienna, Austria, pp. 179–202.
- Takács, T., Biró, B. & Vörös, I. 2000. Kadmium, nikkel és cink hatása az arbuszkuláris mikorrhiza gombák faji diverzitására. *Agrokémia és Talajtan* 49, 465–476.
- Takács, T., Radimsky, L. & Németh, T. 2005. The arbuscular mycorrhizal status of selected poplar clones for phytoremediation of soils with contaminated heavy metals. *Z Naturforsch C* 60, 357–361.
- Takami, H., Akiba, T. & Horikoshi, K. 1989. Production of extremely thermostable alkaline protease from *Bacillus sp.* no. AH-101. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 30, 120–124. <https://doi.org/10.1007/BF00263997>
- Tilman, D. 1986. Nitrogen-limited growth in plants from different successional stages. *Ecology* 67, 555–563. <https://doi.org/10.2307/1938598>

- Tilman, D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. *Ecol. Monographs* 57, 189–214. <https://doi.org/10.2307/2937080>
- Tindall, B.J., Rosselló-Móra, R., Busse, H.J., Ludwig, W. & Kämpfer, P. 2010. Notes on the characterization of prokaryote strains for taxonomic purposes. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 60, 249–266. <https://doi.org/10.1099/ij.s.0.016949-0>.
- Tóth, T. & Rajkai, K. 1994. Soil and plant correlations in a solonchic grassland. *Soil Sci.* 157, 253–262, <https://doi.org/10.1097/00010694-199404000-00008>.
- Tóth, T. & Szendrei, G. 2006. Types and distribution of salt affected soils in Hungary and the characterisation of the processes of salt accumulation. *Topogr. Mineral. Hungariae* 9, 7–20.
- Tóth, T. 2002. Szikes talajok tér- és időbeli változatossága. MTA Doktori értekezés.
- Tóth, T. 2010. Medium-term vegetation dynamics and their association with edaphic conditions in two Hungarian saline grassland communities. *Grassland science* 56, 13–18. <https://doi.org/10.1111/j.1744-697X.2009.00167.x>
- Tóth, T. 2011. Salt-affected soils and their native vegetation in Hungary. In Sabkha Ecosystems: Volume III: Africa and Southern Europe; Ozturk, M., Böer, B., Barth, H.-J., Clüsener-Godt, M., Ajmal Khan, M., Breckle, S.-W., Eds.; Springer Science & Business Media B.V.: Dordrecht, The Netherlands, pp. 113–132, https://doi.org/10.1007/978-90-481-9673-9_13.
- Török, K. et al. 2000. Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3, 7–14. <https://doi.org/10.2307/1478913>
- Treitz, P. 1898. Szikes talajok Magyarországon. *Természettudományi Közöny* 30, Pótfüzet, 121–128.
- Treitz, P. 1924. A sós és szikes talajok természetrajza. Budapest: Stádium.
- Trent, J.D., Young, J.A. & Blank, R.R. 1992. Potential role of soil microorganisms in medusahead invasion. In: Proc. of a Symposium on the Ecology, Management, and Restoration of Intermountain Annual Rangelands. U.S. Forest Service, Intermountain Research Station. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-31, (Eds.: Monson, S.B. & Kitchen, S.G.) 140–142. Ogden, Utah.
- Turpeinen, R.; Kairesalo, T. & Häggblom, M.M. 2004. Microbial community structure and activity in arsenic-, chromium- and copper-contaminated soils. *FEMS Microbiol. Ecol.* 47, 39–50. [https://doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00232-0](https://doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00232-0)
- Unger, H. 1960. Der Zellulosetest, eine Methode zur Ermittlung der zellulolytischen Aktivität des Bodens in Feldversuchen. *Z. Pflanzenernhr. Dung. Bodenkunde* 91, 44–52. <https://doi.org/10.1002/jpln.19600910106>
- Valsecchi, G., Gigliotti, C. & Farini, A. 1995. Microbial biomass, activity, and organic matter accumulation in soils contaminated with heavy metals. *Biol Fertil Soils* 20, 253–259. <https://doi.org/10.1007/BF00336086>
- Van der Bom, F., Nunes, I., Raymond, N.S., Hansen, V., Bonnichsen, L., Magid, J., Nybroe, O., Lars Stoumann Jensen L.S. 2018. Long-term fertilisation form, level and duration affect the diversity, structure and functioning of soil microbial communities in the field. *Soil Biology & Biochemistry* 122, 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.04.003>
- Van der Wal, A., Van Veen, J.A., Pijl, A.S., Summerbell, R.C. & De Boer, W. 2006. Constraints on development of fungal biomass and decomposition processes during restoration of arable sandy soils. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2890–2902. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.04.046>
- Vance, E.D., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass-C. *Soil Biol. Biochem.* 19, 703–707. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90052-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90052-6)

- Várallyay, G., Molnár, E. & Rajkai, K. 1984. Talajtani kutatások. In: Tudományos kutatások a Kiskunsági Nemzeti Parkban (1975–1984) (Szerk.: Tóth K.) 59–96. HUNGEXPO. Budapest.
- Várallyay, Gy. 1984. Magyarországi homoktalajok vízgazdálkodási problémái. *Agrokémia és Talajtan* 33, 159–169.
- Vásquez-Murrieta, M.S., Migueles-Garduño, I., Franco-Hernández, O., Govaerts, B. & Dendooven, L. 2006. C and N mineralization and microbial biomass in heavy-metal contaminated soil. *European Journal of Soil Biology* 42, 89–98.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2005.10.002>
- Vekemans, X., Godden, B. & Penninckx, M.J. 1989. Factor analysis of the relationships between several physico-chemical and microbiological characteristics of some Belgian agricultural soils. *Soil Biol. Biochem.* 21, 53–58. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90010-2](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90010-2).
- Wakelin, S.A., Macdonald, L.M., Rogers, S.L., Gregg, A.L., Bolger, T.P. & Baldock, J.A. 2008. Habitat selective factors influencing the structural composition and functional capacity of microbial communities in agricultural soils. *Soil Biol Biochem* 40, 803–813.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2007.10.015>
- Wakelin, S.A., Chu, G., Broos, K., Clarke, K.R., Liang, Y. & McLaughlin, M.J. 2010. Structural and functional response of soil microbiota to addition of plant substrate are moderated by soil Cu levels. *Biol. Fertil. Soils* 46, 333–342.
<https://doi.org/10.1007/s00374-009-0436-1>
- Wang, L., Zheng, B. & Lei, K. 2015. Diversity and distribution of bacterial community in the coastal sediments of Bohai Bay, China. *Acta Oceanol. Sin.* 34, 122–131.
<https://doi.org/10.1007/s13131-015-0719-3>
- Wang, Q., Zhou, D., Cang, L., Li, L.Z. & Zhu, H.W. 2009. Indication of soil heavy metal pollution with earthworms and soil microbial biomass carbon in the vicinity of an abandoned copper mine in Eastern Nanjing, China. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 229–234.
<https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.12.002>
- Wang, S. *et al.* 2020. Exploring Soil Factors Determining Composition and Structure of the Bacterial Communities in Saline-Alkali Soils of Songnen Plain. *Front. Microbiol.* 10, 2902.
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.02902>
- Wang, Y.P., Shi, J.Y., Wang, Lin, H.Q., Chen, X.C. & Chen, Y.X. 2007. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 67, 75–81.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.03.007>
- Wardle, D.A., Yeates, G.W., Watson, R.N. & Nicholson, K.S. 1993. Response of soil microbial biomass and plant litter decomposition to weed management strategies in maize and asparagus cropping systems. *Soil Biol. Biochem.* 25, 857–868.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90088-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90088-S)
- Wei, G.S., Li, M.C., Shi, W.C., Tian, R.M., Chang, C.Y., Wang, Z.R., Wang, N.X., Zhao, G.X. & Gao, Z. 2020. Similar drivers but different effects lead to distinct ecological patterns of soil bacterial and archaeal communities. *Soil Biol. Biochem.* 144, 107759.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107759>
- Wei, T. & Simko, V. 2021. R package 'corrplot': Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.92). Available from <https://github.com/taiyun/corrplot>
- Whitford, W.G., Aldon, E.F., Freckman, D.W., Steinberger, Y. & Parker, L.W. 1988. Effects of organic amendments on soil biota on a degraded rangeland. *J. Range Managemn.* 42, 56–60. <https://doi.org/10.2307/3899659>

- Wichern, J., Wichern, F., & Joergensen, R.G. 2006. Impact of salinity on soil microbial communities and the decomposition of maize in acidic soils. *Geoderma* 137, 100–108. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.08.001>
- Wildung, R.E., Garland, T.R. & Buschbom, R.L. 1975. The interdependent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 7, 373–378. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(75\)90052-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(75)90052-8)
- Wilson, J.M. & Griffin, D.M. 1975. Water potential and the respiration of microorganisms in the soil. *Soil Biol. Biochem.* 7, 199–204. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(75\)90038-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(75)90038-3)
- Wilson, S.D. & Gerry, A.K. 1995. Strategies for mixed-grass prairie restoration: herbicide, tilling, and nitrogen manipulation. *Restoration Ecology* 3, 290–298. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1995.tb00096.x>
- Winding, A., Hund-Rink, K. & Rutgers, M. 2005. The use of microorganisms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 62, 230–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.03.026>
- Wong, V.N.L., Dalal, R.C. & Greene, R.S.B. 2008. Salinity and sodicity effects on respiration and microbial biomass of soil. *Biol. Fertil. Soils* 44, 943–953. <https://doi.org/10.1007/s00374-008-0279-1>
- Wong, V.N.L., Dalal, R.C. & Greene, R.S.B. 2009. Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: a laboratory incubation. *Applied Soil Ecology* 41, 29–40. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.08.006>
- Wong, V.N.L., Greene, R.S.B., Dalal, R.C. & Murphy, B.W. 2010. Soil carbon dynamics in saline and sodic soils: a review. *Soil Use and Management*, 26, 2–11. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00251.x>
- Wu, J., Brookes, P.C. & Jenkinson, D.S. 1993. Formation and destruction of microbial biomass during the decomposition of glucose and ryegrass in soil. *Soil Biol. Biochem.* 25, 1435–1441. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90058-J](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90058-J)
- Xie, K.H., Deng, Y., Zhang, S.C., Zhang, W.H., Liu, J.R., Xie, Y.L., Zhang, X.Z. & Huang, H. 2017. Prokaryotic Community Distribution along an Ecological Gradient of Salinity in Surface and Subsurface Saline Soils. *Sci Rep* 7, 13332. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-13608-5>
- Xu, H., Gao, J., Portieles, R., Du, L., Gao, X. & Borrás-Hidalgo, O. 2022. Endophytic bacterium *Bacillus aryabhattai* induces novel transcriptomic changes to stimulate plant growth. *PLoS One* 17, e0272500. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0272500>
- Yan, N., Marschner, P., Cao, W.H., Zuo, C.G. & Qin, W. 2015. Response of soil respiration and microbial biomass to changing EC in saline soils. *International Soil and Water Conservation Research* 3, 4, 316–323. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.11.003>
- Yáñez, C. et al. 2022. Microbial responses are unreliable indicators of copper ecotoxicity in soils contaminated by mining activities. *Chemosphere* 300, 134517. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134517>
- Yang, C. et al. 2020. Assessing the effect of soil salinization on soil microbial respiration and diversities under incubation conditions. *Appl. Soil. Ecol.* 155, 103671. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103671>
- Yang, C. et al. 2021. Inconsistent response of bacterial phyla diversity and abundance to soil salinity in a Chinese delta. *Sci. Rep.* 11, 12870. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92502-7>
- Yang, J., Ma, L., Jiang, H. et al. 2016. Salinity shapes microbial diversity and community structure in surface sediments of the Qinghai-Tibetan Lakes. *Sci Rep* 6, 25078. <https://doi.org/10.1038/srep25078>

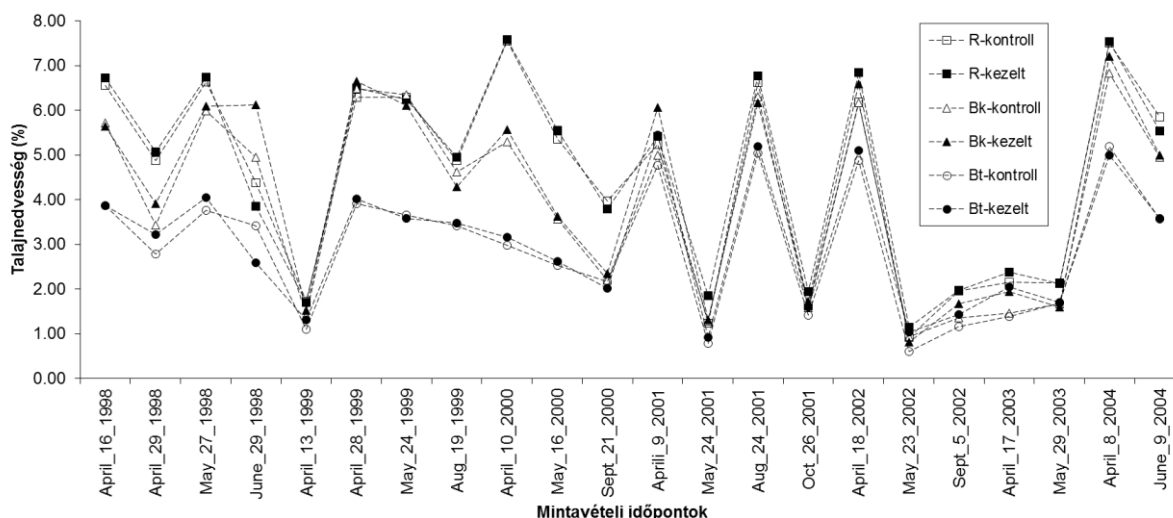
- Yang, J., Zhan, C., Li, Y.Z. Zhou, D., Yu, Y. & Yu, J.B. 2018. Effect of salinity on soil respiration in relation to dissolved organic carbon and microbial characteristics of a wetland in the Liaohe River estuary, Northeast China, *Sci. Total Environ.* 642, 946–953, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.121>.
- Yang, J. *et al.* 2022. Metagenomic Insights into Microbial Community Structure, Function, and Salt Adaptation in Saline Soils of Arid Land, China. *Microorganisms* 10, 2183. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10112183>
- Yuan, B.C., Li, Z.Z., Liu, H., Gao, M. & Zhang, Y.Y. 2007. Microbial biomass and activity in salt affected soils under arid conditions. *Appl Soil Ecol.* 35, 319–328. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.07.004>.
- Zak, J.C., Willig, M.R., Moorhead, D.L. & Wildman, H.G. 1994. Functional diversity of microbial communities: a quantitative approach. *Soil Biology and Biochemistry* 26. 1101–1108. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90131-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90131-7)
- Zakavi, M., Askari, H. & Shahrooei, M. 2022. Characterization of bacterial diversity between two coastal regions with heterogeneous soil texture. *Sci Rep* 12, 18901 <https://doi.org/10.1038/s41598-022-23487-0>
- Zalatnai, M., Körmöcz, L. & Tóth, T. 2007. Community boundaries and edaphic factors in saline-sodic grassland communities along an elevation gradient. *Tiscia* 36, 7–15. https://www.researchgate.net/publication/237325142_Community_boundaries_and_edaphic_factors_in_salinesodic_grassland_communities_along_an_elevation_gradient (accessed on 18 August 2021).
- Zeng, Y., Baumbach, J., Barbosa, E.G.V., Azevedo, V., Zhang, C. & Koblížek, M. 2016. Metagenomic evidence for the presence of phototrophic Gemmatimonadetes bacteria in diverse environments. *Env. Microbiol. Rep.* 8, 139–149. <https://doi.org/10.1111/1758-2229.12363>
- Zeng, Y., Nupur, Wu, N., Madsen, A.M., Chen, X., Gardiner, A.T. & Koblížek, M. 2021. Gemmatimonas groenlandica sp. nov. Is an Aerobic Anoxygenic Phototroph in the Phylum Gemmatimonadetes. *Front. Microbiol.* 11, 606612. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.606612>
- Zeng, Y., Selyanin, V., Lukeš, M., Dean, J., Kaftan, D., Feng, F. & Koblížek, M. 2015. Characterization of the microaerophilic, bacteriochlorophyll a-containing bacterium Gemmatimonas phototrophica sp. nov., and emended descriptions of the genus Gemmatimonas and Gemmatimonas aurantiaca. *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.* 65, 2410–2419. <https://doi.org/10.1099/ijss.0.000272>
- Zhang, C.B., Huang, L.N., Wong, M.H., Zhang, J.T., Zhai, C.J. & Lan, C.Y. 2006. Characterization of soil physico-chemical and microbial parameters after revegetation near Shaoguan Pb/Zn smelter, Guangdong, P.R. China. *Water Air Soil Pollut.* 177, 81–101. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9096-z>
- Zhang, Y., Zhang, H.W., Su, Z.C. & Zhang, C.G. 2008. Soil microbial characteristics under long-term heavy metal stress: a case study in Zhangshi wastewater irrigation area, Shenyang. *Pedosphere* 18, 1–10. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(07\)60097-6](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(07)60097-6)
- Zhang, F.P., Li, C.F., Tong, L.G., Yue, L.X., Li, P., Ciren, Y.J. & Cao, C.G. 2010. Response of microbial characteristics to heavy metal pollution of mining soils in central Tibet, China. *Appl. Soil Ecol.* 45, 144–151 <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.006>
- Zhang, S., Fan, C., Wang, Y., Xia, Y., Xiao, W. & Cui, X. 2018. Salt tolerant and plant growth promoting bacteria isolated from high yield paddy soil. *Can. J. Microbiol.* 64, 968–978. <https://doi.org/10.1139/cjm-2017-0571>
- Zhao, S., Liu, J.J., Banerjee, S. *et al.* 2018. Soil pH is equally important as salinity in shaping bacterial communities in saline soils under halophytic vegetation. *Sci Rep* 8, 4550. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-22788-7>

- Zhao, S., Liu, J.J., Banerjee, S., Zhou, N., Zhao, Z.Y., Zhang, K., Hu, M.F. & Tian, C.Y. 2020. Biogeographical distribution of bacterial communities in saline agricultural soil. *Geoderma* 361, 114095. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.114095>
- Zhao, X., Huang, J., Zhu, X., Chai, J. & Ji, X. 2020. Ecological Effects of Heavy Metal Pollution on Soil Microbial Community Structure and Diversity on Both Sides of a River around a Mining Area. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 5680. <https://doi.org/10.3390/ijerph17165680>
- Zheng, W. *et al.* 2017. The responses and adaptations of microbial communities to salinity in farmland soils: a molecular ecological network analysis. *Appl. Soil. Ecol.* 120, 239–246. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.08.019>
- Zhilina, T. N., Zavarzin, G.A., Rainey, F., Kevbrin, V.V., Kostrikina, N.A., & Lysenko, A.M. 1996. *Spirochaeta alkalica* sp. nov., *Spirochaeta Africana* sp. nov., and *Spirochaeta asiatica* sp. nov., alkaliphilic anaerobes from the Continental soda lakes in Central Asia and the East African Rift. *Int. J. Syst. Bacteriol.* 46, 305–312.
- Zink, T.A. & Allen, M.F. 1998. The effects of organic amendments on the restoration of a disturbed coastal sage scrub habitat. *Restoration Ecology* 6, 52–58. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.1998.00617.x>
- Zornoza, R.; Acosta, J.A.; Martínez-Martínez, S.; Faz, A. & Bååth, E. 2015. Main factors controlling microbial community structure and function after reclamation of a tailing pond with aided phytostabilization. *Geoderma* 245–246, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.007>

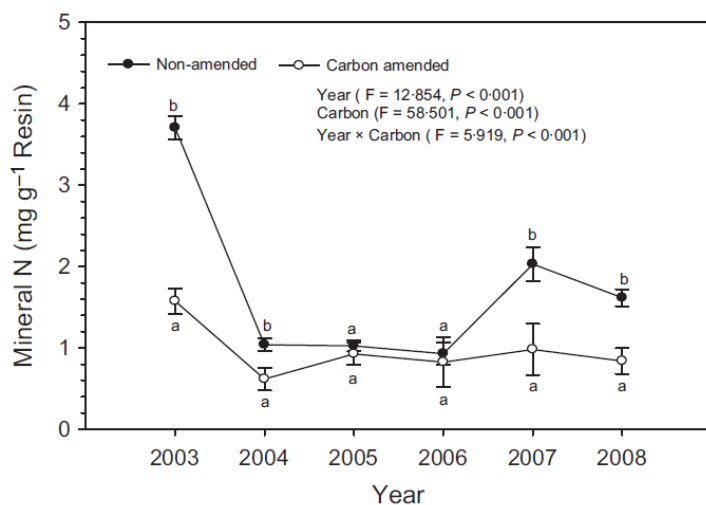
Internetes hivatkozás:

Soil salinization as a global major challenge | ITPS soil letter #3:
<https://www.fao.org/global-soil-partnership/areas-of-work/soil-salinity/en/>
 KNP (2019) Felső-kiskunsági-puszta, Felső-kiskunsági szikes tavak.
<https://www.knp.hu/hu/felso-kiskunsagi-puszta>
<https://www.knp.hu/hu/felso-kiskunsagi-tavak>

IX. FÜGGELÉK



1. **ábra.** Talajnedvesség a mintavételi időpontokban az ökológiai restaurációs kísérletben a Fülöpháza melletti Fabóktanyán



2. **ábra.** Az éves kumulatív nitrogén felvehetőségének változása (nitrát-N és ammónium-N összegeként), az in situ ioncserélő gyanta (IER) zacskós mérésekből a kombinált homoki gyeprestaurációs kísérletben (2003–2008). Az átlagok és szórások feltüntetésével. Az eltérő kisbetűk szignifikáns különbségeket jeleznek szénforrással kezelt és nem kezelt parcellák között az adott évben (Halassy et al. 2016).

Függelék 1. táblázat. Az NCBI adatbázisban elhelyezett nyers szekvencia adatok azonosítói, 8 minta (Apaj, 2014. június és október, a -06 a júniusi, a -09 a szeptemberi minták)

	Run	Biosample	Experiment	Library name	Sample name
1	SRR9680581	SAMN04590175	SRX6440796	AA-09	Artemisia
2	SRR9680582	SAMN04590174	SRX6440795	AA-06	Artemisia
3	SRR9680583	SAMN06093496	SRX6440794	AF-09	Achilleo-Festucetum pseudovinae
4	SRR9680584	SAMN06093486	SRX6440793	AF-06	Achilleo-Festucetum pseudovinae
5	SRR9680585	SAMN06093498	SRX6440792	AL-09	Lepidium
6	SRR9680586	SAMN06093497	SRX6440791	AL-06	Lepidium
7	SRR9680587	SAMN04590171	SRX6440790	AP-09	Puccinellia
8	SRR9680588	SAMN04590151	SRX6440789	AP-06	Puccinellia

Függelék, 2. táblázat. Az NCBI adatbázisban elhelyezett nyers szekvencia adatok azonosítói, 18 minta (Apaj, 2016. október)

	Run	Biosample	Experiment	Source material id.	Library name; Sample Name	Soil Depth	cur. Vegetation
1	SRR25033134	SAMN35994495	SRX20787920	M4	AAa1	0-10 cm	Artem/ Festuc
2	SRR25033135	SAMN35994494	SRX20787919	M18	APc1	30-60 cm	Lepidio/ Puccinell
3	SRR25033136	SAMN35994493	SRX20787918	M13	APb1	10-30 cm	Lepidio/ Puccinell
4	SRR25033137	SAMN35994492	SRX20787917	M12	APa3	0-10 cm	Lepidio/ Puccinell
5	SRR25033138	SAMN35994491	SRX20787916	M11	APa2	0-10 cm	Lepidio/ Puccinell
6	SRR25033139	SAMN35994490	SRX20787915	M10	APa1	0-10 cm	Lepidio/ Puccinell
7	SRR25033140	SAMN35994489	SRX20787914	M15	ALb3	10-30 cm	Lepidio/ Champho
8	SRR25033141	SAMN35994488	SRX20787913	M9	ALa3	0-10 cm	Lepidio/ Champho
9	SRR25033142	SAMN35994503	SRX20787912	M19	AFc2	30-60 cm	Achilleo/Festucet
10	SRR25033143	SAMN35994502	SRX20787911	M14	AFb1	10-30 cm	Achilleo/Festucet
11	SRR25033144	SAMN35994501	SRX20787910	M3	AFa3	0-10 cm	Achilleo/Festucet
12	SRR25033145	SAMN35994500	SRX20787909	M2	AFa2	0-10 cm	Achilleo/Festucet
13	SRR25033146	SAMN35994499	SRX20787908	M1	AFa1	0-10 cm	Achilleo/Festucet
14	SRR25033147	SAMN35994498	SRX20787907	M16	AAb2	10-30 cm	Artem/Festuc
15	SRR25033148	SAMN35994497	SRX20787906	M6	AAa3	0-10 cm	Artem/Festuc
16	SRR25033149	SAMN35994496	SRX20787905	M5	AAa2	0-10 cm	Artem/Festuc
17	SRR25033150	SAMN35994487	SRX20787904	M8	ALa2	0-10 cm	Lepidio/ Champho
18	SRR25033151	SAMN35994486	SRX20787903	M7	ALa1	0-10 cm	Lepidio/ Champho

Artem/Festuc(AA): Artemisia santonica; Festucetum pseudovinae; Lepidio/ Puccinell(AP): Lepidio crassifolii; Puccinellietum limosae;; Lepidio/ Champho(AL): Lepidio crassifolii; Champhorosmetum annuae;; Achilleo/Festucet(AF): Achilleo setaceae; Festucetum pseudovinae

Függelék, 3. táblázat. A Talajkémiai analízisek variancia-analízise, figyelembevéve a mintavételi időpontot (2014. június és szeptember) és a vegetáció típusát 1) vakszik (AL), 2) Mézpázsitos gye (AP), 3) ürmös szikespuszta (AA), 4) füves szikes puszta (AF), Apaj, 2014. évi mintavétel.

Talaj pH _{H2O}					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	3,315	3,315	36,333	1,76e-05 ***
Vegetáció	3	21,216	7,072	77,504	9,57e-10 ***
HónapxVeg.	3	2,103	0,701	7,682	0,00212 **
Residuals	16	1,460	0,091		

Talaj EC					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	738855	738855	5,704	0,029599 *
Vegetáció	3	22713826	7571275	58,451	7,67e-09 ***
HónapxVeg.	3	4559198	1519733	11,733	0,000258 ***
Residuals	16	2072496	129531		

Talaj szerves C					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	2,190	2,1901	35,530	2,00e-05***
Vegetáció	3	9,104	3,0348	49,233	2,66e-08***
HónapxVeg.	3	1,185	0,3948	6,406	0,00468**
Residuals	16	0,986	0,0616		

CaCO ₃					
	Df	SumSq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	8,4	8,39	1,084	0,313
Vegetáció	3	409,2	136,41	17,624	2,52e-05***
HónapxVeg.	3	30,0	9,99	1,291	0,312
Residuals	16	123,8	7,74		

Talajnedvesség					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	752,0	752,0	160,513	9,33e-10 ***
Vegetáció	3	244,0	81,3	17,362	2,76e-05 ***
HónapxVeg.	3	56,2	18,7	4,001	0,0266 *
Residuals	16	75,0	4,7		

Df: szabadságfok, Sum Sqs: négyzetösszeg, Mean Sqs: négyzet átlagok, Szignifikancia: *** $p < 0.001$ ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, EC = Elektromos vezetőképesség.

Függelék, 4. Táblázat. A 42. ábra alapján a kumulatív szubsztrát-indukált respiráció variancia-analízise, figyelembe véve a mintavétel időpontját (2014. június és szeptember) és a vegetáció típusát 1) vakszik (AL), 2) Mézpázsitos gye (AP), 3) ürmös szikespuszta (AA), 4) füves szikes puszt (AF).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Hónap	1	387.0	387.0	46.38	4.19e-06 ***
Vegetáció	3	975.3	325.1	38.97	1.39e-07 ***
HónapxVeg.	3	286.7	95.6	11.45	0.000293 ***
Residuals	16	133.5	8.3		

Df: szabadságfok, Sum Sqs: négyzetösszeg, Mean Sqs: négyzet átlagok, Szignifikancia: *** $p < 0.001$ ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$, . $p < 0.1$.

Függelék, 5. táblázat. PERMANOVA eredmények a mikrorespirációs mérések alapján, amelyek “Bray-Curtis” távolságfüggvénnyel készültek a standardizált adatokból, (40. & 41. ábra) a) mintavételi időpont (június és szeptember, 2014), b) vegetáció típusa szerint: 1) vakszik (AL), 2) Mézpázsitos gye (AP), 3) ürmös szikespuszta (AA), 4) füves szikes puszt (AF).

	Df	SumSqs	MeanSqs	Pseudo-F	R ²	P
a)						
hónap	1	0,2241	0,2241	3,4720	0,136	0.036*
Residuals	22	1,4201	0,0645		0,864	
Total	23	1,6442			1	
b)						
vegetáció	3	0,9509	0,3170	9,1435	0,578	0.001*
Residuals	20	0,6933	0,0347		0,422	
Total	23	1,6442			1	

Df: szabadságfok, SumSqs: négyzetösszegek, MeanSqs: mean of squares, Pseudo-F: F érték permutáció után, a csillaggal statisztikailag szignifikáns különbséget mutat $P < 0,05$, P-érték becslése 999 permutáció alapján történt.

Függelék, 6. Táblázat. A standardizált mikrorespirációs adatok variancia-analízise a dbRDA redukált modell alapján 5 faktor figyelembevételével, permutációval.

		Type I test			Type III test		
	Szabadságfok	SumOfSqs	F	p	SumOfSqs	F	p
Model	5	0.2795	16.83	0.001			0.001
pH _{KCl}	1	0.1749	52.67	0.001	0.1155	34.78	0.001
NO ₃ ⁻ -N	1	0.0667	20.08	0.001	0.0458	13.79	0.001
Mn	1	0.0213	6.42	0.003	0.0126	3.78	0.030
sand%	1	0.0092	2.78	0.061	0.0091	2.74	0.047
AK	1	0.0073	2.20	0.092	0.0073	2.20	0.106
Residual	30	0.0996			0.0996		

Függelék 7. Táblázat. Mantel teszt, a mikrorespirációs adatok és a talajkémiai változók közötti korrelációk (r = Pearson korreláció)

Talaj változók	r	p	
pH_{H2O}	0,6811	<0,001	***
pH_{KCl}	0,654	<0,001	***
Na	0,4211	<0,001	***
EC	0,2887	0,004	**
SOC	0,7295	<0,001	***
TN	0,7542	<0,001	***
Mg	0,3477	0,0017	**
NH₄⁺-N	0,4882	<0,001	***
NO₃⁻-N	0,3729	0,0012	**
AP	0,5663	<0,001	***
AK	0,2788	0,0017	**
Cu	-0,06367	0,7827	
Mn	0,4128	0,002	**
Homok%	0,1644	0,0345	*
Vályog%	0,0841	0,1792	
Agyag%	0,1792	0,1698	
CaCO₃	0,5035	<0,001	***
Talajnedvesség	0,1323	0,054	.
Globál teszt	0,7445	<0,001	***

Függelék, 8. táblázat. SIMPER teszt, páronként összehasonlítva a vizsgált 4 terület felső talajrétegéből (0–10 cm) származó mintákat a szubsztrát-indukált respirációs ráták fontossági sorrendjében a párok elkülönítésében. A szubsztrátok sorrendje tükrözi a két terület közötti megkülönböztető képességüket, azok a szubsztrátok szerepelnek, amelyek kumulatív hozzájárulása eléri v. meghaladja a 60%-ot.

Kontraszt: AL_AP							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
GLC	0,0153	0,0082	1,868	1,103	1,824	0,145	0,041
TRE	0,0103	0,0073	1,406	0,871	1,355	0,242	0,04
FRU	0,0099	0,0039	2,549	1,158	1,625	0,337	0,18
ASA	0,0090	0,0043	2,096	2,409	1,985	0,422	0,979
ALA	0,0088	0,0020	4,389	1,642	1,229	0,505	0,848
XYL	0,0058	0,0040	1,446	0,928	1,197	0,560	0,865
LYS	0,0048	0,0030	1,612	1,071	0,844	0,606	0,944

Kontraszt: AL_AF							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
ASA	0,0242	0,0039	6,194	2,409	1,269	0,127	0,012
ALA	0,0182	0,0031	5,933	1,642	0,783	0,223	0,007
MAN	0,0139	0,0043	3,252	0,785	1,440	0,296	0,001
LYS	0,0129	0,0040	3,201	1,071	0,465	0,363	0,002
ARA	0,0125	0,0037	3,359	0,810	1,399	0,429	0,702
GLC	0,0115	0,0077	1,492	1,103	1,499	0,489	0,404
FRU	0,0115	0,0091	1,263	1,158	1,695	0,549	0,042
MAL	0,0103	0,0033	3,110	0,978	1,202	0,604	0,039

Kontraszt: AL_AA							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
ARA	0,0300	0,0013	22,629	0,810	2,201	0,150	0,001
ASA	0,0293	0,0020	14,385	2,409	1,051	0,297	0,001
ALA	0,0217	0,0008	28,369	1,642	0,638	0,405	0,001
GLC	0,0168	0,0047	3,550	1,103	1,882	0,489	0,023
LYS	0,0115	0,0027	4,242	1,071	0,538	0,547	0,009
XYL	0,0113	0,0018	6,372	0,928	1,452	0,603	0,016

Kontraszt: AP_AF							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
ASA	0,0151	0,0053	2,830	1,985	1,269	0,090	0,382
MAN	0,0117	0,0043	2,734	0,887	1,440	0,160	0,01
GLC	0,0110	0,0087	1,258	1,824	1,499	0,226	0,514
INO	0,0110	0,0019	5,735	0,567	1,086	0,291	0,001
MAL	0,0107	0,0041	2,646	0,910	1,202	0,355	0,017
ARA	0,0095	0,0042	2,251	0,948	1,399	0,412	0,91
ALA	0,0094	0,0036	2,625	1,229	0,783	0,469	0,744
TRE	0,0091	0,0063	1,438	1,355	1,058	0,523	0,154
DHB	0,0084	0,0031	2,722	0,848	0,452	0,573	0,003
FRU	0,0082	0,0049	1,667	1,625	1,695	0,622	0,5

Kontraszt: AP_AA							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
ARA	0,0270	0,0025	10,892	0,948	2,201	0,182	0,005
ASA	0,0201	0,0043	4,716	1,985	1,051	0,318	0,049
ALA	0,0127	0,0021	6,186	1,229	0,638	0,404	0,127
TRE	0,0083	0,0062	1,340	1,355	1,013	0,460	0,265
GLN	0,0067	0,0018	3,712	1,136	0,824	0,505	0,287
LYS	0,0066	0,0020	3,326	0,844	0,538	0,550	0,602
MAT	0,0063	0,0014	4,482	0,638	0,930	0,592	0,007
GLC	0,0060	0,0041	1,462	1,824	1,882	0,633	0,989

Kontraszt: AF_AA							
	average	sd	ratio	ava	avb	cumsum	p
ARA	0,0172	0,0040	4,351	1,399	2,201	0,125	0,175
MAL	0,0108	0,0039	2,772	1,202	0,929	0,203	0,016
GLC	0,0102	0,0088	1,163	1,499	1,882	0,277	0,693
SUC	0,0095	0,0062	1,542	1,294	0,851	0,346	0,014
ASN	0,0085	0,0038	2,243	1,360	0,966	0,408	0,007
FRU	0,0077	0,0051	1,500	1,695	1,641	0,464	0,556
GLN	0,0073	0,0061	1,186	1,163	0,824	0,517	0,175
DHB	0,0067	0,0019	3,589	0,452	0,766	0,566	0,047
CIT	0,0067	0,0019	3,569	0,892	0,580	0,614	0,02

◦ average = az adott szubsztrát átlagos hozzájárulása a két összehasonlítandó csoport megfigyelései közötti átlagos eltéréshez. Ennek az oszlopnak az összege a két csoport megfigyelései közötti átlagos eltérés.

◦ ratio = az átlag és a szórás (sd) aránya, alapvetően ez a variációs együttható (CV).

◦ cumsum = ennek és a listán szereplő összes előtte lévő szubsztrátnak az összesített hozzájárulása. Az átlag alapján, de az átlagos eltérés arányában kifejezve ennek az oszlopnak a maximális értéke 1, ha az összes szubsztrát hozzájárulását hozzáadjuk. p = szignifikancia szint.

Függelék, 9. táblázat. Indikátor faj analízis (ISA=indicator species analysis) a standardizált szubsztrát-indukált respirációk felhasználásával, feltüntetve, hogy a 23 szubsztrát közül melyik kötődik szignifikánsan egy, kettő vagy három terület csoporthoz az “a”-talajrétegben (0–10 cm)

Csoport	SIR asszociált	stat	p	
AL	INO	0,858	0,020	*
AP	ARA	0,901	0,018	*
AL+AP	MAT	0,874	0,004	**
AL+AP	MAN	0,846	0,007	**
AA+AF	ASA	0,926	0,003	**
AA+AF	ALA	0,900	0,002	**
AA+AF	LYS	0,869	0,004	**
AA+AF	GLA	0,699	0,062	.
AA+AF	ARG	0,682	0,084	.
AL+AA+AF	CIT	0,782	0,022	*
AL+AA+AF	ASN	0,711	0,064	.
AL+AA+AF	GLN	0,700	0,075	.
AP+AA+AF	DHB	0,832	0,016	*

Szignif. kódok: 0 ‘***’ 0,001 ‘**’ 0,01 ‘*’ 0,05 ‘,’ 0,1 ‘,’ 1

Függelék, 10. táblázat. Mantel-teszt korreláció a genusz-szintű ngs abundancia és egyedi vagy az összes talajkémiai és fizikai változói között (Apaj, 2016. október). (r = Pearson korrelációs együttható)

Talaj változó	r	p	
pH_{H_2O}	0,6532	<0,001	***
pH_{KCl}	0,8747	<0,001	***
Na	0,8371	<0,001	***
EC	0,7814	<0,001	***
SOC	0,3666	0,0016	**
Összes N	0,3804	0,001	**
Mg	0,5928	<0,001	***
Ammónium-N	0,303	0,002	**
Nitrát-N	0,1084	0,0843	.
AP	0,1665	0,0395	*
AK	0,1199	0,0592	.
Cu	0,4279	<0,001	***
Mn	0,0656	0,1588	
Homok%	0,04751	0,2127	
Iszap%	0,1187	0,0708	.
Agyag%	0,1587	0,0352	*
CaCO₃	0,3229	0,0042	**
Globál teszt	0,6812	<0,001	***

Függelék, 11. táblázat. A genusz-szintű ngs adatok variancia analízise a redukált dbRDA modell alapján 5 faktorral, permutációval (Apaj, 2016. október).

		Type I test			Type III test		
	Df	Sum of Sqs	F	p	Sum of Sqs	F	p
Model	5	2.0388	5.94	0.001			0.001
pH_{KCl}	1	1.2608	18.37	0.001	0.5646	8.23	0.001
NO_3^- -N	1	0.2676	3.90	0.007	0.1597	2.33	0.047
iszap%	1	0.1766	2.57	0.049	0.2245	3.27	0.014
Mn	1	0.1735	2.53	0.056	0.2303	3.36	0.016
CaCO ₃	1	0.1603	2.34	0.065	0.1603	2.34	0.057
Residual	12	0.8235			0.8235		

Az összes változót külön-külön elemzi egy szekvenciális (I. típusú) tesztben, a változókat egymás után adják hozzá (az elsőől az utolsóig). A III. típusú tesztek a marginális hatásokat elemzik, amikor az egyes változókat kizárják az összes többi változót tartalmazó modellből.