

Szent István Egyetem

Összefüggések a műtrágyázás, a potenciálisan toxikus
elemtartalom és az enzimaktivitás között magyarországi
talajokon

Szécsy Orsolya
Gödöllő
2016

A doktori iskola

megnevezése: Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága: Talajtan, agrokémia, környezeti kémia

vezetője: Csákiné Dr. Michéli Erika
egyetemi tanár
Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Témavezető: Dr. Heltai György
egyetemi tanár, az MTA doktora
Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Környezettudományi Intézet
Kémia Tanszék

Külső témavezető: Dr. Anton Attila (†)
tudományos főmunkatárs, a mezőgazdasági tudományok kandidátusa
Magyar Tudományos Akadémia
Agrártudományi Kutatóközpont
Talajtani és Agrokémiai Intézet

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

.....
A témavezető jóváhagyása

TARTALOMJEGYZÉK

1. JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE	5
2. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK.....	6
3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS	8
3.1. Talajvédelem	8
3.2. Műtrágyázás.....	10
3.2.1. A nitrogén, a foszfor és a kálium utánpótlásának jelentősége a mezőgazdaságban ...	10
3.2.2. Műtrágyázás Magyarországon	11
3.2.3. Műtrágyázás környezetvédelmi és talajtani vonatkozásai	13
3.3. Potenciálisan toxikus elemek a talajban	16
3.3.1. A talajba jutó potenciálisan toxikus elemek forrása	18
3.3.2. A potenciálisan toxikus elemek sorsa, viselkedése a talajban	19
3.3.3. A potenciálisan toxikus elemek környezeti kockázatának becslésére használt határértékek és kioldási módszerek	21
3.3.4. A dolgozatban vizsgált potenciálisan toxikus elemek	24
3.3.5. Műtrágyákban előforduló potenciálisan toxikus elemek	27
3.4. A mikrobák funkciói, mikrobiális indikáció, a mikrobák működését befolyásoló tényezők.....	29
3.4.1. Mikrobiális indikáció	31
3.4.2. Talajenzimek.....	32
3.4.3. A talajtulajdonságok és a potenciálisan toxikus elemek hatása a talajban élő mikroszervezetekre	34
3.4.4. Az alkalmazott talaj enzim aktivitás és mikrobiális biomassa mérési módszerek ...	38
3.4.4.1. Fluorszein-diacetát (FDA) enzimaktivitás	38
3.4.4.2. Szacharáz (invertáz) enzimaktivitás	39
3.4.4.3. Szubsztrát indukált respiráció (SIR)	39
4. ANYAG ÉS MÓDSZER	41
4.1. TDR projekt.....	41
4.2. Mintaterületek kiválasztása és jellemzése	41
4.3. Mintavétel.....	41
4.4. Vizsgálatok	42
4.4.1. Talajbiológiai vizsgálatok.....	42
4.5. Gazdálkodói adatgyűjtésből származó műtrágyázási adatok	44
4.6. Alkalmazott statisztika	44
5. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA.....	46

5.1.	Műtrágyázási adatok bemutatása	46
5.2.	Potenciálisan toxikus elemek koncentrációja a vizsgált talajmintákban	47
5.3.	Alap talajparaméterek bemutatása	48
5.4.	Enzimaktivitás- és biomassa vizsgálatok eredményei	50
6.	EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE	52
6.1.	Összefüggések vizsgálata a hazai műtrágya-felhasználás és a szántóföldi talajok potenciálisan toxikus elemtartalma között	53
6.2.	A vizsgált hazai szántóföldi talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és alap tulajdonságai közötti összefüggések értékelése.....	58
6.3.	A mikrobiális mutatókkal végzett összefüggésvizsgálatok eredményei	62
6.3.1.	A vizsgált hazai szántóföldi talajok mikrobiális aktivitása és alap tulajdonságai közötti összefüggések értékelése	62
6.3.2.	Összefüggések vizsgálata a hazai szántóföldi művelés alatt álló talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és mikrobiális aktivitása között.....	64
6.4.	Új tudományos eredmények	67
7.	KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	68
8.	ÖSSZEFOGLALÁS	70
9.	SUMMARY	73
10.	MELLÉKLETEK	76
M1	Irodalomjegyzék	76
M2	A potenciálisan toxikus elemek „összes” koncentrációja a vizsgált talajmintákban.....	89
M3	Alap talajparaméterek és a vizsgált mikrobiológiai paraméterek.....	94
M4	Műtrágya felhasználás a vizsgált területeken, három gazdálkodási évben.	99
M5	Termesztett növények 2010/2011-ben.....	104
M6	Korrelációtáblázat.....	107
M7	PTE hisztogramok	108
M8	ICP-OES kimutatási határértékek.....	111
M9	Shapiro-Wilk W teszt eredménye a potenciálisan toxikus elemekre	111
M10	Kruskal-Wallis tesztek eredményei a potenciálisan toxikus elemekre és a mikrobiológiai paraméterekre, műtrágya-dózis csoportok, ill. fizikai féleség szerinti csoportosításban.....	111
M10	Mann-Whitney teszt eredménye: potenciálisan toxikus elemek a műtrágyázatlan és a műtrágyázott területek közötti összehasonlításban.....	118
M11	A potenciálisan toxikus elemek koncentrációja és a mikrobiológiai mutatók közti összefüggések, a fizikai féleség szerint kategorizált talajmintákban.	119
11.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	123

1. JELÖLÉSEK, RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

FDA: fluoreszcein-diacetát

H%: humusztartalom, m/m %

ICP-OES: induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométer

K_A : Arany-féle kötöttségi szám

PCA: Principal Component Analysis; főkomponens analízis

rpm: revolution per minute; fordulat/perc

RPR: reprezentatív parcella részlet

SIR: szubsztrát-indukált respiráció

SOM: soil organic matter; talaj szerves anyag

TDR: Terradegra

A humusztartalom, vízdoldható összesség tartalom és a CaCO_3 tartalom esetén a %-ok minden esetben m/m %-ot jelölnek.

2. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

A talajban található mikroelemek a növények és a talajbióta számára egyaránt jelenthetnek mikrotápellmet és szennyezőanyagot is (Kabata-Pendias, 2004), azaz ugyanaz az elem lehet bár hasznos, ill. esszenciális is, nagy koncentrációban mégis toxikus hatású (Simon, 1999). A fémek (és átmenetifémek) közül némelyik teljes mértékben nélkülözhető a növények, állatok és emberek számára egyaránt (pl. Cd, Pb és Hg), azonban számos közülük esszenciális elem (pl. Co, Cu, Zn). A fémek élő szervezetekre gyakorolt toxikus hatását nem csak a talaj fizikai és kémiai tulajdonságai határozzák meg, hanem az érintett szervezet élettanára jellemző anyagfelvételi mechanizmusok is (Peijnenburg et al., 2007).

A mezőgazdasági talajokba kerülő fémek elsődleges forrásai a szennyvíziszapok, szennyvíziszap-komposztok, a települési szilárd hulladékokból készült komposztok, de ezek mellett szennyező forrásnak számítanak a műtrágyák is (Carbonell et al., 2011). Az ásványi műtrágyák nyomelemeket biztosítanak a természetett növények számára, gyártásuk során azonban gyakran – gazdasági okokból – nem tisztítják azokat megfelelően, ezért különböző szennyeződések, többek között nehézfémeket is tartalmazhatnak. Túlzott dózisú és ismétlődő műtrágya-használattal növekedhet a talajok összes nehézfém-tartalma (Gimeno-Garcia et al., 1996). A mezőgazdaságból eredő környezetterhelés veszélyességét fokozza, hogy a műtrágyázás által okozott szennyezés diffúz, azaz nagy kiterjedésű területeket érint.

A talajlakó mikrobák alapvető szerepet játszanak a biogeokémiai körforgásban, az agro-ökoszisztémák fenntartásában, a talajok egészségének, minőségének és a növények növekedésének támogatásában (Arias et al., 2005; Brussaard et al., 2007). A legtöbb talajfolyamatot irányítják, ilyen például a tápanyagok hozzáférhetővé tétele és visszatartása, a szerves anyagok lebontása, a talajaggregátumok stabilizása (Coleman et al., 2004; Gans et al., 2005), továbbá hatással vannak a magasabb rendű talaj faunára, flórára és az emberekre is (Verstraete és Mertens, 2004).

A talaj mikrobiótájának aktivitását és diverzitását a talajkörnyezetben bekövetkező változások közvetlenül befolyásolják. A talaj számos tulajdonsága, többek között nedvességtartalma, pH-ja, talajtípusa, valamint a talajon élő növények diverzitása és azok faji összetétele mind bizonyítottan hatással van a talaj mikrobiológiai közösségeinek összetételére. Az emberi tevékenységek közül a mezőgazdasági gyakorlat az egyik legfontosabb tényező, ami jelentős változásokat okoz a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaiban és folyamataiban egyaránt (Jangid et al., 2008). A mikroorganizmusok a talajban zajló folyamatok fontos résztvevői, a változásokra hamar reagálnak, és gyorsan alkalmazkodnak a környezeti feltételekhez. Nagy felület/térfogat arányuk miatt sokkal szorosabb kapcsolatban állnak környezetükkel, mint a magasabb rendű élőlények. A mikrobiális populációkban és aktivitásukban bekövetkező változások, gyakran megelőzve a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaiban kimutatható eltéréseket, a talajállapot korai figyelmeztető jelei lehetnek (Dick, 1994; Pankhurst és Lynch, 1995).

Egyes nehézfémek kis mennyiségben serkentik a mikroorganizmusok szaporodását, mivel strukturális és funkcionális komponensei számos enzimnek és egyéb biológiailag aktív vegyületnek. Nagyobb mennyiségben viszont erősen káros hatással vannak a talaj természetes szabályozó rendszereire: befolyásolják a mikrobapopulációk átrendeződését és eloszlását, kedveznek a mikroorganizmusok toleráns formáinak (Stephen et al., 1999; Kabata-Pendias és Pendias, 2001), és csökken a mikrobiális biomassza mennyisége (Brookes et al., 1986).

A talaj mikrobiális állapotát a mikroorganizmusok mennyiségével, diverzitásával és aktivitásával tudjuk jellemezni (Szili-Kovács és Takács, 2008). A legtöbb tanulmány a nehézfémek és a talajmikrobióta kapcsolatában laboratóriumi kísérletek között zajlott (Szili-Kovács et al., 2006), míg sokan ipari szennyezések helyszínein tanulmányozták a nehézfémek talajmikrobiótára gyakorolt hatását (Ellis et al., 2002; Li et al., 2009). A szabadföldi vizsgálatokat és a reprezentatív mintavételt nehezíti a nagyfokú térbeli heterogenitás is (Vályi et al., 2013).

A dolgozat a TDR projekt (Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) keretén belül valósult meg. A projekt

elsődleges célja az EU talajvédelmi stratégiájában meghatározott irányelvek végrehajtásának elősegítése érdekében „a mezőgazdasági eredetű környezeti terhelésre, valamint a talajok környezeti állapotára vonatkozó talajvédelmi adatszolgáltatásokhoz szükséges talajtani adatok előállítására és az informatikai háttér biztosítása” volt. Terhelési adatgyűjtés, talajállapot felmérés és adathiány-pótlás valamint indikációs módszertani fejlesztés történt Magyarországon teljes területére vonatkozóan. A mezőgazdasági típusüzemek reprezentatív módon kerültek kiválasztásra. Az adatgyűjtés célja „a mezőgazdálkodási tevékenységből adódó környezeti terhelés nyomon követése a gazdálkodók által vezetett Gazdálkodási Naplók adatai alapján, valamint a környezeti terhelés minősítése a főbb talaj degradációs folyamatokat jellemző terhelési indikátorok meghatározásával” (Szabó, 2011). A projekten belül a dolgozat elkészítéséhez a saját munkám az adatok gyűjtése, elemzése és értékelése, valamint az enzimaktivitás mérések elvégzése volt.

Célkitűzésem vizsgálni, hogy volt-e Magyarországon a műtrágya-használatból származó, kimutatható nehézfém-terhelés a célterületeken, tehát a különböző gazdálkodási gyakorlatok, jelen esetben a műtrágya-használat, és a talajok potenciálisan toxikus elemkoncentrációja között van-e kimutatható kapcsolat. Ezek alapján vizsgáltuk a Gazdálkodási Naplóból ismert, kijuttatott műtrágyák mennyisége és a talajminták nehézfém-tartalma közti összefüggéseket. Az alap talajparaméterek meghatározóak a fémek talajbeli viselkedése, valamint a mikrobiális folyamatok szempontjából, ezért az ezekkel megfigyelhető összefüggéseket is vizsgáltuk (pH, CaCO₃, só, K_A, H%). Az aktuális talajállapot jellemzésére és a potenciálisan toxikus elemek hatásainak vizsgálatára mikrobiális aktivitás méréseket (fluoreszcein-diacetát és szacharáz enzimaktivitás, szubsztrát-indukált respiráció) végeztünk. Az országos felmérés, amin a munka alapul, reprezentatív mintavételt tartalmaz mind a talajtípus, mind a mezőgazdasági intenzitás szempontjából.

Fontos kiemelni, hogy a fenti kérdésekre nem beállított labor- vagy szabadföldi kísérletek alapján kerestünk választ. Az eredményeket is ehhez mérten kell értelmezni, ugyanis a konkrét összefüggéseket sokkal nehezebb ilyen viszonyok között igazolni, mint kontrollált körülmények között.

A fent leírt TDR projekt keretein belül tehát a következő kérdésekre kerestem választ:

1. Mekkora a vizsgált szántóföldi talajok potenciális toxikus elemtartalma a hazai műtrágya-felhasználás mellett? Előfordult-e valamelyik vizsgálati parcellán olyan mértékű potenciálisan toxikus elem feloldulás – feltételezhetően a műtrágyázásból eredően – aminek következtében statisztikai összefüggést lehet kimutatni a kijuttatott műtrágyák mennyisége és a talajok „összes” potenciálisan toxikus elem koncentrációja között?
2. Mely vizsgált talajparaméterek határozzák meg leginkább a vizsgált talajokban a potenciálisan toxikus elemek koncentrációját?
3. Valós veszélyt jelent-e a hazai szántóföldi művelés alatt álló talajok potenciálisan toxikus elemtartalma a talajok mikrobiális aktivitására, a vizsgált három mikrobiális paraméter eredményei alapján? A vizsgált alap talajparaméterek közül melyek mutatják a legszorosabb összefüggést ezekkel a mikrobiológiai változókkal?

3. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

3.1. Talajvédelem

A talajt, annak ökológiai és emberi tevékenységekhez kötődő hasznosítása, az egyik legfontosabb környezeti elem rangjára emeli. Magyarország jelentős része (57%-a) mezőgazdasági terület, így a mezőgazdaság környezetre gyakorolt hatásvizsgálata és értékelése fontos feladat. A mezőgazdaság egyfelől létrehozza és fenntartja az értékes, félig természetes élőhelyek sokaságát, másrésztől a nem megfelelő növénytermesztési és talajművelési módszerek alkalmazásával degradálódhat a talaj, szennyeződhetnek a felszíni és felszín alatti vizek, a levegő, valamint az élőhelyek feldarabolódása miatt káros hatással lehet a biodiverzitásra is (KSH, 2014).

Talajdegradáció bekövetkezhet mind természetes jelenségek, mind pedig az erőforrások nem megfelelő hasznosításának hatására. Az olyan folyamatok, mint a szél- és vízerózió, a tápanyag kimosódás, a pangó víz, a sivatagosodás, és a tömörödés a talaj fizikai állapotának degradációját okozzák. Emellett például a savanyodás, a szervesanyag-csökkenés, a szikesedés, a kilúgzás általi tápanyagvesztés, illetve a toxikus anyagok felhalmozódása kémiai degradációs folyamatok közé tartoznak (Mirsal, 2008).

A mezőgazdasági tevékenységekből eredő környezetterhelés bonyolult problémát jelent, ugyanis jellemző rá, hogy diffúz, nagy kiterjedésű területeket érint, nehezen ellenőrizhető, és egyszerre gyakorol hatást az egész bioszférára: a levegőre, a talajra, az élővizekre, élő szervezetekre és a táplálékláncon keresztül az emberre is (Kádár, 1992).

A talajban előforduló szennyező anyagok csoportosítását célszerű kémiai összetételük alapján szerves és szervetlen vegyületekre osztani. Filep (2005) nyomán a szervetlen szennyezők közé tartoznak a toxikus nehézfémek (Pb, Hg, Cd, Cr) és a műtrágyák, míg a szervesek közé a peszticidek és a nem peszticid jellegű szerves szennyezők.

Az elmúlt 30-40 évben Nyugat-Európában a növénytermesztés és az állattenyésztés jelentős intenzifikáción ment át, aminek következtében a tájszerkezet, valamint a megfelelő egyensúlyban lévő agro-ökoszisztémák is jelentősen megváltoztak. E változásokkal párhuzamosan komoly környezetterhelés és a mezőgazdasági termékek szennyezése is bekövetkezett, ami már a fogyasztókat is veszélyeztetheti. Mindezek következtében az EU kénytelen volt olyan élelmiszerpolitikára áttérni, ami biztosítja az emberi egészség megőrzését és védi a fogyasztókat. 2000 januárjában kiadta a „Fehér Könyv az élelmiszerbiztonságról” c. dokumentumot (COM (1999) 719), ami az Unió élelmiszerbiztonsági alapjait tartalmazza. A jelenlegi – termőföldtől az asztalig – megközelítés elsősorban a gazdákat célozza meg, hiszen az élelmiszerláncban övük az elsődleges felelősség az élelmiszerek biztonsága terén (Dach és Starman, 2005).

A WHO 2000-ben újból megerősítette azt a korábbi állítását, miszerint a világon a legtöbb megbetegedést a szennyezett élelmiszerek fogyasztása okozza. Magyarországon ma az elfogyasztott élelmiszer mintegy évi hárommillió ember megbetegedéséért felelős (NEBIH, 2013). Az élelmiszerekben előforduló szennyezőanyagok legmagasabb határértékét az 1881/2006/EK bizottsági rendeletben határozták meg. A rendelet a nehézfémek közül az ólom, a higany, a kadmium, a szervetlen ón és az arzén koncentrációjára vonatkozóan tartalmaz határértékeket. Azok az élelmiszerek, amikben a szennyezőanyagok mennyisége meghaladja ezt a határértéket, semmilyen formában nem hozhatók forgalomba.

A legjellemzőbben előforduló nehézfémek az élelmiszerben az arzén (gabona-alapú termékek, rizs, tej és tejtermékek, ivóvíz), a kadmium (gabonafélék, zöldségek, olajos magvak, hüvelyesek), az ólom (gabonafélék, zöldségek közül elsősorban a burgonya és a leveles zöldségek, csapvíz), a higany (halak és egyéb tengeri élelmiszer, alkoholmentes üdítők), és az ón (csomagolóanyagok) (European Commission, 2016). A kadmiumnál különösen fontos kiemelni, hogy a kadmiumfelvétel elsődleges forrása a (nemdohányzó) embereknél az élelmiszer (1881/2006/EK rendelet).

Magyarországon a 2012-ben létrejött Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal foglalkozik az élelmiszerbiztonság kérdésével. Az utóbbi években a szennyezett élelmiszerek

miatt kirobbant botrányokért legtöbbször gombatoxinok és növényvédőszer-maradékok voltak felelősek. A teljesség igénye nélkül néhány élelmiszerbotrány az utóbbi évekből (NÉBIH, 2016): rákkeltő növényvédőszer-hatóanyag (kaptán) szlovák bébiételben (2010), mikotoxinnal szennyezett kávé (2015), dioxinnal és/vagy pentaklórfenollal szennyezett adalékanyag (guargumi) (2007), aflatoxin a takarmánykukoricában és a tehéntejben (2012), fuzárium-szennyezett gabona (2009), mikotoxinnal szennyezett fűszerpaprika (2004).

A fenntartható mezőgazdaság feladata, hogy úgy biztosítsa a kiváló minőségű élelmiszerek előállítását, hogy közben az általa okozott szennyezés ne haladja meg a szennyezettségi küszöbértékeket, és hogy az alkalmazott művelési technológiák ne károsítsák a környezetet (COM (1999) 719).

Az Európai Bizottság 2002-ben kiadott közleményében (COM (2002) 179) megállapította a talaj funkcióit veszélyeztető nyolc legfontosabb tényezőt. Az ebben felsorolt hét védendő funkció a következő:

- biomassza produkció,
- tápanyagok és víz tárolása, szűrése és átalakítása,
- biodiverzitás közege (élőhelyek, fajok, gének),
- kulturális környezet az emberek és emberi tevékenységek számára,
- nyersanyagok forrása,
- szénraktár, valamint
- a geológiai és archeológiai örökség őrzője.

A Bizottság talajvédelemről szóló tematikus stratégiája szerint (COM (2006) 231) a talaj széles körű funkcióit nem csupán azok környezeti, hanem társadalmi-gazdasági jelentőségük miatt is szükséges védeni és fenntartható módon kell használni. A stratégia előírja a talaj védelmének és fenntartható használatának biztosítását, a további talajromlás megelőzését, a talaj funkcióinak és a leromlott talaj minőségének helyreállításával.

A talaj „Magyarország legfontosabb feltételelesen megújuló (megújítható) természeti erőforrása. Ésszerű és fenntartható használata, védelme, állagának megőrzése és sokoldalú funkcióképességének fenntartása az élet alapvető minőségének (...) biztosítása céljából olyan ösztársadalmi érdek, ami nemcsak a földtulajdonos és földhasználó, hanem az állam és az egész társadalom részéről megkülönböztetett figyelmet érdemel, átgondolt és összehangolt intézkedéseket tesz szükségessé” (Várallyay, 2010). A talaj funkcióit Michéli és társai (2011) két csoportba sorolja: ezek az ökológiai és az emberi tevékenységhez kötődő funkciók. Az ökológiai funkciók közé tartozik a talaj termékenység, a szabályozó funkciók és az élőhely-szerep, míg az emberi tevékenységhez kötődő funkciói, hogy közegként és anyagként szolgál az építmények és a közlekedés számára, valamint, hogy megőrzi a geológiai, földtörténeti és történeti korok emlékeit.

Jelenleg Magyarországon a 2007. évi CXXIX. törvény rendelkezik a termőföld védelméről (a 2013. évi CLXIX. törvény néhány pontban módosította a 2007-es verziót). A törvény a termőföldek hasznosítására, a földvédelemre, a földminősítésre és a talajvédelemre vonatkozó rendelkezéseket tartalmazza. A talajvédelemről szóló fejezetben a földhasználó feladatait részletezi, ilyenek a talajvédő termőföldhasználat erózióval veszélyeztetett területeken, savanyú vagy savanyodásra hajlamos talajokon és szikes talajokon, a talaj szervesanyag-tartalmának megőrzése, a belvíz kialakulásának megelőzése, a környezetkímélő tápanyag-gazdálkodás, valamint a talajok megóvása a minőségét rontó talajidegen anyagoktól. Rendelkezik a talajvédelmi járulékról és a talajvédelmi bírságról. A törvény meghatározza továbbá a talajvédelmi hatóság feladatait, köztük a TIM (Talajvédelmi Információs és Monitoring) rendszer működtetését is.

A TIM rendszert 1991-ben dolgozta ki az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, a földművelésügyért felelős minisztérium és a talajvédelmi hatóság szakembereiből álló bizottság azzal a céllal, hogy a megfelelő szabályozás érdekében regisztrálásra kerüljenek az ország talajkészleteinek minőségében bekövetkező változások. Ennek érdekében mérő, megfigyelő, ellenőrző és információs rendszert működtet, továbbá talajtérképek és egyéb információs adatbázisok nyilvántartását is végzi.

A felvételezésbe eddig 1237 szelvényt vontak be, amelyek kisebb természetföldrajzi egységek reprezentatív területein helyezkednek el. Ezeket három csoportba osztották: a törzshálózatot a mezőgazdasági területeken kijelölt információs pontok (865 db) képezik és kijelölésre került 183 db erdészeti pont, valamint 189 db speciális pont, ezek természetvédelmi oltalom alatt álló területeken, ivóvíz bázisokon, vagy roncsolt, sérült, szennyezett, degradált állapotú területeken található.

Az eredmények első összefoglaló kiadványa 2006-ban jelent meg (Juhász, 2006; Várallyay et al., 2009). Ebben főleg a kezdő év (1992) adatai alapján készített eredmények, térképek szerepelnek, valamint némely paraméter esetében összefoglalót is találhatunk benne az 1993–2006-ig bekövetkezett változásokról (pl. humusztartalomban és Al-P₂O₅, valamint Al-K₂O koncentrációjában bekövetkezett változások). A TIM eredményeit számos tanulmányban, cikkben, disszertációban is felhasználták, valamint a 33/2000. (III. 17.) korm. rendelet a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról és az azóta hatályát veszített, 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről elkészítéséhez is felhasználták az eredményeket.

Berényi Üveges és Marth (2010) beszámolója szerint a TIM felvételezései során kevés ponton mértek a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben meghatározott határértéket meghaladó koncentrációban nehézfémeket. Az általuk közölt értékelés adatai a 2004-es felvételezésből származnak. Leírásuk szerint a határértéket meghaladó koncentrációk többnyire geológiai eredetűek lehetnek (hegyvidékek), azonban az ártéri területeken megfigyelt szennyezések utalhatnak emberi tevékenységre is.

3.2. Mútrágyázás

3.2.1. A nitrogén, a foszfor és a kálium utánpótlásának jelentősége a mezőgazdaságban

A növényi tápelemek legfontosabb csoportját a nitrogén, a foszfor és a kálium képezi. Ezek mellett a növények számára nélkülözhetetlenek a Ca, Mg, és S, valamint a Fe, Zn, Cu, Mn, B és Mo is (Schmidt, 2001).

Nitrogén: az egyik legfontosabb elem, ami a növényekben az aminosavak, proteinek és egyéb szerves nitrogénvegyületek felépítéséhez szükséges. A növényben a nitrogéntartalmú és a nem-nitrogéntartalmú vegyületek (pl. cukrok, cellulóz) mennyisége között egyensúlynak kell lennie, ellenkező esetben, ha túl kevés nitrogénhez jut a növény, a fehérjék és egyéb nitrogéntartalmú vegyületek képződése lelassul, nitrogénhiány esetén jellemző tünet a száron és leveleken egyaránt megfigyelhető ún. merevtartás. A nitrogénhiány emellett szénhidrát-többlet eredményez a növény anyagcseréjében és csökken a klorofillszintézis. A növények nem érik el a normális nagyságot, növekedésük leállhat. Ha azonban túl sok a nitrogén-utánpótlás, a levelek sötétzöldek lesznek, a szárok megpuhulnak, a gabonanövények dőlésre hajlamossá válnak. A nitrogént a növények elsősorban NH₄⁺ és NO₃⁻ formában tudják felvenni (Schmidt 2001, Jolánkai, 2004).

Foszfor: számos, a növények sejtjeiben végbemenő enzimkatalizált reakciókban vesz részt foszforsav formájában. A növényi sejtek alapvető építőeleme, számos sejttes folyamatban játszik alapvető szerepet. Ilyenek többek között a fotoszintézis, a respiráció, az energiatárolás és -szállítás, a sejtosztódás és a sejtnövekedés. A korai gyökérvégződéshez, valamint a gabonanövények minőségének javításához és a magképzéshez is megfelelő mennyiségű foszforra van szükség. Növények általi felvétel H₂PO₄⁻ és HPO₄²⁻ formában történik. Globálisan a mezőgazdaság a legnagyobb foszfor-felhasználó, a teljes szükséglet mintegy 90%-át használja fel (Jolánkai, 2004; Gupta et al., 2014).

Kálium: a nitrogénnel és a foszforral ellentétben nem építő eleme a sejtnek. A levél cukor- és fehérjéképzésében játszik fontos szerepet. Így a levelek méretének megnövelésével,

élettartamuk meghosszabbításával segíti a növényt a nitrogén felvételében és hasznosításában, valamint több szénhidrát termelésére készíti. A levelek légzőnyílásainak és a sejtek vízviszonyainak szabályozásával részt vesz a nedvességtranszportban is, hiányában csökken a növények vízszállító képessége. Az enzimek aktiválásához is hozzájárul, valamint elősegíti a foszfátok, elsősorban az ATP képződését. A növények K^+ állapotban tudják felvenni (Jolánkai, 2004; Szakál és Schmidt, 2007).

3.2.2. Mútrágyázás Magyarországon

A földhasználati kategóriák közül ma Magyarországon a mezőgazdasági terület a legnagyobb kiterjedésű, ami 2012-ben összesen 5338 ezer hektár volt, azaz az ország területének 57%-a. E területek nagysága azonban a mezőgazdasági területből történő végleges kivonások miatt folyamatosan csökken. A mezőgazdasági területeknek mintegy 45%-át teszik ki szántók (KSH, 2014).

A műtrágya-felhasználás Magyarországon az 50-es évek közepétől a 70-es évek közepéig folyamatosan növekedett, ekkorra mintegy évi 1,5 millió tonnás összes (N, P, K) hatóanyag mennyiséget ért el, ami a 80-as évek végéig tartotta magát. A 70-es, 80-as években zajlott iparszerű termelés a következő problémákat okozta (Kádár, 1992):

- a hatalmas táblákon folytatott monokultúrás termesztés óriási gép-, vegyszer- és energiaigénnyel működött;
- az öntözött területeken megindult, illetve fokozódott a szikesedés, láposodás, és a tápanyagok kimosódása;
- a táblákon a hónapokon át fedetlenül hagyott talajokon felgyorsult az erózió;
- a korábbiaknál mind ellenállóbb gyomflóra alakult ki, ezzel párhuzamosan a monokultúrák betegségérzékenysége is növekedett, és csökkent a biodiverzitás.

A 90-es évek politikai fordulatával, a világgiazi műtrágya-árak bevezetésével a hazai műtrágya-felhasználás hirtelen felére-harmadára, a P és K esetében még kevesebbre, körülbelül a 2. világháború előtti szintre csökkent le, majd a 2000-es évektől kezdve elmozdult a mélypontról (Csathó, 2004).

2000-től 2007-ig folyamatosan nőtt az értékesített műtrágyák mennyisége, ekkor két évre jelentősen lecsökkent, majd a 2008-as, 61%-os áremelkedést követően 2009-től fokozatosan, de lassan ismét emelkedik ez az érték. 2009 és 2014 között 47%-kal nőtt az egy hektárra jutó műtrágya-hatóanyag mennyisége. 2012-ben Magyarországon 2,9 millió hektárnyi területen, a szántóterületeknek 67%-án használtak műtrágyát. Az egy hektárra jutó értékesített műtrágyák mennyiségét (kg) 2000-től 2015-ig az 1. táblázat tartalmazza. Továbbra is jellemző, hogy elsősorban a N-műtrágyák felhasználása a jelentős, az összes hatóanyag-tartalmat tekintve 2012-ben a N aránya 71% volt (AKI, 2013; KSH, 2012, KSH, 2015).

1. táblázat. Egy hektár mezőgazdasági területre jutó műtrágya-értékesítés Magyarországon (AKI, 2013; AKI, 2015; KSH, 2016)

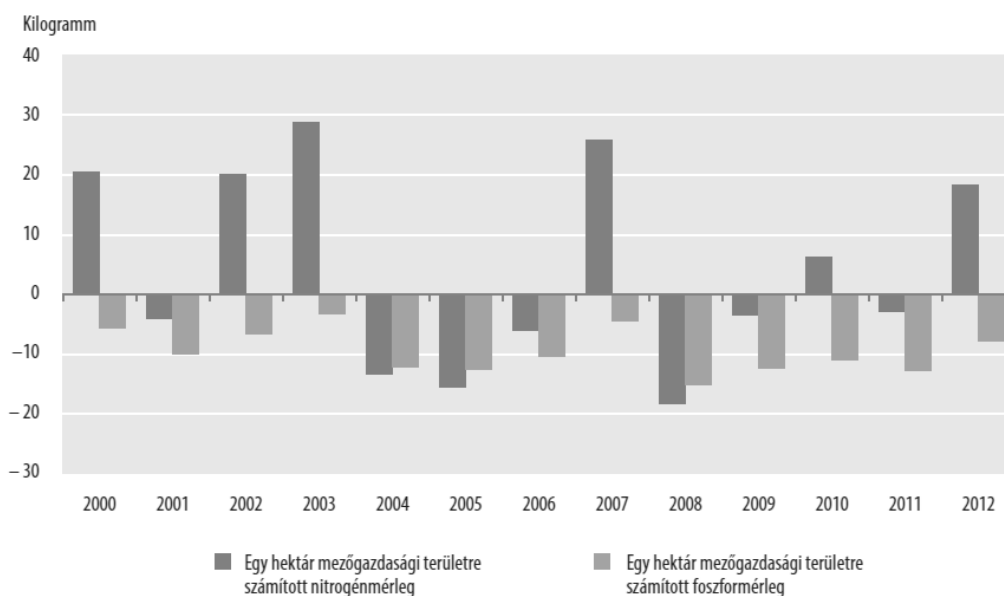
Év	Mútrágya-értékesítés, kg/ha mezőgazdasági terület			
	Nitrogén	Foszfor	Kálium	Összesen
2008	51	11	13	74
2009	48	8	8	64
2010	53	9	11	72
2011	57	10	11	77
2012	59	11	12	82
2013	64	14	13	92
2014	61	15	15	91
2015	n.a.	n.a.	n.a.	97

A 2. táblázat általános képet ad a Magyarországon műtrágyázott területek kiterjedéséről, a felhasznált összes műtrágya-mennyiségekről, valamint a hektáronként kijuttatott hatóanyag-dózisokról.

2. táblázat. Gazdasági szervezetek műtrágya-felhasználása szántóterületeken, Magyarországon (AKI, 2013; AKI, 2015)

Év		Műtrágyázott alapterület, ezer ha	Felhasznált összes műtrágya-mennyiség hatóanyagban, ezer tonna	Műtrágyázott területekre jutó mennyiség, kg/ha
2008	naptári év	1637,4	242,8	148,3
2009		1591,8	208,8	131,2
2010		1516,8	204,2	134,6
2011	gazdálkodási év	1479,8	218,4	147,6
2012		1522,1	236,1	155,1
2013		1506,6	237,7	157,8
2014		1488,0	244,5	164,3

A KSH (2014) által számított tápelem-mérlegekből képet kaphatunk a talaj tápelem-ellátottságának változásáról. A nitrogénmérleg pozitív összetevői közé figyelembe vették a műtrágyával és szerves trágyával bevitt dózisokat, a nitrogénkötést, a nitrogén nedves ülepedését, valamint a vetőmagokkal bejuttatott N mennyiségét, míg a negatív összetevőkhöz sorolták a betakarított növényekkel, a takarmánynövényekkel és a melléktermékekkel kivitt mennyiségeket. A foszfor esetében a mérleg pozitív oldalát adta műtrágyával, szerves trágyával és vetőmagokkal kijuttatott mennyiség, negatív oldalát pedig ugyanazok az összetevők, mint a N esetében. Az elkészített N- és P-tápelem-mérlegeken (1. ábra) jól látszik, hogy míg a kijuttatott N mennyisége némely években meghaladta a területekről eltávozott N mennyiségét, addig a P tápelemmérlege folyamatosan negatív tendenciát mutat. A mérlegek elkészítéséhez használt adatok szerint a N-mérleg egyenlege elsősorban a területről elvitt termés mennyisége miatt ingadozott, a kijuttatott mennyiség többnyire állandó volt 2000 és 2012 között. Ez utóbbi érvényes a foszforra is, azonban az állandó negatív mérleg akár már a termelés fenntarthatóságát is veszélyeztetheti.



1. ábra. 1 hektár mezőgazdasági területre számított tápanyagmérleg (KSH, 2014).

3.2.3. Műtrágyázás környezetvédelmi és talajtani vonatkozásai

A konvencionális gazdálkodás fenntarthatósága agrokemikáliák jelentős mértékű felhasználásán alapul (López Carnelo et al., 1997), amelyek közül meghatározóak a különböző műtrágyák. A 36/2006-os (V. 18.) FVM rendelet szerint a műtrágya „a növények tápanyagellátását szolgáló, iparilag, kémiai úton előállított termésközelítő anyag”.

A műtrágyák alkalmazásával okozott környezetterhelésnek csak az egyik oldala a túlzott dózis, vagy a nem megfelelő használat. Ezek az anyagok ugyanis a hatóanyagon kívül jelentős mennyiségben tartalmaznak víví- és egyéb szennyező anyagokat. A N- és a P-műtrágyáknak egyaránt csupán mintegy 20–45% a hatóanyagtartalma (N ill. P_2O_5), a K-műtrágyák K_2O -tartalma némileg magasabb (40–60%), de többnyire közel ugyanennyi klórt is tartalmaznak (Kádár, 1992). A szuperfoszfát például 18–20%-os P_2O_5 -tartalmán kívül kb. 40% szulfátot is tartalmaz, illetve a 40%-os kálisóban 10% Na és 45% Cl is megtalálható (Szabó, 1999).

A műtrágyáknak nem csak a felhasználása, hanem már a gyártása is okozhat környezetvédelmi problémákat. A N műtrágyák gyártásakor nagy mennyiségben keletkeznek üvegházhatású gázok is, amelyek a légkört közvetlenül szennyezik (KSH, 2014). Egy Vajcsisz és társai (1988) által vizsgált N-műtrágyagyár környezetében a talajban, az avarban és a tőzegmohában is megemelkedett egyes nehézfémek (pl. Mn, Sr, Ni, Cr, Ba) koncentrációja, és az üzem közelében több száz hektáros erdőterületek pusztultak ki a megfigyelt 18 év alatt.

Aoun és társai (2010) egy, a Földközi-tenger keleti partján elhelyezkedő foszfát-műtrágyagyár közelében vizsgálta a Cu, Zn, Pb, Cr, Ni és Mn koncentrációját a talajokban. A vizsgált elemek koncentrációja az ipari létesítménytől távolodva csökkent. A gyárhoz legközelebbi vizsgált területen a Zn koncentrációja 10-szer, az Pb-é 15-ször, a Cu-é 32-szer, a Cr-é pedig 100-szor haladta meg a referencia talaj elemkoncentrációját. Fő szennyezőforrásként a szerzők az alapanyagok szállítását és tárolását, valamint a gyártási melléktermékként keletkező foszfogipsz hulladék kibocsátását jelölik meg.

A műtrágyák gyártásához nem létezik standardizált protokoll vagy lista arra nézve, hogy mik lehetnek az elfogadott alapanyagok. Gyakorlatilag bármilyen anyag, ami tartalmaz növényi tápanyagot, használható műtrágyaként. Ezért az ezekben az anyagokban előforduló káros összetevőkre, és azok mennyiségére jellemző, hogy a felhasznált alapanyagtól függően származási hely és összetevő-specifikus, továbbá időszakosan változó (Jiao et al., 2012).

Magyarországon jelenleg a 36/2006-os (V. 18.) FVM rendelet szabályozza a termésközelítő anyagok, köztük a műtrágyák engedélyezését, tárolását, forgalmazását és felhasználását. A rendelet meghatározza, hogy ezeket az anyagokat csak akkor lehet forgalomba hozni és felhasználni, ha „vizsgálatokkal, kísérletekkel alátámasztott kedvező hatást fejtenek ki a talajra vagy a termesztett növényre, előírászerű és szakszerű alkalmazás során nem okoznak kedvezőtlen mellékhatást a növényre, a talajra, az ember és az állat egészségére, és nem jelentenek megengedhetetlen veszélyt a környezetre és a természetre”. A műtrágyákat továbbá „csak olyan módon és mennyiségben lehet felhasználni, hogy a talajok külön jogszabály szerinti kockázatos anyagtartalma ne haladja meg tartós használat esetén sem” a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben szereplő „B” szennyezettségi határértéket, valamint „a felszín alatti vizek állapota a termésközelítő anyagok felhasználása következtében ne romoljon.”

A rendeletben szereplő, az engedély iránti kérelemmel benyújtandó vizsgálati eredmények az alap fizikai és kémiai vizsgálatokon túl tartalmazzák a toxikus elemek mérését is. A vizsgálandó elemeket és azok maximális koncentrációját a 3. táblázat tartalmazza.

Az ún. EK műtrágyák (Európai Közösségi műtrágyák) forgalomba hozatala és felhasználása nincs egyedi termék engedélyhez kötve, ezekről a fent leírt rendelet helyett az Európai Parlament és a Tanács műtrágyákról szóló 2003/2003/EK rendelete (2003. október 13.) rendelkezik. A rendelet tartalmazza e műtrágyák jegyzékét; ha egy műtrágya besorolható egy EK műtrágya típusba, akkor az külön engedélyezési eljárás nélkül is forgalomba hozható.

3. táblázat. A műtrágyákban előforduló toxikus elemek maximálisan elfogadott koncentrációja (36/2006 (V. 18.) FVM rendelet).

*20% szárazanyag-tartalom alatt a határértékek mg/l dimenzióban értendők

**A Cd tartalom legfeljebb 20 mg/P₂O₅ kg lehet (azaz 0,2 mg Cd/1% P₂O₅ hatóanyag).

	As	Cd	Co	Cr	Hg	Ni	Pb	Se
	tartalom legfeljebb mg/kg szárazanyag*							
Foszfor műtrágyák	10	**	-	100	1	50	100	-
Kálium műtrágyák	10	2	-	100	1	50	100	-
NPK műtrágyák	10	**	-	100	1	50	100	-
Mikroelem műtrágyák	10	2	50	100	1	50	100	5
NPK + mikroelem műtrágyák	10	**	50	100	1	50	100	5

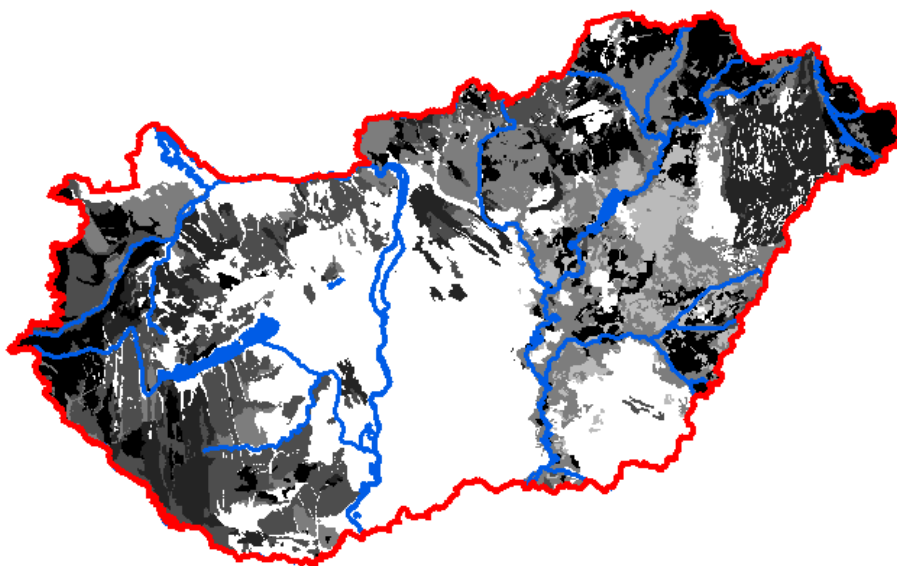
A rendelet csak a tápanyagtartalommal kapcsolatban fogalmaz meg tűréshatárokat, a környezetvédelemmel kapcsolatban csupán a következőt határozza meg: a műtrágya „rendes felhasználási feltételek mellett nincs káros hatással az emberi, állati vagy növényi egészségre, vagy a környezetre”. A toxikus elemekre vonatkozóan nem szerepelnek benne határértékek. Mivel a műtrágyák kadmium-szennyezettsége Uniós szinten is fontos kérdés, a 793/93/EGK tanácsi rendelet előírta, hogy a tagállamok végezzenek a témában kockázatbecslést. 2002-ben készült el az Európai Bizottság Toxikológiai, Ökotoxikológiai és Környezetvédelmi Tudományos Bizottságának (Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment) kockázatbecslése a műtrágyákkal kapcsolatban a tagállami eredmények felhasználásával (CSTEE, 2002). Ez alapján 20 mg Cd/kg foszfor-pentoxid alatti Cd-koncentráció esetén hosszú távon sem valószínű káros hatások megjelenése, míg a 60 mg Cd/kg foszfor-pentoxidnál magasabb Cd-koncentráció esetében hosszú távon a káros hatások megjelenése már egyértelmű. A foszfor műtrágyák kadmium tartalmára vonatkozó szabályozás EK szinten jelenleg is vita tárgya.

A műtrágyáknak jelentősen befolyásolják a talaj kémhatását, ami alapján ezeket az anyagokat besorolhatjuk fiziológiailag savanyú, semleges és lúgos hatásúakra. Savasan hidrolizáló, ezáltal savanyító hatású többek között az ammónium-szulfát, az ammónium-klorid, illetve a kálium-szulfát és a kálium-klorid, míg lúgosító a kalcium-nitrát és a nátrium-nitrát. Előfordulhat, hogy a műtrágya anionos és kationos formában is tartalmaz tápelemet, ekkor a két hatás többnyire kiegyenlítődik. Kiegészítő anyagokkal befolyásolni lehet a műtrágyák pH-ra gyakorolt hatását, így csökkentik a savanyító hatást például a pétisóban található kalciumsók, vagy a szuperfoszfát gipsz-tartalma. A műtrágyák jelentős része tartalmaz kalciumvegyületeket is, ezáltal a talaj szerkezetére kedvező hatást gyakorolnak (az oldott kalciumionok fontos szerepet játszanak a talajszerkezet képzésében). Ugyanakkor némely műtrágya (elsősorban az ammónium-nitrát és az ammónium-szulfát) nagyobb dózisu alkalmazása fokozza a kilúgzást, ezáltal jelentős kalciumvesztést is okozhat (Stefanovits, 1992).

Környezeti problémát a talaj pH-ját csökkentő műtrágyák okoznak, ezek hatását széleskörűen vizsgálják (Carbonell et al., 2011). A talaj savanyúsága számos talajparamétert befolyásol, ezek közül mezőgazdasági szempontból legfontosabb a tápelemek felvehetőségére kifejtett hatása. A P, K, Mg és Ca felvehetősége a savanyúság növekedésével csökken, míg a legtöbb fémes mikroelemé (pl. Zn, Mn, Cu, Fe) nő. Az Al, Zn és Mn mobilizálódása toxikus hatással lehet a növények gyökereire. A savanyúság hatására egyaránt felléphet Al, ill. Mn toxicitás, a P Fe és Al általi megkötésével P hiány, illetve Ca és Mg hiány. A pH csökkenése ezen kívül befolyásolhatja a baktériumok életfeltételeit is, aminek következtében csökkenhet a talaj biológiai aktivitása (Mirsal, 2008).

Magyarországon a műtrágya-használat és a savasító csapadék következtében az ország talajainak mintegy harmadán a talajsavanyúság már kedvezőtlen mértékű (2. ábra). A már eleve savanyú, vagy könnyen és gyorsan elsavasítható homoktalajok és laza szerkezetű erdőtalajok különösen érzékenyek ilyen téren. Környezetvédelmi szempontból azért is jelentős a kérdés, mert

hatására megnőhet a toxikus nehézfémek többségének mobilitása, biológiai felvehetősége (Kádár, 1995).



2. ábra. Talajsavanyodás által érintett területek Magyarországon. Minél sötétebb az adott terület a térképen, annál erősebb a savanyodás mértéke. Forrás: MTA TAKI: Országos Talajdegradációs Adatbázis.

A mezőgazdasági területek diffúz N-terhelésében döntő szerepe van a talaj szerves anyagaiból és a trágyákból származó nitrogénnek. Az intenzíven műtrágyázott területeken a műtrágya a fő „N-szennyező”. A nitrifikáció során az ammónium a talajban könnyen oxidálódik, nitráttá alakulhat. A nitrát talajbeli viselkedésében – azon kívül, hogy a talaj savanyodásában is fontos szerepet játszik – kiemelkedő fontosságú, hogy a vízzel mozog, könnyen lemosódik a mélyebb talajrétegekbe, és a talajvíz nitrátosodását okozza, az ivóvízbe kerülve mérgezést okozhat. A felszíni vizek eutrofizációjáért is részben a nitrát a felelős. A nitrogénformák közül a talajkolloidok erősebben kötik, a mikrobák pedig könnyebben hasznosítják az ammóniát, mint a nitrátot. A nitrátot pedig a növények részesítik előnyben, azonban az ammóniáért is versengenek. Ennek köszönhetően a kilúgzott nitrát mennyisége függ egyrészt az átszivárgott víz mennyiségétől, másrészt annak nitrát-tartalmától. A nitrát, erős oxidálószer révén, könnyen redukálódik, ez esetben nem okoz problémát (Kádár 1992, KSH 2014).

Az Európai Unió különös figyelmet fordít a nitrátszennyezés elkerülésére, illetve a nitrátszennyezett területek csökkentésére. Hazánkban a nitrátszennyezés szempontjából érzékeny területek kijelöléséről a 27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet rendelkezik. A területek kijelölése elsősorban a vizek érzékenysége alapján történt, azonban a vizek mellett a talajok tulajdonságait is figyelembe vették. Az Unió nitrát irányelve (91/676/EEC) a vizek védelmében előírja, hogy a nitrátérzékeny területek listáját négyévenként felül kell vizsgálni. Magyarországon a felülvizsgálás eredményeképpen az ország területének 68-69 %-a nitrátérzékeny besorolásba került. A kijelölt nitrátérzékeny területeken az 59/2008. (IV.29.) FVM rendelet szerinti Helyes Mezőgazdasági Gyakorlat (HMGY) előírásait 2014. szeptember 1-jétől kell alkalmazni. A HMGY előírásai a mezőgazdasági gyakorlat számos elemére kiterjednek, azonban talán a legfontosabb mind közül, hogy az „évente szerves trágyával kijuttatott N hatóanyag mennyisége nem haladhatja meg 170 kg/ha értéket, beleértve a legeltetés során az állatok által elhullajtott trágyát”.

A talaj *foszforkészlete* a nitrogénnel szemben (biológiai N-fixáció) nem pótlódhat a levegőből, a foszfor ugyanis foszfát kőzetekből származik. A foszfát kőzetek tulajdonságai azonban a származási helyüktől és fizikai-kémiai tulajdonságaiktól függően eltérőek lehetnek. A világ elsőszámú foszfátforrását (mintegy 75%) a tengeri üledékes kőzetek jelentik, ezt követik a magmás és mállási kőzetek (15-20%), valamint a biológiai eredetűek. Az üledékekben foszforit és

apatit formájában létezik, amelyekben kevésbé mozgékony. A foszfát kőzetek ércei származási helyüktől függően számos toxikus fém és radionuklidot is tartalmaznak, amelyek a gyártás során bekerülnek a műtrágyákba és a talajba is. Ilyen fémek többek között a Cd, As, Cr, Pb és Hg. Becslések szerint számos nyugati országban és Kínában is a környezetbe kerülő Cd forrását 54-58%-ban a műtrágyák képezik. Mindemellett a foszfát kőzetek bányászata is erősen terheli a környezetet: átalakítja a tájszerkezetet, óriási mértékű vízkivételt igényel és szennyezi a vizeket, környezetet nehézfémekkel és radionuklidokkal (Gupta et al., 2014). A tápanyag-utánpótlás miatt a talajba juttatott többlet foszfor főként kimosódás, és szél- ill. vízerózió útján kerül a felszíni és felszín alatti vizekbe, ahol a tápanyagbőség eutrofizációt, az élővizek pusztulását okozza. Ennek során elszaporodnak, majd elpusztulnak az algák, elfogy a vízben oldott oxigén és anaerob körülmények keletkeznek, az anaerob bomlás, majd a rothadás folyamatai kerülnek túlsúlyba. Bizonyos szint elérése után az eutrofizációs folyamatokat már nagyon nehéz visszafordítani (Kádár, 1992).

A különböző *kálisók* (pl. K_2CO_3 , KCl, K_2SO_4) a kőzetek mállása révén a talajban és a tengervízben is megtalálhatók. A kálisók mintegy négy milliárd évvel ezelőtt a szárazföldről a tengerekbe oldódtak, majd, miután a tengerek elpárologtak, létrejöttek a sóbányák. Mivel a tengerben lévő fémek közül a káliumtartalmúak oldódnak legjobban a vízben, a kálisók (ezek között is a KCl) kristályosodtak ki legutoljára, azaz ezek a sók alkotják a sóbányák legfelső rétegét (Szakál és Schmidt, 2007). A talajban a humuszanyagokhoz kicserélhető formában kötődik. A kálium a környezetet nem az eutrofizáció által terheli, a veszélyt a kálium környezetbe kerülő oldható sói (többek között K, Na, Cl) okozzák (Kádár, 1992).

A túltrágyázás, illetve egyoldalú tápelem-utánpótlás ionantagonizmust és termésökkenést okozhat, a műtrágyák szabad savtartalma és toxikus elem-tartalma (Cd, Sr, Hg, Pb, U, As, stb.) felhalmozódhat a talajban és ezen keresztül, hosszú távú alkalmazás esetén a teljes növény-állat-ember tápláléklánc károsodhat (Kádár, 1992, Csathó, 1994). A műtrágyákban előforduló toxikus elemekről részletesebben a 3.4. fejezetben adok összefoglalót.

Összefoglalva, a műtrágyák nem megfelelő használatával a következő környezetvédelmi problémák merülhetnek fel (Kádár, 1992; Szabó, 1999):

- tájdegradáció – nagytablás gépesített és kemizált gazdálkodás
- légszennyezés – nitrogénoxidok és ammónia
- talajszennyezés – nehézfémek és egyéb toxikus elemek
- talajok elsavanyítása
- élővizek szennyezése – eutrofizáció
- ivóvizek szennyezése – nitráatterhelés.

3.3. Potenciálisan toxikus elemek a talajban

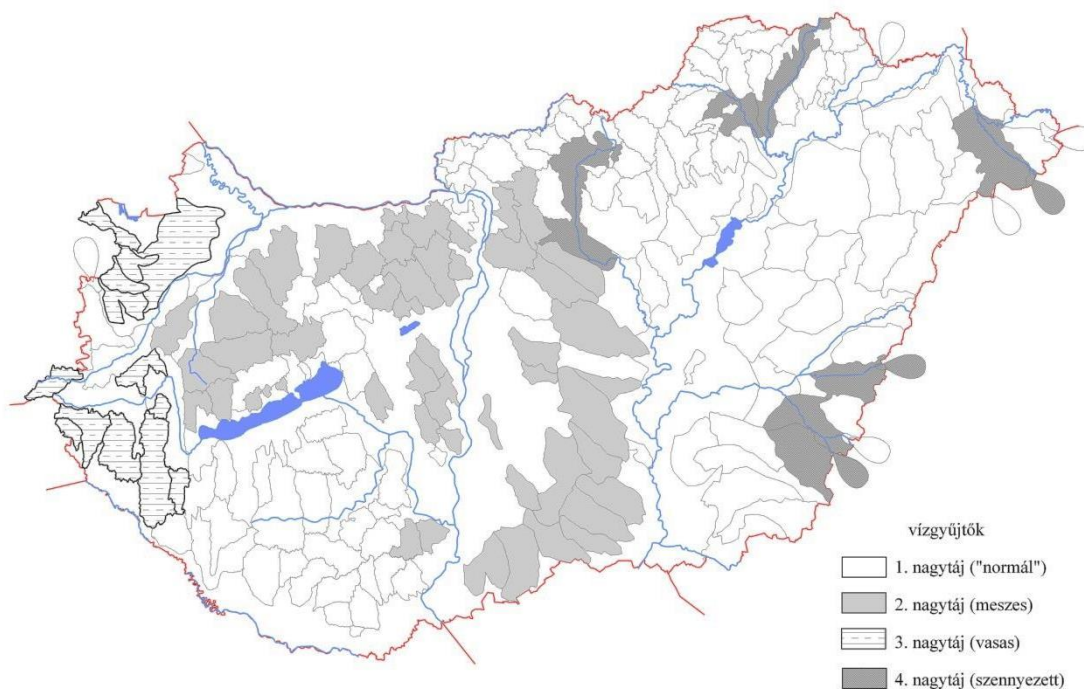
Mivel a nehézfém elnevezés (20-as rendszám feletti fémek, amelyeknek sűrűsége nagyobb, mint 5 g/cm^3) nem takarja az általam vizsgált összes elemet, ezért a dolgozatban a potenciálisan toxikus elemek kifejezést használok. A nehézfém elnevezést az irodalmi áttekintésben ott tartottam meg, ahol a forrásul használt szakirodalom is ezt az elnevezést használta.

A *szennyezőanyag* kifejezés azokra az anyagokra vonatkozik, amelyeknek egy bizonyos, általában már nagyon kis koncentrációja negatívan hat az ember egészségére és jó közérzetére, valamint károsítja a környezet normális funkcióit. Ezen anyagok közül számos nélkülözhetetlen az élő szervezet számára: ha az élőlény túl kis mennyiségben veszi fel, hiánytünetek jelennek meg, azonban ha túl nagy koncentrációban vannak jelen, káros hatásuk jelentkezik (pl. bizonyos nyomelemek, mint pl. cink, kobalt, réz, molibdén). Más anyagok viszont már a legkisebb mennyiségben is toxikusak lehetnek, anélkül, hogy bármiféle pozitív fiziológiai hatásuk mutatkozna (Káta, 2011).

A toxikus anyagok elnevezés alapvetően arra utal, hogy az anyag az élő szervezetre mérgező hatást gyakorol, azonban a toxikusság is relatív, ez ugyanis függ mind az érintett szervezettől és közegtől, mind az anyag koncentrációjától, illetve dózisától is. A növények

számára a bór, a réz, a vas, a kobalt, a mangán, a molibdén, a vanádium és a cink esszenciális elemek. Ezekre a növényeknek alacsony koncentrációban van szükségük, bizonyos szint fölött már toxikusak lehetnek számukra. A felsorolt elemek nagy része létfontosságú enzimek összetevőiként funkcionálnak, némelyek (pl. mangán, vas, cink) a fotoszintézisben is szerepet kapnak (Manahan 1991, Simon 1999). A növények, mivel gyökereik által adott talajhoz vannak kötve, kénytelenek voltak magasabb fokú toleranciát kifejleszteni a nagy fémkoncentrációkkal szemben, mint az állatok (Bohn et al., 1985). Az állatok és emberek esetében esszenciális elemek közé sorolható még a króm, a nikkel és a szelén is. A növények és az állatok, illetve az ember számára egyaránt nélkülözhető a kadmium, a higany, az ólom és az ón (Csathó, 1994; Simon, 1999; Kabata-Pendias és Pendias, 2001). A toxikusság az elemek oxidációs fokával is változhat, így például a króm esetében a nem, vagy csak kismértékben toxikus Cr(III) oldható vegyületével szemben a Cr(VI) vegyületei akár ezerszer mérgezőbbek lehetnek (Filep, 2005). A legtöbb környezeti problémát a bioszférába nagy mennyiségben bekerülő kadmium, ólom, króm, réz, cink, nikkel és higany okozza. Kisebb koncentrációban kerülnek a bioszférába, de szintén toxikus hatásúak az arzén, kobalt, molibdén, mangán, szelén és vanádium (Simon, 1999).

Az 1980-as évek végéig geokémia fő feladata Magyarországon az érckutatás volt, majd az analitikai módszerek fejlődésével a környezetszennyezés került a kutatások középpontjába. A Magyar Állami Földtani Intézetében elkészítették Magyarország geokémiai atlaszát, amelyből a felszíni, illetve felszín közeli képződmények természetes háttérkoncentrációinak várható értékeiről kaphatunk információt. A mintavételek eredményei alapján négy geokémiai nagytájat jelöltek ki az ország területén (3. ábra).



3. ábra. Magyarország geokémiai nagytájai (Gondi et al., 2004).

1. nagytáj: az ország földtani viszonyaira általánosan jellemző elemtartalmak, nincs specifikus elemcsoport, az egyes elemek mennyiségét alapvetően a talajtani jellemzők (kötöttség, humusztartalom stb.) határozzák meg. Ez a legnagyobb kiterjedésű nagytáj.

2. nagytáj (az ország középső része): zömmel meszes, illetve szikes talajok; jellemző a Ca, Mg, Sr (CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , PO_4^{3-}) felhalmozódása, a többi tápelem kiszorulása.

3. nagytáj (az ország nyugati-délnyugati része): az Alpokból származó üledékeken képződött talajokban jellemző a Fe, Co, Cr, Ni, Al, Mn az országos átlagnál némileg magasabb koncentrációja.

4. nagytáj: az erdélyi bányavidék és a Felvidék nehézipari központjai felől érkező folyók árterei önálló nagytájat alkotnak, jellemző elemek Ag, As, Au, Cu, Pb, Zn (Gondi et al., 2004).

3.3.1. A talajba jutó potenciálisan toxikus elemek forrása

A talajban lévő potenciálisan toxikus elemeknek számos forrása van, feldúsulhatnak természetes, vagy antropogén úton, illetve pontszerű vagy diffúz módon egyaránt. A természetes folyamatok geológiai, illetve biológiai természetűek, és többnyire lassú változásokat eredményeznek. Ezzel szemben az antropogén hatások általában gyorsan és drasztikusan változtatják a talaj összetételét, tulajdonságait, módosítják funkcióit (Simon, 1999). A természetes állapotú, szennyeződés-mentes talajokban a toxikus fémek megjelenése geokémiai eredetű, elsősorban a talajképző kőzetből származik. Az ilyen forrásból származó fémeket „geokémiai szennyezőanyagoknak” is szokták nevezni (Csathó, 1994). Természetes eredetű nehézfém-feldúsulást okozhatnak továbbá többek között az érc kibukkanások és a vulkáni tevékenységből származó kiülepedések is. Alloway (1990) adatai nyomán a szennyezetlen, mezőgazdasági talajokra jellemző néhány nehézfém koncentrációját a 4. táblázat szemlélteti.

4. táblázat: Szennyezetlen mezőgazdasági talajok néhány jellemző nehézfém-koncentrációja (Alloway, 1990).

Elem	Jellemző érték (mg/kg)	Elem	Jellemző érték (mg/kg)
As	1-20	Mo	1-2
Cd	0,2-1	Ni	50
Co	10	Pb (vidéken)	10-30
Cr	70-100	Pb (városban)	30-100
Cu	20-30	Se	0,5
Hg	0,03-0,06	Sn	4
Mn	1000	Zn	50

Az antropogén terhelés forrásait feloszthatjuk iparra, mezőgazdaságra, valamint közlekedésre. Az ipar a következő tevékenységekkel, termelési ágakkal jelent potenciális veszélyt a talajokra: fosszilis energiahordozók (szén, olaj) elégetése, ipari létesítmények emissziója, bányák, meddőhányók, fémfeldolgozó üzemek, kohók környezetében, ipari és kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezése (Simon, 1999). A közlekedésből származó káros anyagok légköri kiülepedéssel kerülhetnek a talajra, majd tovább a talajba és a talajvízbe. Ami a mezőgazdasági eredetű nehézfém-terhelést illeti, ennek nagy veszélye, hogy nem pontszerű, hanem kiterjedt, diffúz terhelést okoz. Emiatt kevésbé szembetűnő, és az ez elleni védekezést, valamint a már kialakult szennyezéseket is nehezebb kezelni. A toxikus elemek jelentős forrásai a műtrágyák (elsősorban foszfátok), a talajjavító anyagok (mész), peszticidek, szerves trágyák, a hígtrágya és a szennyvíziszap hasznosítása, valamint a szennyezett öntözővíz használata (Kabata-Pendias és Pendias, 2001).

A TIM keretein belül a toxikus, vagy toxikussá válható elemek „összes” koncentrációját mérik a talajmintákból. Az 5. táblázatban az 1992-es, első felvételezés eredményei alapján, a talajok mechanikai összetétele szerint jellemző koncentráció értékek láthatók (felszíni genetikai szint). Az eredmények a TIM keretein belül vizsgált összes, 1237 pontjára vonatkoznak, amiből 865 pont található mezőgazdasági területen (Marth és Karkalik 2004, Berényi Üveges és Marth 2010).

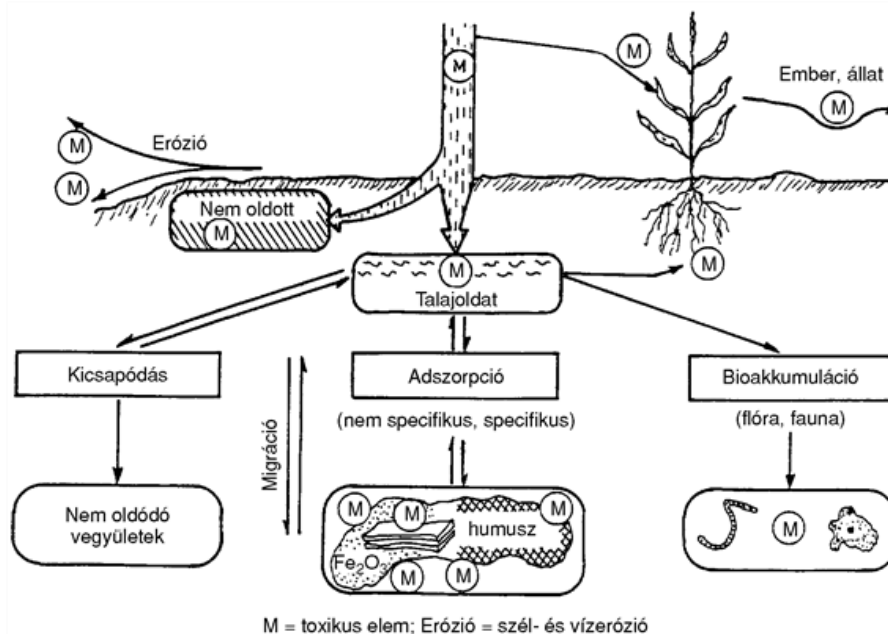
5. táblázat. A TIM-ben mért toxikus elemek koncentrációja (mg/kg), a talajok mechanikai összetétele szerint csoportosítva (Marth és Karkalik, 2004).

Talajok (mechanikai) összetétele	Toxikus elemek (HNO ₃ -H ₂ O ₂ kivonatból) mg/kg							
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Pb	Zn
homok	5,9	0,3	7	10	0,02	0,6	9	19
vályog	7,2	0,5	17	18	0,03	0,9	16	44
agyag	6,8	0,6	26	26	0,05	1,6	26	71

3.3.2. A potenciálisan toxikus elemek sorsa, viselkedése a talajban

A nehézfémek előfordulása a talajban számos, különböző mozgékonyaságú kémiai formában lehetséges (4. ábra). A szerves és szervetlen, valamint az ezek összekapcsolódásával létrejött szerves-ásványi kolloidok a talajban meghatározó fontosságúak a különböző nehézfémek és egyéb kationok adszorbeálásában. A fémionok a talaj folyékony, illetve a szilárd fázisában változatos kötésformákat hozhatnak létre, melyek általában dinamikus egyensúlyban állnak egymással (Csathó, 1994). A fémionok legfontosabb kötésformáit a talajban Filep (1988) nyomán az alábbiak szerint foglalhatjuk össze:

- A folyékony fázisban szabad hidratált ionok formájában, ionasszociációkban és szervetlen komplexekben, vízoldható szerves komplexekben és diszpergált kolloidok alkotóelemeiként lehetnek jelen a fémionok.
- A szilárd fázisban csapadékként, a kolloidokon kicserélhető formában és specifikusan adszorbeálva, valamint a szilikátokban rácsalkotó ionokként találhatók meg.



4. ábra. A toxikus elemek lehetséges útjai a talajban (Filep, 1998 in: Filep, 2005).

A különböző formák között dinamikus egyensúly alakul ki, a rendszer tulajdonságaitól függően. A nehézfémek talajbeli oldhatósága és mobilitása legfőképpen az ott végbemenő biogeokémiai folyamatokon (mint az adszorpció, vagy a kioldódás) múlik. Ezeket a folyamatokat viszont a talaj jellemzői befolyásolják: a talaj pH-ja, agyag- és szervesanyag-tartalma, a talajoldat ionösszetétele és ionerőssége, valamint a talajban lévő nehézfémek mennyisége és kémiai formája (Chen et al., 2006). Ha nagy mennyiségű szennyezőanyag kerül a talajba, akkor a reakciók közül

az adszorpció és a csapadékképződés kerül túlsúlyba. A talaj savanyodása esetén pedig a mobilis formák mennyisége nő meg, azaz a fémionok oldatbeli koncentrációja. Az adszorpció mértékét és a kötés erősségét a következő tényezők befolyásolják: a közeg pH-ja, a nehézfém fajtája, a nehézfém talajba került mennyisége és a talaj redoxiállapota (Filep, 2005).

Általában minél nagyobb az agyagtartalom és a pH, annál inkább csökken potenciálisan toxikus kationok mobilitása, felvehetősége. Ez azonban nem egyformán igaz az összes elemre. Míg például az Al meglehetősen gyorsan reagál a pH változására, addig más elemek, pl. a Ni, Zn, Hg vagy az Pb kevésbé reagálnak. A potenciálisan toxikus anionok, pl. az As, Se, épp ellenkezőleg viselkednek: a pH növekedésével csökken a talajban az anion-visszatartás, ezért mobilisabbá válnak. Az anionok esetében azonban a pH hatása sokkal kevésbé meghatározó, mint a kationoknál. Az anionok felvehetősége csökkenhet továbbá a nagy Al- és Fe-hidroxid-tartalom hatására is (Bohn et al., 1985).

A potenciálisan toxikus elemek kémiai reakciói a talajban

Ioncsere reakciók: a kolloidok felülete túlnyomórészt negatív töltésű, ezért a talajok kationmegkötő képessége jóval meghaladja anionmegkötő képességüket. Mivel a talajban a legtöbb nehézfém kationos formában van jelen, a talajkolloidok felületén történő adszorpciójuk az ezeken lévő negatív töltések sűrűségétől függ. A kationcsere, ami reverzibilis, diffúzió által szabályozott és sztöchiometrikus folyamat, a kolloidok negatív kötőhelyeihez csatlakozott ionok és a talajoldat kationjai közötti kicserélődést jelenti. A kationok eltérő adszorpcióképességgel rendelkeznek, amit vegyértékük és hidratáltságuk foka határoz meg, ezért közöttük bizonyos fokú szelektivitás figyelhető meg az adszorbeálódás során. A kicserélő képesség annál nagyobb, minél több vegyértékű az anion, illetve minél kisebb annak hidratáltsági foka. A nehézfémek a kolloidok felszíneinek aktív helyein, kicserélhető módon (elektrosztatikusan) tudnak megkötődni a kationcsere révén. A fémkationok az állandó és a változó (pH-függő) töltéshelyekhez egyaránt kötődhetnek kicserélhető formában.

Specifikus kationadszorpció: az ily módon adszorbeált kationok nem elektrosztatikusan kötődnek a kolloidokhoz, illetve az elektrosztatikus erőkhöz kívül más erők is közreműködnek az adszorbeálásban. Általában akkor jön létre specifikus adszorpció, ha ligandumcsere történik koordinatív kötések kialakulásakor, vagy ha teljesülnek bizonyos meghatározott geometriai feltételek. Az ily módon kötött fémionok viselkedése a talajban eltér a kicserélhetően kötött ionokétól. Specifikus kationadszorpció a következő esetekben, illetve helyeken jöhet létre:

- az ásványi kolloidok változó töltésű felületén,
- szerves kationkomplexek képződésekor,
- az agyagásványok belső felületén, 2:1 típusú agyagásványok esetén (fixáció), valamint
- H^+ ionok adszorpciója a változó töltésű felületeken.

Fém-szerves komplexek képződése: a talaj szerves vegyületeinek többsége komplexképző tulajdonsággal rendelkezik, aminek következtében a fémionokat koordinációs kötésekkel tudják lekötöni. A szerves vegyületek ez esetben komplexképző ligandumok, míg a fémek központi atomok szerepét töltik be. Ligandumok közül legfontosabbak a dikarbonsavak, az aromás és az alifás hidroxikarbonsavak, a dihidroxibenzolok, a polifenolok, az aminosavak és savamidok, valamint a fulvo- és huminsavak. A fémionok a szerves anyagok bizonyos csoportjaihoz kapcsolódhatnak, melyek közül a fontosabbak fémionnal szembeni affinitása az alábbi sorrendben csökken: $-O^-$; $-NH_2$; $-N=N^-$; $=N^-$; $-COO^-$; $-O^-$; $=C=O$. A ligandum és a központi ion tulajdonságaitól, ezek egymáshoz viszonyított arányától és a talaj pH-jától függően a komplexek vízzoldhatóak is lehetnek. Ha a komplex képzésében sokféle ligandum és többféle kation is részt vesz, akkor különböző szerkezetű és töltésű kelátkomplexek jönnek létre. A különböző fémkomplexek stabilitási állandója eltérő, és a körülmények megváltozásával módosulhat. Általában igaz, hogy a huminsavakkal létesített komplexkötések a fulvosavak komplexkötéseinél

stabilabbak. A komplexek képződése elősegítheti egyes fémionok talajprofilban történő mozgását és növények általi felvehetőségét.

Csapadékképződés: a talajban a csapadékképződési folyamat megfelelően nagy kation- és anionkoncentráció esetén indul meg, amely során bizonyos kationok és anionok csekély oldékonyságú, stabil vegyületeket képeznek. Vegyületenként eltérő az a koncentráció, amelynél elkezdődik a csapadékképződés. A szilárd fázis képződése, azaz az oldatbeli koncentráció csökkenése addig folytatódik, amíg az oldhatósági szorzatnál nagyobb a csapadékképző ionok koncentrációjának a szorzata az oldatban. Az oldékonyság oldható kelátok képződése által is növekedhet. Ha az oldatban lévő ionok koncentrációja a kritikus érték alá süllyed, az egyensúlyi állapot újra létrejön, ugyanis a szilárd fázisból megindul az oldódás.

Oxidációs-redukációs folyamatok: az oxidáció során elektronleadás, redukció során elektronfelvétel történik, ezeket együtt redoxireakcióknak hívjuk. A redoxi rendszerekben oxidált és redukált anyagok egyaránt jelen vannak, e rendszerek jellemzésére a redoxipotenciál használatos. A redoxipotenciál értéke (és a benne lévő az oxidált komponensek aránya) annál nagyobb, minél levegőzöttebb a talaj és minél alacsonyabb a pH-ja. Ha csökken a redoxipotenciál, nő a redukált állapotú alkotók aránya. A talajok redoxipotenciálja tehát állandóan változik, ami elsősorban a C, N, O, S, Fe és Mn elemek talajbeli viselkedését befolyásolja, amelyek redukciója vagy oxidációja mindig egy meghatározott sorrend szerint megy végbe. A legtöbb potenciálisan toxikus elem, mint például az As, Cr, Cu, Hg és Pb kémiai tulajdonságai is eltérőek lehetnek különböző redox viszonyok mellett, a redukált vagy oxidált forma meghatározhatja az elemek oldhatóságát és toxikusságát is (Csathó, 1994; Filep, 1988).

3.3.3. A potenciálisan toxikus elemek környezeti kockázatának becslésére használt határértékek és kioldási módszerek

A talaj egy ideig képes pufferolni a potenciálisan toxikus elemek okozta terhelést, tehát megkötni az elemeket, kiszűrni azokat (nem engedi a talajoldatba). Ez a szűrőképesség azonban bizonyos határ fölött megszűnik, a talaj áteresztővé válik és így maga is szennyező forrássá alakul. A már szennyezett területeken a talajsavanyodás különösen veszélyes, mert a talaj eredeti állapotában még oldhatatlan nehézfém-vegyületek, közülük is elsősorban a kationok mobilizálódnak, és súlyos környezeti károkat okoznak. Ezt hívjuk kémiai időzített bombának (Stefanovits et al., 1999). Mára a talajok pufferkapacitása – részben a szervesanyag csökkenése miatt is – világszerte lecsökkent, néhol teljesen kimerült, a talajok elsavanyodtak. Ennek következtében megnőtt a nehézfémek oldhatósága is. Eleve kisebb pufferkapacitással rendelkeznek a korábban is savanyú, vagy gyorsan elsavanyodó talajok, a homokok és laza erdőtalajaink (Kádár, 1995).

Jelenleg Magyarországon a talajban maximálisan megengedett nehézfém-koncentrációról a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet, a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről címmel rendelkezik. Ebben azok a határértékek szerepelnek, amelyek felett a talaj szennyezettnek minősül. Az egyes fémekre és félfémekre vonatkozó „B”, azaz szennyezettségi határértékeket a 6. táblázat szemlélteti.

A rendelet fő problémája, hogy csupán egyetlen értéket ad meg az összes talajra, holott a talajok sokféleképpen köthetik meg a nehézfémeket, és ettől, valamint a környezeti változásoktól függően különböző mértékben és sebességgel kerülhetnek be a talajoldatba az egyes toxikus elemek.

A 6/2009-es rendelet elődje, a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet még többféle határértéket tartalmazott a különböző anyagcsoportokra, köztük a fémekre és félfémekre is. Ezek a következők voltak: (A) háttér koncentráció; (Ab) bizonyított háttér koncentráció; (B) szennyezettségi határérték; (D) kármentesítési szennyezettségi határérték. Ezek közül a talajszennyezések esetében, azok értékeléséhez és a szükséges védelmi intézkedések megtételéhez a (B) szennyezettségi határértékeket, kellett alkalmazni, míg az (A) határérték

csupán iránymutatás mindaddig, míg az adott területről konkrét vizsgálati eredményekkel igazolt (Ab) határértéket nem határoznak meg.

6. táblázat: A 6/2009-es KvVM-EüM-FVM rendelet szerinti „B” szennyezettségi határértékek.

Elem	Szennyezettségi határérték (mg/kg sz.a.)
Króm összes	75
Króm VI.	1
Kobalt	30
Nikkel	40
Réz	75
Cink	200
Arzén	15
Szelén	1
Molibdén	7
Kadmium	1
Ón	30
Bárium	250
Higany	0,5
Ólom	100
Ezüst	2

A különböző kioldási módszereket ma már széleskörűen alkalmazzák, többféle környezeti mintára. A különböző extrakciós eljárásokat eredetileg mezőgazdasági célokra fejlesztették ki, elsősorban a talaj termékenységének megítélésére. A kivonószer megválasztását érdemes a vizsgálat céljához igazítani. A növényi felvétel, ill. a talaj tápanyagtartalmának célzó kutatásokban általában gyenge kivonószereket használnak, a fémek mobilitásának elemzésére többnyire EDTA, DTPA, illetve ecetsav a megfelelő kivonószer. A pszeudo-totál, vagyis a növények számára inaktív, potenciálisan felvehető frakciót tömény savakkal vizsgálják.

Az elterjedten használt kivonószereket adott fémfrakciók vizsgálata szerint a következő fő csoportokra lehet osztani:

- gyenge kivonószerek, pl. víz, vizes sóoldatok (CaCl₂, ammónium-acetát)
- redukzív kivonószerek, pl. nátrium-aszkorbát
- gyenge savak, főként ecetsav és citromsav hígított oldatai
- erős komplexképzők (kelátképzők), pl. EDTA (etilén-diamin tetraecetsav), DTPA (dietilén-triamin tetraecetsav)
- sók és savak elegyei, pl. ammónium-oxalát-oxálsav, Mehlich III (HNO₃ + NH₄F + HAc + HN₄NO₃ + EDTA)
- erős savak hígított oldatai, pl. HNO₃, HCl
- tömény savak, pl. királyvíz (cc. HNO₃ + HCl), HNO₃, HCl (Peijnenburg et al., 2007).

A Magyarországon jelenleg érvényben lévő, talajvizsgálatokra vonatkozó szabvány (MSZ 21470-50:2006) az összes és az oldható toxikus elem meghatározásáról rendelkezik. Az összes elemtartalom meghatározásához a salétromsav-hidrogén-peroxidos, illetve a királyvízes feltárásokat részletezi, míg az oldható elemtartalom méréséhez a desztillált vizes és a Lakanen-Erviö féle kivonatokról ad tájékoztatást. Ezek a kivonószerek különböző fémfrakciók kioldására alkalmasak.

A desztillált vízzel kioldható elemfrakció az említett szabvány szerint a csapadékvízzel kioldható toxikus elemek koncentrációjának meghatározására szolgál. Rendkívül kis része ez a teljes elemtartalomnak, általában erősen szennyezett talajokon érdemes alkalmazni, természetes talajokban nyomelemek mérésére a kis koncentrációk miatt nem alkalmas.

A Lakanen-Erviö féle kivonószer a híg pufferoldatban ($0,5 \text{ mol/dm}^3$ ammónium-acetát + $0,5 \text{ mol/dm}^3$ ecetsav + $0,02 \text{ mol/dm}^3$ EDTE) oldható elemtartalmak meghatározására szolgál. A természetben lezajló oldódási folyamatokat jellemezhetjük ezzel a kivonattal, többnyire a növényi felvétel becslésére alkalmazzák, illetve a lassan vagy középtávon felszabaduló frakció mérésére (Anton és Barna, 2008).

Az ammónium-acetát-pufferes kivonatról az MSZE 21420-31:2006 előszabvány rendelkezik, ez azonban nem kifejezetten talajokra, hanem hulladékanyagokra vonatkozik. Az ammónium-acetát gyenge kivonószernek számít, az előszabvány szerint ebből a kivonatból a savas kiülepedés, továbbá a települési hulladéklerakóban keletkező csurgalékvizek kioldó hatására lehet következtetni. A talajok esetében a savas pH-n a csapadékvíz segítségével lecserélhető ionok mennyiségére utal. A vízdoldható elemtartalmat jelentősen túlbecsüli, kockázatbecsléshez használatos kivonószer (Gruiz, 2010). A mobilis, növények számára közvetlenül hozzáférhető részről nyújt információt (Anton és Barna, 2008).

A legelterjedtebb mind közül az összes elemtartalom meghatározása tömény savakkal, ennek több oka is van. Egyrészt a fent említett határértékeket tömény savas feltárással alakították ki, ugyanis ez a leginkább reprodukálható mérés, különösen az olyan nyomelemek esetében, amelyek már nagyon kis koncentrációban is toxikusak, mint amilyen a Cd, vagy az Pb. Nagyléptékű felméréseknél törekedni kell a rutinszerűen kivitelezhető és reprodukálható mérésekre, a minták és a mérések nagy száma miatt. A TIM-ben $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ kivonatból mérik a toxikus elemek koncentrációját (Marth és Karkalik, 2004). Az olyan vizsgálatok esetében, amikor egy bevitt anyagmennyiséget próbálunk „visszamérni”, általában a teljes elemtartalmat szükséges mérni. Továbbá az összes elemtartalom a potenciálisan mobilizálódó elemtartalmat is tartalmazza; pillanatnyi állapot felmérésekor a könnyebben oldható frakciókat számos változó, ill. aktuális talajtulajdonság befolyásolja, mint például az agyagtartalom, a redox viszonyok, a CO_2 koncentrációja, stb., ezért a hosszabb távú kockázatok felmérésére alkalmasabb lehet az összes elemtartalom meghatározása. Mindemellett az összes elemtartalom tartalmazza mindegyik, a különböző mikrobacsoportok által hozzáférhető frakciót. Számos kutatásban igazolták már egyes nehézfémek összes koncentrációjának negatív hatását a talajok különböző mikrobiális paramétereire (Kuperman és Carreiro, 1996; Kao et al., 2006; Mikanova, 2006).

Manapság egyre elterjedtebben alkalmaznak szekvenciális extrakciós eljárásokat is, amelyek lényege, hogy a különböző módon és mértékben kötött, tehát eltérő oldhatósággal rendelkező elemtartalmak mobilitását egymás után alkalmazott, egyre erősebb reagálószerrel tartalmazó oldatokból becslik (Heltai et al., 2011). Ezeket a módszereket jellemzően a környezeti kémiai alkalmazások, szemben az agrokémiában használatos módszerekkel, amelyek során az eredeti minta egyes részmintáin alkalmaznak különböző kivonószereket. Az első szekvenciális eljárást vízi üledékekre dolgozta ki Tessier, méghozzá azok nehézfém-tartalmának mobilizálódási opcióira alapozva. A különböző kötésformákban található specieszeket a vízben oldott fémionok és a szilárd környezeti fázis közötti lehetséges kölcsönhatásokra alapozva csoportosította. Ebben hét frakciót különített el: a pórsvízben lévő, a gyengén adszorbeált, a karbonátokhoz kötött, a vas-és mangán-oxidokhoz kötött, a szerves anyagokkal komplexeket képző, a szulfidokhoz kötött, valamint az ásványok kristályrácsaiba beépült frakciókat. Erre a rendszerre alapozva többféle eljárást is kifejlesztettek, azonban ezek teljes időszükséglete minden esetben 5-7 nap. A BCR (Community Bureau of Reference, EU) által ajánlott szekvens extrakciós eljárás ennél egyszerűbb, 3 (+1) lépéses, de ez is időigényes. Ezzel az eljárással kapcsolatban több probléma is felmerül: referencia talajminta nem áll rendelkezésre, csak vízi üledékminta, ezt is csak hat elemre (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) tanúsították, továbbá analitikai nehézségek is adódnak az eljárás során (Heltai et al., 2016).

A legegyszerűbb, BCR által ajánlott szekvens eljárás is három különböző frakciót mér:

- vízdoldható, gyengén adszorbeált, kicserélhető és CaCO_3 -hoz kötött frakciók
- redukálható Fe- és Mn oxidokhoz kötött frakciók
- szerves anyagokhoz kötött és a szulfid formában jelen lévő frakciók (eloxidálható)
- reziduális.

A felsorolt frakciók közül mindre igaz, hogy bizonyos körülmények között kifejtheti hatását a mikrobákra; az oldott fémionok szinte bármely oldódási formája amelyben megkötődnek, mikrobiális úton hozzáférhető bizonyos körülmények között. A mikrobák még az erősen kötött, vagy fixált formában lévő fémek mobilizálására is képesek (Chanmugathas és Bollag, 1987.). A Cd esetében például egyértelműen kimutatták, hogy a szerves anyagokhoz komplex módon kötött Cd biológiailag hozzáférhető és hozzájárul a vizsgált biológiai paraméterre gyakorolt toxicitáshoz (Vig et al., 2003). Mindemellett a négy frakció aránya elemenként is nagyon eltérő, és az egyes frakciók egymáshoz viszonyított arányát számos paraméter (talaj aktuális állapota, az elem, a jelenlévő mikrobák) befolyásolja.

Mindezek alapján az agrokémiában, a növények általi felvételt modellező, könnyen oldható frakciókon túl, a mikrobák az erősebben kötött frakciókhoz is hozzáférhetnek bizonyos körülmények között. Ezért potenciálisan toxikus elemek és a mikrobák közötti kapcsolatok feltárására érdemes lehet erősebb kivonószereket is használni. Wang és társai (2007) például erős korrelációt találtak az összes, az NH_4NO_3 -oldható Cu és Zn-tartalom, valamint a mikrobiális aktivitás között. Arra a megállapításra jutottak, hogy mindkét kivonat alkalmas lehet a nehézfémek biológiai hozzáférhetőségének becslésére. További hasonló összefüggésekről a 3.4.3. fejezetben olvasható leírás.

3.3.4. A dolgozatban vizsgált potenciálisan toxikus elemek

A dolgozatban a következő potenciálisan toxikus elemek kerültek vizsgálatra: As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn. Az alábbiakban röviden jellemzem ezeket az elemeket (Simon 1999, Stefanovits et al. 1999, Kabata-Pendias és Pendias 2001, Gruiz n.a./a, Gruiz n.a./b) alapján.

Az **arzén** elemi állapotban gyakorlatilag nem fordul elő a környezetben, leggyakoribb ásványa az arsenopirit (FeAsS). Korábban jelentős mennyiségű arzén került a talajokba arzéntartalmú növényvédő szerekből, e szerek használatát azonban mára világszerte betiltották, illetve korlátozták. Magyarországon az Alföldön, a mélységi vizekben megjelenő, jelentős területen előforduló, a határértéket meghaladó arzén geokémiai eredetű. Az arzén toxikusabb, redukált formája, az As(III) (arzenit) vízoldhatóbb és mozgékonyabb a talajban, mint az oxidált As(V) (arzenát) formája. A két forma a környezet megváltozásával egymásba átalakulhat. A talajban az arzén legerősebben a hidratált Fe- és Al-oxidokhoz kötődik, valamint könnyen megkötődnek az agyagon, humuszon és kalciumon is. A növények számára nem esszenciális elem, azonban igen alacsony koncentrációban – valószínűleg a foszfor felvehetőségének elősegítése által – serkenti a gyökérnövekedést. A növényekben általában a gyökérben halmozódik fel. Rézkohók közelében, szénégetés, valamint kén- és foszfortartalmú ásványok feldolgozása következtében antropogén eredetű arzénszennyezéssel kell számolni.

A magmatikus kőzetek mállásából származó **bárium** szulfátok és karbonátok formájában könnyen kicsapódik, erősen kötődik az agyagásványokhoz, valamint oxidokhoz és hidroxidokhoz. Antropogén eredetű bárium kerülhet a talajba légköri ülepedéssel és foszfor műtrágyák kijuttatásával. A növények számára nem esszenciális elem. Savanyú talajokban könnyebben fölvehetővé válik, azonban nem jellemző, hogy toxikus mennyiségben halmozódjon fel a növényekben. Báriummérgezésnek a bárium iparban, illetve a veszélyes hulladékkal dolgozó emberek lehetnek kitéve, a természetben veszélyes koncentráció nem jellemző.

Higany ipari termeléssel (bányászat, kohászat, szénégetés, szemétegetés) és a mezőgazdaságból (műtrágyák, meszezőanyagok, szerves trágyák, szennyvíziszapok) egyaránt kerülhet a talajokba. A hetvenes években betiltott higanytartalmú csávázószerek és fungicidok korábban komoly szennyezést okoztak világszerte. A higany a talajban környezeti hatásokra különböző vegyületekké alakulhat, és mind a szerves, mind a szervetlen alkotókhöz kötődhet. A növények a gyökérükben dúsítják fel, illékony formái (metilhigany, higanygőz) a növények mellett erősen mérgező hatásúak az állati és az emberi szervezet számára is, a higany a fehérjékhez kapcsolódva számos enzim működését gátolja.

A **kadmium** toxikus mikroelem. Az állatokra és az emberre már nagyon kis koncentrációban mérgező hatású, csontzsugorodást, a vesék funkciók zavarait okozza, a növényekben pedig gátolja a fotoszintézist, a transpirációt, és akadályozza egyes esszenciális elemek (Fe, Zn, Cu) felvételét és szállítását. Forrásai az ipari tevékenység (légköri ülepedéssel) mellett az istállótrágyák, szennyvíziszapok, valamint elsősorban a foszfor műtrágyázás. A cinkkel kémiai rokonok között van, ezért a kőzetekben és a szennyezetlen talajokban relatív állandó Zn/Cd arányt találunk. A kadmium a talajban számos formában előfordulhat: szervetlen és szerves kolloidokhoz kötve, oldott és oldhatatlan csapadék formájában, valamint talajásványokba zárva. Miután nem mozog, a feltalajban veszélyes mértékben felgyűmlhet, a növények könnyen felveszik és akkumulálják. Savanyú kémhatású talajból könnyebben felvehető, ezért ezt meszezéssel (növekvő pH-értékkel nő a Cd^{2+} adszorpciója), illetve szerves anyag kijuttatásával is csökkenthetjük.

A **kobalt** esszenciális mikroelem a kék-zöld algák és a nitrogénkötő baktériumok számára, a magasabb rendű növények fejlődését is serkenti. Az emberi és az állati szervezet számára szintén esszenciális elem, jelentős szerepe van a vérképzésben, a B_{12} vitamin és enzimek alkotója. A talajok kobalttartalma a talajképző kőzet ásványi összetételétől függ, a szennyezés esélye meglehetősen csekély. Ipari körzetekben, forgalmas autópályák közelében légköri ülepedéssel történhet szennyezés. Kémiai formáit tekintve Co^{2+} , Co^{3+} kation és komplex anion formájában fordul elő a talajban. Szerves anyagokhoz, agyagásványokhoz, illetve vas- és mangán-oxidokhoz kötődik, szerves kelátjai mobilisak.

Az ipari termelés (pl. festégyártás, galvánózás) melléktermékeivel, szennyvíziszapokkal, illetve ipari tevékenység (pl. fémkohászat, acélipar) és közlekedés következtében, kerülhet antropogén eredetű **króm** a talajba. Talajban előforduló formái az instabil (erősen lúgos vagy savas közegben erősen mobilis) Cr(VI) és ennek redukált formája, a Cr(III), ami kevésbé toxikus és nehezebben fölvehető. A talajban elsősorban Cr(III) formában található. Nem esszenciális elem a növények számára, felvétele csökkenthető meszezéssel, illetve foszfor és szerves anyag kijuttatásával. Az emberi és az állati szervezetben azonban részt vesz a szénhidrát-, zsír- és fehérje-anyagcserében, ezért számunkra kis mennyiségben esszenciális mikroelem.

A talajokban **réz**koncentráció-növekedést okozhat a jelentős mennyiségű rezet tartalmazó, szénégetés után visszamaradt hamu talajba dolgozása, a bányászat, kohászat, fémelőállítás, valamint légköri ülepedéssel a fosszilis tüzelőanyagok és szemét elégetése is. A mezőgazdasági talajok rézszennyezését jellemzően a réztartalmú növényvédőszer okozza. A réz egyaránt reakcióba lép a talaj szerves és szervetlen alkotóival, és miután nem mosódik ki, a feltalajban dúsul fel. Mobilitása a talaj kémhatásának emelkedésével csökken, ezért a növények rézfelvételét meszezéssel, szervesanyag kijuttatásával mérsékelni lehet. A növények, állatok és emberek számára egyaránt esszenciális mikroelem, számos enzim alkotórésze. Fontos szerepet játszik olyan növényi élettani folyamatokban, mint a fotoszintézis, a respiráció, vagy a szénhidrát- és a nitrogén-anyagcsere; az állati és emberi szervezetben proteinek összetevője is.

Légköri ülepedéssel **molibdén** kerülhet a talajba fosszilis energiahordozók elégetésével, a szén pernye és hamu talajba kerülésével pedig (lúgos kémhatásuk miatt) könnyen felvehetővé válik a növények számára. Az ipari termelést tekintve a bányák, fémfeldolgozó üzemek és olajfinomítók közelében lehet számítani megnövekedett molibdén koncentrációra a talajban. Diffúz molibdén-szennyeződés azonban nem jellemző. A talajokban molibdenát (MoO_4^{2-} anion) formában fordul elő, ami a pH emelkedésével mozgékonyabbá, könnyebben felvehetővé válik. A talajokban a vas- és alumínium-, mangán-oxidokhoz, illetve a szerves anyagokhoz kötődik. A molibdén a növények számára esszenciális mikroelem, a nitrogén-anyagcserében játszik fontos szerepet.

A talajokba a mezőgazdálkodás során szennyvíziszapokkal, ipari tevékenységgel pedig a bányászat, kohászat, az olajszármazékok és szén, valamint a szeméttégetés okozhat **nikkelszennyezést**. Forgalmass utak mentén a dízelolaj elégetése miatt emelkedhet meg a nikkellkoncentráció. A mezőgazdasági gyakorlat során alkalmazott szerek nikkeltartalma alacsony. A pH növekedésével a nikkell felvehetősége csökken, így meszezéssel csökkenthetjük a növények

nikkelfelvételét. A nikkelt a talajokban mozgékony, és a növényekben is könnyen szállítódik. Ugyan nem esszenciális mikroelem a növények számára, azonban fontos élettani szerepet tölt be: az ureáz enzim alkotórésze, ami a hüvelyes növények nitrogén anyagcseréjében játszik szerepet. Egyes növényfajok nagy koncentrációban is képesek elviselni a nikkelt, ezek hiperakkumulátor növények. Számos állatfaj számára esszenciális elem, enzimek alkotója és részt vesz a szénhidrát és fehérje anyagcsere szabályozásában, nagyobb mennyiségben azonban toxikus.

Emberre és állatra nézve az **ólom** erősen toxikus, rákkeltő hatású mikroelem, a növények szervezetébe azonban ritkán jut be, általában a levelek felületén rakódik le. A talajba kerülő ólom fő forrásai az ólomtartalmú üzemanyagok (ennek hatása az utóbbi években jelentősen csökkent, miután 1999-ben Magyarországon is betiltották az ólmozott üzemanyagok forgalmazását, fémkohók, ólomfeldolgozó üzemek, az ólomtartalmú hulladékok, a szénégetés. Mezőgazdasági eredetű ólom felhalmozódást okozhatnak a szennyvíziszapok és az ólomtartalmú peszticidek. A talajban a fémek közül az ólom kötődik meg a legerősebben, szerves komplexek képződése, illetve adszorpció (főként kolloidokhoz, vas- és mangán-oxidokhoz) útján. A legtöbb szerves Pb²⁺ vegyület nehezen, csak savanyú közegben oldódik. Ólommal szennyezett talajokban csökken az enzimaktivitás.

Mezőgazdasági gyakorlat során foszfor műtrágyákból és nyersfoszfátokból kerülhet **szelén** a talajokba, míg az ipari termelés olajok és olajszármazékok elégetésével, ércfeldolgozók közelében légköri kiülepedés által okozhat szelénkoncentráció-emelkedést a talajokban. A szénhamu kihelyezése a termőföldre azért veszélyes, mert a növények az így kijuttatott szelént könnyen fel tudják venni. A szelén talajban előforduló formái a szelenid (Se²⁻), az elemi szelén (Se⁰), a szelenit (SeO₃²⁻), valamint a szelenát (SeO₄²⁻). Aktuális megjelenési formája függ a talaj kémhatásától és levegőzöttségétől; a kémhatás emelkedésével a szelén mobilisabbá válik. Az emberi és az állati szervezet számára a szelén esszenciális mikroelem, a magasabb rendű növényekre stimulatív, de nem esszenciális.

A legfontosabb **ónérc** a kassziterit (SnO₂), amely meglehetősen jól ellenáll a mállásnak. Szerves vegyületekkel hajlamos mind oldható, mind oldhatatlan komplexeket képezni. A talaj óntartalma elsősorban az alapképző kőzetből származik, a feltalajban mégis világszerte általában közel azonos koncentrációban található meg. Sn²⁺ és Sn⁴⁺ formában fordul elő, amelyek közül az Sn²⁺ csak erősen savanyú és redukáló viszonyok között létezik. Vizes környezetben a szerves ón különböző metil formákat képez. Nincs rá bizonyíték, hogy a növények számára esszenciális, vagy hasznos elem lenne, azonban a talajoldatban lévő ónt könnyen felvehetik a talajból. Ilyenkor a gyökerekben halmozzák azt fel, természetes körülmények között azonban az ón kevésbé hozzáférhető a növények számára. Ónkohók, ipari üzemek környezetében előfordulhat ónszennyezés. Az ón mind a gombák, mind a magasabb rendű növények számára rendkívül toxikus. Az szerves ónvegyületek igen mérgezőek, az emberi és az állati szervezetben is sejtpusztító hatásúak.

A talajba került **cink** nagyon könnyen felvehető, ezért az egyik legveszélyesebb nehézfém. Emellett azonban a növények számára esszenciális mikroelem, számos enzim alkotórésze és aktivátora, szabályozza az oxidációs folyamatokat és a szénhidrátok átalakulását, elősegíti az indolecetsav szintézisét. Az állati és az emberi szervezet számára szintén esszenciális elem, enzimalkotó és fontos szerepet tölt be a fehérjeszintézisben is. A növények elsősorban vízdoldható és könnyen kicserélhető formáit tudják felvenni, ezek cinkfelvételét meszezéssel, valamint szerves anyag kijuttatásával csökkenthetjük. A mezőgazdasági tevékenység során cink juthat a talajba foszfát műtrágyákból, szerves trágyákból, meszezőanyagokból, komposztokból, szennyvíziszapokból és egyes peszticidekből. Ezen kívül légköri ülepedéssel a bányászat, a kohászat és a fosszilis tüzelőanyagok elégetése is hozzájárul a talajok cinkszennyezéséhez. A talajban általában Zn²⁺ formában van jelen, és leggyakrabban az Al- és Fe-oxidokhoz, agyagásványokhoz kötődik.

3.3.5. Műtrágyákban előforduló potenciálisan toxikus elemek

Az ásványi műtrágyák nyomelemek forrásai (Jones et al., 1987). Gyártásuk során azonban azokat gyakran – gazdasági okokból – nem tisztítják megfelelően, ezért különböző szennyeződések, többek között nehézfémeket is tartalmazhatnak. Túlzott dózisu és ismétlődő műtrágya-használattal növekedhet a talajok összes nehézfém-tartalma (Gimeno-Garcia et al., 1996). Az elterjedten használt műtrágyák és növényvédőszeresek olyan nehézfémeket tartalmazhatnak, mint a Zn, Cu, Cd és Hg (Jolánkai, 2004).

Csathó (1994) szerint az 1990-es években hazai forgalomban lévő, szilárd műtrágyákban Ni-szennyezést találtak, míg a folyékony műtrágyákban As, Cd, Pb, Co és Ni fordult elő a határértéket meghaladó koncentrációban.

Az ásványi műtrágyák okozta fémterhelésért elsősorban a foszforműtrágyák tehetősek felelőssé (Nicholson et al., 2003), és különösen Cd-al szennyezett foszfát-műtrágyákat kísérték kiemelt figyelem az elmúlt évtizedekben (Williams és David, 1973; López Carnelo et al., 1997; Grant et al., 2010). A foszforműtrágyák Cd-szennyezettsége közismert, használatukkal az utóbbi évtizedekben gyakorlatilag mindenhol nőtt a mezőgazdasági talajok Cd-koncentrációja. A foszforműtrágyák Cd-tartalmát a nyersanyag összetétele és az előkészítés módja egyaránt befolyásolja, de a Cd N-műtrágyákban is előfordul, azokban 0,05–0,85 mg/kg koncentráció mérhető (Karpova és Potatueva, 1990).

A P-műtrágyák gyártásának alapanyaga lehet guanó, magmás nyersfoszfát és üledékes nyersfoszfát. Általában elmondható, hogy a vulkáni eredetű nyersfoszfátok több nyomelemet tartalmaznak, mint az üledékes nyersfoszfátok (pl. apatit). Cd-tartalmuk az alapanyagtól és annak származási helyétől függ, a guanóban 50–100 mg/kg, a magmás nyersfoszfátban <5 mg/kg míg az üledékesben 8-80 mg/kg Cd fordulhat elő (Smani, 1992; Frost és Ketchum, 2000; Kassir et al., 2012). A világ ismert foszforkészleteinek 90%-át üledékes kőzetek tárolják, a világtermelésnek pedig mintegy 85%-át teszik ki az üledékes nyersfoszfátok (a maradék 15% magmás kőzetekből származik) (IFA, 2012). Származási hely szerint jellemzően alacsony Cd-tartalmú nyersfoszfátokat bányásznak Floridában és a Kola-félszigeten (Oroszország), míg Afrikában, pl. Marokkóban és Togóban átlagos/magas a nyersfoszfátok Cd-tartalma (McLaughlin et al., 1996). A foszfát műtrágyák gyártása során a nyersfoszfátokból Cd, Pb, Zn, Cu, As, B, Hg, U, Sr egyaránt kerülhet a kész termékekbe, ezáltal a talajokba is (Kabata-Pendias és Ponder, 1984; Csathó, 1994; Kassir et al., 2012). Az oldható P-műtrágyák előállításánál ugyanis a nyersfoszfát fém-tartalmának csak kis hányada nem kerül be a termékbe, így többek között a Cd esetében is a nyersfoszfát Cd:P aránya meghatározza az abból előállított műtrágya Cd-koncentrációját (McLaughlin et al., 1996).

Jiao és társai (2012) kutatása szerint 29, számos különböző országból származó nyersfoszfátban az átlagos As-tartalom 7,1; Cd-tartalom 19,1; Pb-tartalom 13,2 mg/kg volt. Ezek az anyagok a többi foszfát-termékbe is bekerülnek, mint pl. az ammónium-foszfát, diammonium-foszfát, triplefoszfát és az NPK kevert műtrágyák.

Argentínában használt, különböző foszfor-műtrágyák közül a legtöbb Cd-ot és Zn-et a nyersfoszfátok tartalmazták, a diammonium-foszfátban a Cr koncentrációja növekedett jelentősen, míg a Cu és az Pb koncentrációja az egyik szuperfoszfát mintában bizonyult magasnak (López Carnelo et al., 1997).

Gimeno-Garcia és társai (1996) karbamid, szuperfoszfát, vasszulfát és rézszulfát műtrágyák nehézfém-koncentráció növelő hatását vizsgálták rizsföldeken. Ezek közül a szuperfoszfátban volt a legtöbb Cd, Co, Cr és Zn (a műtrágya tisztátalansága következtében). A vasszulfát és a rézszulfát jelentős mennyiségű Pb-t és Ni-t tartalmazott. A karbamidban alacsony Cd (0,008 mg/kg) és Co tartalmat (0,051 mg/kg) mértek.

Nziguheba és Smolders (2008) 12 nyugat-európai országból gyűjtött 196 foszfát-műtrágya mintát (mindenhonnan a helyileg legelterjedtebben használt típusokból), és vizsgálta azok nyomelem-tartalmát (7. táblázat). A vizsgálatba bevont országok: Ausztria, Belgium, Dánia, Finnország, Franciaország, Németország, Írország, Olaszország, Hollandia, Portugália,

Spanyolország és Svédország voltak. A minták között előfordult NPK kevert műtrágya, öt nyersfoszfát-minta és feldolgozott foszfátok (monoammónium-foszfát, diammónium-foszfát és triplefoszfát).

7. táblázat. Mezőgazdasági talajokba jutó, P-műtrágyázásból eredő nyomfémek becsült mennyisége (műtrágyaipari statisztikák nyomán, az átlagos műtrágyahasználat és a hasznosított mezőgazdasági területek nagysága alapján) (Nziguheba és Smolders, 2008).

	P₂O₅ bevitel (kg/ha/év)	P- műtrágyákból származó elemtartalom, g/ha/év					
		Cd	Ni	Pb	Zn	Cr	As
A vizsgált 12 európai ország átlaga	43	1,6	3,6	1,0	43,1	20,7	2,3

Az eredmények alapján regionális különbségeket figyeltek meg, a Skandináv országokból származó minták átlagos fémkoncentrációja (Cd, Zn, Ni, Cr, Pb és As) szignifikánsan alacsonyabb volt, mint az összes vizsgált ország átlaga. Mindegyik vizsgált elemre igazolták továbbá, hogy pozitívan korrelál a műtrágyák P-tartalmával, és az Pb kivételével szignifikáns volt ez a korreláció. Egy európai szintű geokémiai adatbázis elemzése alapján erre a következtetésre jutottak Pan és társai (2010) is, azaz, hogy a kontinens országaiban a feltalaj Cd-szintje a P₂O₅ eloszlását követi, tehát a Cd-szennyezés a foszfát-műtrágyák használatából ered az intenzív művelésű mezőgazdasági területeken.

A talaj Cd-tartalmát növeli a légköri nedves és száraz ülepedésből származó elemtartalom is, ami Európában mintegy 1,9–5,4 g/ha/év mennyiségre tehető (Karpova és Potatueva, 1990). A mezőgazdasági talajokba kerülő vizsgált elemek közül a Cd, As és Cr esetében a műtrágyákkal a kiülepedésnél nagyobb dózis jut a talajokba. Az As és a Cr talajokban kimutatható természetes mennyiségénél a műtrágyákkal bevitt dózis azonban lényegesen kisebb, ezért ezeknél az elemeknél nem valószínű, hogy műtrágyák használatával komoly környezeti károkat lehet okozni (Nziguheba és Smolders, 2008).

Kukorica teszt növényes tenyészedény kísérletben NPK műtrágyás (N:P:K, 15:15:15; 33g NPK/növény) kezelés hatására növekedett a homokos vályog talaj HNO₃-oldható Cd és Ni koncentrációja (Carbonell et al., 2011).

Magyarországon használt műtrágyákban előforduló potenciálisan toxikus elemek

A rendszerváltásig az itthon gyártott szuperfoszfát nyersanyaga Cd-ban szegény magmás nyersfoszfát, a Kola-foszfát volt. Ezért ezekben a P-műtrágyákban igen alacsony Cd-koncentráció mérhető, és még a 70-es, 80-as évek iparszerű, feltöltő gazdálkodása során sem került a talajokba több mint 0,3 – 0,5 g Cd/ha/év (Csathó, 1994).

Kádár (1991) hazai és külföldi gyártású N, P, K műtrágyák szennyezettségét vizsgálta (8. táblázat). Eredményei alapján a N-műtrágyákat tekintve a hazai pétisók Ca, P és Sr-források is lehetnek, amely szennyezések valószínűleg a gyártás során kerülnek a műtrágyákba (hiszen a N forrása a levegő N-tartalma), és az alkalmazott technológiát tükrözik.

A K-műtrágyák viszonylag tiszták a vizsgált elemek tekintetében, csak nyomokban fordul elő bennük Cu, Cd, Ba, Sr, Zn és Mn, míg néhány elem a kimutatási határ alatti koncentrációban található meg (As, Co, Cr, Hg, Pb, Mo).

A P-műtrágyák közül a hazai szuperfoszfátok Sr-tartalma relatív magas (1% körüli), ezen kívül az As-koncentráció is említést érdemel. Ga, Mn, Sr tartalma a Kólafoszfátoknak általában egy nagyságrenddel nagyobb, míg Cd, Cr, Ni és Zn elemtartalma egy nagyságrenddel kisebb, mint az észak-afrikai lágy foszfátok (pl. hyperfoszfát).

A Cd-koncentrációt illetően legtisztábbak a N-műtrágyák. A vizsgált anyagok Cd-tartalma 0,1 és 102 mg/kg között változott; legkevesebb a N-műtrágyákban volt, ezek legfeljebb

nyomokban tartalmaztak Cd-ot, míg legmagasabb értékeket a Hyperfoszfát (29,8 mg/kg), a Fini foszfát (40,5 mg/kg) és az NDK Thomasfoszfát (101,8 mg/kg) mutatott.

8. táblázat. Műtrágyák mikroelem szennyezettsége, mg/kg (ICP-OES analízis, cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ kioldás) (Kádár, 1991)

Minta / mg/kg	As	B	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Ga	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn	Sr
Pétisó (1988)		1	1	0,9			2			2				23
Ammonitrát (1989)			1	0,1						1				5
Karbamid (1986)		1	1							2	1		5	2
Szuperfoszfát (1988)	142		206	1,2	2,6	5	23	142		201	1	14	24	11400
Ammonizált szuperfoszfát	1446	3	206	2,7	2,4	21	67	119		137	8	62	54	9600
Fini foszfát		35	39	40,5	0,9	230	10	17	35	21	14		368	1700
Hyperfoszfát		20	85	29,8	2,0	323	26	26	49	65	33	13	386	2000
Kolafoszfát		18	419	1,2	3,3	8	12	258	56	191	1	4	5	22200
Nyersfoszfát			474	1,2	4,6	10	39	243	67	219	2	24	21	21100
Foszforit		52	965	1,0	3,0	11	5	34	67	1225	5	12	6	2700
NDK Thomasfoszfát			26	101,8	4,4	1583		98	316	17648		14	137	143
Kálisó (1988)			3	1,3			1			18	1		7	24

Az MGSZH NTI (jelenleg NÉBIH, Növény- Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság) által, 1995 és 2007 között végzett termésmenővelő anyag ellenőrzések során foszfor, kálium, valamint komplex és mikroelemes műtrágyák toxikus elem-tartalmát vizsgálták. Pálmai (2010) az As, Cd és Cr koncentrációkról közölt információkat. Ezek alapján 2006-ban a Cd-határértéket meghaladó foszfor műtrágyák aránya 24,24% volt, míg 2007-ben 20,00%. Az összes vizsgált foszfor műtrágya (875 db minta) 2,23%-ában találtak As, 12,85%-ában Cd és 3,87%-ában Cr koncentrációt a határértéket meghaladó mennyiségben. A kálium műtrágyák esetében ez a három arány mind 0,4% alatt volt, míg a komplex és mikroelemes műtrágyáknál sorban 2,51%, 15,15%, valamint 2,75% mutatkozott határérték felettinek (4099 vizsgált mintából).

Az ún. Országos Műtrágyázási Tartamkísérletek keszthelyi talajait elemezve Lehoczky és társai (2006) megállapították, hogy a 32 éven át tartó folyamatos műtrágyázás hatására nem történt jelentős nehézfém-dúsulás a talajban. A kijuttatott műtrágya mennyiségek az alábbiak voltak: N: 50-100-150-200-250 kg/ha/év, P₂O₅: 50-100-150-200 kg/ha/év, K₂O: 100 kg/ha/év, továbbá kontroll talajokkal is dolgoztak. Néhány elem esetében adódtak ugyan szignifikáns különbségek, de tendenciaszerű növekedést nem lehetett kimutatni (Vér, 2006).

3.4. A mikrobák funkciói, mikrobiális indikáció, a mikrobák működését befolyásoló tényezők

A mikrobák a talaj élővilágának, az edafonnak tömeg szerint legnagyobb frakcióját képviselő szervezetei. A talajokban közel minden, a termékenységet érintő és befolyásoló folyamatot mikroorganizmusok ellenőriznek, és szabályoznak. A talajmikrobák környezetük fizikai állapotára, kémiai összetételére és dinamikájára jóval érzékenyebben reagálnak, mint a magasabb rendű állatok és növények. Mindez azt jelenti, hogy azoknál sokkal alkalmasabbak a talaj állapotának jellemzésére (Szabó, 2008).

A talajlakó mikroorganizmusok felelősek a talaj tápanyag körforgalmának jelentős részéért, a szerves anyag lebontásáért és az energia áramlásáért, végső soron a talaj termékenységének fenntartásáért. Néhányan közülük az ásványi tápanyagok felvehetőségét javítják (pl. mikorrhiza gombák a foszfátét), míg mások a talaj tápanyagtartalmát növelik (nitrogénkötő baktériumok). A szerves anyagok lebontásának eredménye egyrészt a keletkező biomassza, másrészt a maradványok mineralizálása vízzé, szén-dioxiddá, ásványi nitrogénné,

foszforrá és egyéb tápelemekké. Az ásványi vegyületek biomasszaként immobilizálódnak, majd miután a mikrobiális biomassza elhal, és szerves maradvánnyá változik, az ásványi tápelemek újra felszabadulnak (Bloem et al., 1997).

A baktériumok csaknem minden, a talajban végbemenő lebontó és felépítő folyamatban részt vesznek, a nitrogén körforgalmában pedig majdnem kizárólagos szerepük van. Az ő tevékenységükön alapul még többek között a Fe(III) redukciója Fe(II)-vé (Stefanovits et al., 1999). A polimerizált, komplex szerkezetű, diverz növényi részek lebontásához számos mikroorganizmus összehangolt működésére van szükség (Burns et al., 2013). A szerves anyag és ezen belül a cellulóz, lignin és egyéb nehezen bontható molekulák elsődleges lebontói a sugárgombák és a mikroszkopikus gombák. A mikorrhizák olyan mikroszkopikus gombák, amelyek szimbiózisban élnek a növény gyökereivel; a növény gyökerei szénhidrátokkal látják el a gombát, a gomba hifái segítségével pedig a növény a távolabbi talajrészek víz- és tápanyagtartalmához is hozzáférhet. A cianobaktériumok fotoszintetizáló szervezetek, a talajban mindenhol előfordulnak. Az atmoszférából nitrogént kötnek meg. Az algák elsősorban a talaj legfelső rétegében találhatók, és autotróf életmódjuknak köszönhetően oxigént termelnek, amivel a talaj szellőzőttségét segítik elő (Stefanovits et al., 1999).

A mikrobák funkcióihoz sorolhatjuk továbbá, hogy felgyorsítják, elősegítik a talajaggregátum-képződést és részt vesznek a káros anyagok lebontásában is (Verstraete és Mertens, 2004; Shishido et al., 2008). Mindezek alapján befolyásolják a talaj tápanyag-tartalmát, fizikai és kémiai tulajdonságait és a termékenységét (Bing-Ru et al., 2006). Hatással vannak a felszín fölötti életre is, ugyanis hozzájárulnak a növénytápláláshoz, a növények egészségéhez, a talajszerkezet kialakulásához és a talaj termékenységéhez (Kirk et al., 2004).

A mikroorganizmusok inaktív állapotban is óriási tömegben fordulnak elő. Ha ezek az inaktív állapotú mikroorganizmusok az általuk lebontható anyagcsere-termékekhez jutnak, aktivizálódnak és szaporodni kezdenek. Ez óriási rejtett potenciált jelent a talajban. Ha aztán csökken az energiaforrás, illetve átmenetileg megszűnik az ellátása, a mikrobák újra visszatérnek a nyugalmi állapotba (Szabó, 1986).

A talajban élő mikrobiális biomassza tömege egy átlagos, mérsékelt égövi talajban meghaladhatja a 20t/ha mennyiséget. A baktériumok száma 1 g talajban jellemzően 10^6 és 10^9 között alakul. Rendkívül sokrétű lebontó képességük következtében a talajban lévő energia és szén számos formáját hasznosítani tudják. Ilyenek például az anaerob légzés, a kemolitotróf növekedés, a molekuláris nitrogén megkötése és a metán hasznosítása. Ezáltal számos szervesetlen elem globális körforgalmában részt vesznek, amelyek közül számunkra különösen jelentős a N, P és K körforgalma. Jól átlevégőzt talajokban a baktériumok és gombák egyaránt jelen vannak, a vízzel telített, oxigénben szegény talajokban azonban inkább a baktériumok a jellemzőek. A mikrobiális biomassza tömeg szerint legnagyobb részét, mintegy 70%-ot a gombák teszik ki, számuk azonban a baktériumokéhoz képest alacsonyabb (10^4 – 10^6 gombatelep/g talaj). A talajlakó gombák a cellulóz és a lignin lebontásában játszanak kiemelt szerepet, továbbá különösen jelentős a gombák részvétele az aggregátumok képzésében. A baktériumokhoz hasonlóan, a gombák is opportunistá életmódot folytatnak, azaz, ha a környezeti tényezők (pl. hőmérséklet, nedvesség) optimálisá válnak, aktív állapotba kerülnek (Pankhurst és Lynch, 1995).

A talaj minőségének értékelésekor alapvető a mikrobiális diverzitás felmérése (Zhang et al., 2004), ezt azonban egyelőre csak becsülni tudjuk (Pankhurst és Lynch, 1995). A talaj mikrobiális közössége rendkívül bonyolult rendszert takar, aminek diverzitása három szinten jellemezhető: faji, genetikai és ökoszisztéma szintű diverzitás. Mindezek mérését ma is taxonómiai és módszertani problémák nehezítik (Bing-Ru et al., 2006). A talajban élő mikroorganizmusok esetében a taxonómiai diverzitásnál sokkal fontosabb, hogy az olyan kulcsfontosságú funkcióikat, mint a növényi maradványokból és az akkumulált talaj szerves anyagból feltárják és hozzáférhetővé teszik a tápanyagokat, el tudják látni (Caldwell, 2005).

3.4.1. Mikrobiális indikáció

A talajbiológiai indikációs eljárások segítségével mérhetővé válnak a biológiai degradációs folyamatok. Ezekkel az eljárásokkal becsülni tudjuk, hogy egy adott élőhelyen az adott környezeti terhelés (mint például a talaj szennyezése, savanyodása, vagy a területhasználat módja és intenzitása) mennyire változtatja meg az életközösségeket a kevésbé terhelt területek életközösségeihez képest (Dombos, 2009). A gazdálkodási és talajhasználati rendszerek változása a mikrobiális közösség struktúrájában és aktivitásában egyaránt szignifikáns változást okoz (Bossio et al., 2005). A mikroorganizmusok rengeteg talajban zajló folyamat fontos résztvevői, a változásokra gyorsan reagálnak, és gyorsan alkalmazkodnak a környezeti feltételekhez. Nagy felület/térfogat arányuk miatt sokkal szorosabb kapcsolatban állnak környezetükkel, mint a magasabb rendű élőlények. A mikrobiális populációkban és aktivitásukban bekövetkező változások, gyakran megelőzve a talaj fizikai és kémiai tulajdonságaikban kimutatható eltéréseket, a talajállapot korai figyelmeztető jelei lehetnek (Dick, 1994; Pankhurst és Lynch, 1995). A szerves anyag lebontási aránya, a teljes mikrobiális biomassza és a talaj enzim aktivitások között szignifikáns, pozitív összefüggést lehet kimutatni (Xu et al., 2015). A mikroorganizmusok működése mindezért a talaj egészségi állapotát remekül reprezentálja (Nurulita et al., 2016), következésképp a mikrobákat a talajok egészségi állapotának integrált indikátoraként lehet használni (Verstraete és Mertens, 2004).

A talaj mikrobiális közösségét számtalan módon lehet jellemezni, főbb mutatói a következők: biomassza nagysága, aktivitása, összetétele és diverzitása; reziliencia (tolerancia és adaptáció); valamint a növény-mikroba kölcsönhatások (pl. mikorrhiza, N₂-fixáció) (Szili-Kovács és Takács, 2008). A mikroorganizmusok a talajok ökoszisztémájában rengeteg funkciót betöltenek, ezért számos mérés közül választhatunk, amikor a talaj állapotát mikrobiális indikátorokkal kívánjuk felmérni, jellemezni. Nielsen és Winding (2002) a hozzájuk köthető ökoszisztéma paraméterek szerint csoportosítva összegyűjtötte ezeket az indikátorokat (baktériumokat, gombákat és egysejtűeket) (9. táblázat). Egy monitoring programhoz, annak céljaitól és kereteitől függően, a fizikai és kémiai és egyéb biológiai vizsgálatok mellett ezek közül érdemes kiválasztani azokat a paramétereket, amelyekkel már jellemezni tudjuk a talaj állapotát. Minden mikrobiológiai indikátornak megvannak a maga előnyei és hátrányai, a talaj állapotát pedig mindegyik egy kicsit másként jellemzi (Verstraete és Mertens, 2004).

9. táblázat. Mikrobiológiai indikátorok a jellemezni kívánt talaj-ökoszisztéma paraméterek szerint csoportosítva (Nielsen és Winding, 2002).

Jellemezni kívánt paraméterek	Mikrobiológiai indikátorok
Biodiverzitás	Genetikai és funkcionális diverzitás, Marker lipidek
C-körforgalom	Talaj respiráció; Metabolikus hányados; Szerves anyag lebontása; Talaj enzim aktivitás ; Metán oxidáció; Metanotrófok
N-körforgalom	N-mineralizáció; Nitrifikáció; Denitrifikáció; N-fixáció (Rhizobium és Cyanobaktérium)
Mikrobiális biomassza	Mikrobiális biomassza (direkt és indirekt módszerek); Mikrobiális hányados; Gombák; Gomba/baktérium arány; Egysejtűek
Mikrobiális aktivitás	Bakteriális DNS/protein szintézis; RNS mérések; A közösség növekedési fiziológiája; Bakteriofágok
Kulcs fajok	Mikorrhiza; Humán patogének; Szupresszív (betegségelnyomó) talajok
Biológiai hozzáférhetőség	Bioszenzor baktériumok; Plazmidot tartalmazó baktériumok; Antibiotikum-rezisztens baktériumok; A katabolikus gének előfordulása és elterjedése

A talajok mikrobiális közösségének megismerését akadályozza, hogy a talajlakó mikrobákat egyrészt módszertani nehézségek, másrészt taxonómiai hiányosságok miatt nehezen

tudjuk közvetlenül tanulmányozni. Becslések szerint eddig mintegy 5000 baktériumfajt írtak le és a világon 1,5 millió gombafaj létezik. Laboratóriumi körülmények között mindkét mikroorganizmusnak csak nagyon kis hányadát (a baktériumoknak kb. egy százalékát) lehet tenyészteni (Kirk et al., 2004), amiről nem ismert, hogy reprezentatív-e a teljes populációra nézve (Torsvik et al., 1996). A kitenyésztéses módszerek mellett egyéb hatékony módszereket is kidolgoztak a mikrobiális közösség vizsgálatára. Ilyenek a talajból kivont nukleinsav molekuláris analízise, mint például a polimeráz láncreakciót (PCR) követő denaturáló gradiens gélelektroforézis (DGGE), vagy a közösség profil meghatározása zsírsav-metil-észterek (FAME) alapján. A szénalapú szubsztráthasznosítási mintázatok szintén sokan használják a közösség szintű fiziológiai profilok (CLPP) leírására Biolog plate-ek segítségével (Dierksen et al., 2002, Larkin, 2003). A kitenyésztéses módszerekhez képest a PCR alapú molekuláris technológiák szélesebb körben használhatók és több információt nyújtanak a mikrobiális közösségről. Azonban ezeknek is megvannak a maguk korlátai, többek között nehéz elválasztani a talajszemcséktől a bennük, vagy a felületükön élő baktériumokat (Kirk et al., 2004). Az újgenerációs szekvenálás (NGS) elterjedésével a talajmikroba-együttes talajmetagenomikai elemzésével minőségileg új korszak kezdődött a diverzitás és a funkciók feltárásában (Delgado-Baquerizo et al. 2016). A mikrobiális faj definíciója és használata mindemellett továbbra sem egységes, Hey (2001) több, mint 24 különböző definíciót gyűjtött össze.

A fent leírt, közvetlen vizsgálatokkal szemben a közvetett eljárások esetében nem okoz problémát a mikrobák elkülönítése, a mikrobióta abundancia-viszonyaira következtetni tudunk. Közvetett eljárások közé tartozik a mikrobióta biomolekuláinak vizsgálata, a fumigációs eljárás után felszabaduló biomassza-eredetű vegyületek mérése, és az enzimaktivitás-vizsgálatok (Halbrietter és Unger, 2005). Az enzim mérések kvalitatív információval szolgálhatnak bizonyos metabolikus folyamatokról, és egyéb mérésekkel kiegészítve (pl. ATP, keletkező CO₂ mérése) segítségünkre lehetnek abban, hogy jobban megértsük az agrokemikáliák, a művelési gyakorlatok valamint a környezeti és klimatikus tényezők hatását a talaj mikrobiális aktivitására (Alef és Nannipieri, 1995).

Garcia-Orenes és társai (2010) szerint a talaj mikrobiális aktivitása olyan integráló indikátorként használható, ami különbséget tud tenni a különböző gazdálkodási módok között. Az enzimaktivitás, a mikrobiális biomassza, a respirációs arányok és a metabolikus hányadosok érzékeny indikátorokként használhatók, amikor például a szántás, az elvetett növények, a műtrágyázás és a környezeti körülmények megváltozásának hatásait kívánjuk felmérni.

A mezőgazdasági gyakorlat többek között a bevitt tápanyagok mennyiségének és minőségének megváltozásával is befolyásolja a talaj mikroorganizmusait és a mikrobiális folyamatokat. Az intenzív szántóföldi gazdálkodás például komoly csökkenést okoz a talaj szerves anyagában (Caravaca et al., 2002), ami hatással van a talaj fizikai, kémiai, biokémiai és biológiai tulajdonságaira (Garcia-Orenes et al., 2010). A növényvédő szerek túlzott használata a talaj mikrobiális közösségeinek működését és struktúráját egyaránt komolyan megváltoztathatja (Pampulha és Oliveira, 2006).

3.4.2. Talajenzimek

A talajban zajló kémiai átalakulások szinte mindegyikéhez szükséges a mikroorganizmusok aktív közreműködése. Ezek az átalakulások többnyire olyan redoxi reakciók következményei, amelyeket a mikrobák által kiváltott enzimek katalizálnak (Bloem et al., 1997). Az enzimek fehérjék, az élő sejtek katalizátorai. Eredetüket és szerepüket tekintve egyaránt különleges szerepet töltenek be a talajban (Brezovicskiné és Anton, 1985). Elsősorban mikroorganizmusoktól származnak, csupán kis részük növényi és állati eredetű (Burns, 1982). Az enzimek specifikusak, tehát csak bizonyos vegyületesoportokra, azaz szubsztrátokra (pl. cellulóz, fehérje, stb.) hatnak. A szubsztrátot transzformálják, de közben az ezt végző enzimek lényegben változatlanok maradnak. Működésükre kiemelkedő befolyással rendelkezik a közeg állapota, a hőmérséklet és a pH. A talajban léteznek egyrészt ún. szabad enzimek, amelyek már kiléptek a

sejtes kötelékből, de aktivitásukat sokáig megtartják, így olyan folyamatok mennek végbe a talajban, amelyekben a biológiai szintézistermékek, mint szubsztrátumok és enzimek működnek közre. Ezek már nem a valódi életjelenségekhez tartoznak. A mikrobasejtek a fajra jellemző enzimkészlettel rendelkeznek, ill. képesek ezeket szintetizálni. Ezek már nem szabad enzimek, a mikrobasejtek ellenőrzése alatt állnak. A szabad és nem szabad enzimeket együtt nevezzük talajenzimnek (Szabó, 1986).

A talaj enzim aktivitásokat Dick és társai (1996) a következőkkel jellemzik:

- gyakran szoros összefüggést mutatnak a talaj szerves anyagával, a talaj fizikai tulajdonságaival és a mikrobiális biomasszával, illetve aktivitással;
- a többi paraméternél sokkal gyorsabban változnak, ezért a talaj egészségi állapotában bekövetkező változásokat hamarabb tudják jelezni;
- egyszerű folyamatokat takar.

A talajokban mérhető enzimaktivitások a talaj termékenységének és az ökoszisztéma zavarásának mérésére, becslésére is szolgálhatnak. A nehézfém-szennyezésekre különösen érzékenyen reagálnak (Tate, 1995; Kandeler et al., 1996). A tápanyagok mineralizációja és a talaj enzim aktivitás szoros kapcsolatban állnak egymással (Fekete et al., 2011).

Az enzimreakciók általában egy mesterséges, oldható szubsztrát talajhoz adásán alapulnak. A szubsztrátnak megfelelő koncentrációban kell rendelkezésre állnia, továbbá annak elfogyasztását és a mikrobiális növekedést megakadályozandó, kerülni kell a hosszú inkubációs időket. Az enzimaktivitások meghatározása többnyire festési reakciót követő spektroszkópiás mérést takar (Nielsen és Winding, 2002). Az enzimaktivitás-mérések eredményei az aktuális állapot helyett inkább a potenciális maximumot reprezentálják, az enzim mérések inkubációs körülményeit ugyanis a katalízis optimumára állítják be. A mérések során a szubsztrát főlegben áll rendelkezésre, a pH-t és a hőmérsékletet pedig úgy alakítják, hogy az enzimaktivitás a lehető legmagasabb legyen (Alef és Nannipieri, 1995).

Az enzimeket Szabó (1986) a következő fő csoportokra osztja: oxidoreduktázok (pl. dehidrogenázok, katalázok), transzferázok (pl. rodanez) és hidrolázok (pl. foszfatáz, amiláz, celluláz, invertáz, ureáz, proteinázok, peptidázok). A talajenzimek funkció szerinti csoportosítását a 10. táblázat mutatja be, a teljesség igénye nélkül.

10. táblázat. A talajegészség indikációjára használható néhány talajenzim (Nielsen és Winding, 2002; Caldwell, 2005)

Jellemezni kívánt paraméterek	Talaj enzim
Mikrobiális aktivitás	dehidrogenáz
C-körforgalom	béta-glükozidáz
	amiláz
	celluláz
	lipáz
	fenol oxidáz
N-körforgalom	ureáz
	aminopeptidáz
	endo-proteáz
	amidáz
P-körforgalom	foszfatáz
	fitáz
S-körforgalom	arylszulfatáz
Általános szerves anyag lebontó enzimaktivitások	talaj enzimek

3.4.3. A talajtulajdonságok és a potenciálisan toxikus elemek hatása a talajban élő mikroszervezetekre

A talajban zajló biológiai folyamatokat, a mikrobiális közösségek összetételét és az enzim aktivitásokat számos tényező befolyásolja. Legjelentősebbek a talaj tápanyagtartalma, a talajnedvesség, a klimatikus tényezők (hőmérséklet, csapadék, talajhőmérséklet), a rendelkezésre álló oxigén koncentrációja, a parciális nyomás, a szerves anyag hozzáférhetősége, a talajlakó növényfajok, valamint a mezőgazdasági gyakorlat (Jones, 1998; Calderón et al., 2000; Rustad et al., 2000; Mirsal, 2008; Xu et al., 2015).

Az emberi tevékenység meghatározó hatással van a talaj mikrobiótára. A szennyezések, a városfejlődés, és különösen a mezőgazdasági gyakorlat nem csak a talajok fizikai és kémiai tulajdonságait, hanem ezeken keresztül a talaj mikroorganizmusait, azok abundanciáját, diverzitását és aktivitását is befolyásolja (Lienhard et al., 2013), a mezőgazdasági gyakorlat csökkenti a mikrobiális diverzitást (Torsvik et al., 1996).

A fémek toxikusságának hatását a mikrobákra sokan a talajtulajdonságok tükrében vizsgálják. Ez alapján többnyire arra az álláspontra jutottak, hogy a fémeknek nagyobb a hatása a könnyű textúrájú talajokon, mint azokon, amelyek jelentős agyag-, illetve szerves anyag tartalommal rendelkeznek (Haanstra és Doelman, 1991; Hattori, 1992).

Brezovicskiné és Anton (1985) magyarországi talajok szacharázaktivitását vizsgálta. 25 különböző helyről, jellemző magyarországi talajféleségekről gyűjtött mintáikon inkubációs kísérletben vizsgálták a szacharáz aktivitás alakulását a talajféleségektől függően. Eredményeik alapján a szacharázaktivitás értéke széles skálán mozgott a különböző talajokon (7,3 – 235,9 mg glükóz/10 g talaj/óra) és a talajféleség szignifikánsan befolyásolta az aktivitást. Legalacsonyabb aktivitást a laza homoktalajokon (Nyírlugos, Órbottyán), legmagasabbat pedig a kötött, nagy agyagtartalmú talajokon, réti szolonyeceken (Karcag, Hajdúböszörmény) mértek. Következtetéseik között szerepel, hogy a talajok nagy agyagásány-tartalma kedvező feltételeket teremt az enzim akkumulálódásához.

Xian és társai (2015) Pb, As és Cd enzimaktivitásokra gyakorolt hatását vizsgálta. 500 mg/kg Pb, 50 mg/kg As és 1 mg/kg Cd szennyezés eltérő eredményeket hozott különböző enzimaktivitásokra. Munkájuk során megállapították, hogy az 500 mg/kg Pb-szennyezés mellett, alacsony szervesanyag-tartalmú talajokon az Pb gátolta a mikrobák működését és ezen keresztül az arilszulfatáz enzimaktivitást, azonban a szervesanyag-tartalom növekedésével a gátlás csökkent, míg egy kritikus érték (SOM 2,42%) fölött az enzimaktivitás növekedésnek indult. A szerves anyag tehát „megvédte” a talajlakó mikrobákat az Pb káros hatásától.

Moreno és társai (2003) szennyvíziszap hatását vizsgálta nehézfémekkel szennyezett talaj enzimaktivitására. A kijuttatott szennyvíziszap csökkentette a Cd és Ni toxicitását az ureáz és foszfatáz enzimaktivitásokra, valószínűleg annak szervesanyag-tartalma következtében.

Az agyagásványokról hasonlóan állapított meg korábban Filip (1978) is. Álláspontja szerint az agyagásványok, a talaj többi ásványi alkotója és a mikroorganizmusok között kialakuló kölcsönhatás következtében új mikrokörnyezet jön létre. Az agyagásványok és az egyéb talajrészecskék is hatással vannak a mikrobák aktivitására (Tállai, 2007). A mikrobiális populáció növekedésében és fenntartásában kiemelkedő szerepe van a talaj struktúrájának is (Bottomley, 1993). A talaj szerkezete mellett Paradelo és Barral (2009) a talaj nedvességtartalmát is a talajenzimek aktivitásának fontos tényezőjeként tartják számon.

Wang és társai (2003) előkészített, légszáras talajminták újranedvesítése után azonnal mérte a talajlégzést. Eredményeik alapján a viszonylag nagymennyiségű szubsztrátot tartalmazó talajban az agyagtartalom nem csökkentette szignifikánsan a respirációt. Ezzel szemben a stabilizált körülmények között végzett méréseknél általános trendként figyelték meg, hogy a szerves C lebontásának mértéke az agyagtartalom növekedésével párhuzamosan csökkent.

Az FDA aktivitást szignifikánsan befolyásolja többek között a szezonális és a talajhasználat módja is. Shishido és társai (2008) a nyáron gyűjtött mintákban magasabb értékeket

kapott, mint a tavasszal és ősszel gyűjtöttékben. A mezőgazdasági táblát határoló bokros sávban nagyobb aktivitást mértek, mint a gyümölcsösben.

A műtrágyákkal és növényvédő szerekkel a talajba került vegyszerek bioszférában való körforgásában és felhalmozódásában jelentős szerepet játszik a talaj, a detoxikálásukban a talaj mikroorganizmusai (Sorensen et al., 2003). A növények növekedéséhez szükséges esszenciális nehézfémek, mint például a réz is toxikussá válnak, ha túl nagy koncentrációban állnak rendelkezésre (Vogeler et al., 2008). A nehézfém-szennyezések a tapasztalatok szerint többnyire negatív hatással vannak a talajmikrobiótára (Rajapaksha et al., 2004; Barajas-Aceves, 2005; Vásquez-Murrieta et al., 2006), de egyes vizsgálatok alapján a talajban a növekvő fémkoncentrációk a kezdeti állapottól függően csökkenthetik, vagy növelhetik a mikrobiális diverzitást és a biomassza mutatók értékeit is. Egyéb közleményekben a nehézfém-szennyezések és a mikrobiális biomassza, vagy bakteriális közösségi struktúra között nem találtak egyértelmű kapcsolatot (Grandlic et al., 2006; Zhu et al., 2013).

A nehézfémek kis mennyiségben serkenthetik a mikroorganizmusok szaporodását, mivel strukturális és funkcionális komponensei számos enzimnek és egyéb biológiailag aktív vegyületnek. Nagyobb mennyiségben viszont erősen káros hatással vannak a talaj természetes szabályozó rendszereire: befolyásolják a mikrobapoplációk átrendeződését és eloszlását, kedveznek a mikroorganizmusok toleráns, fémrezisztens formáinak (Stephen et al., 1999; Kabata-Pendias és Pendias, 2001, Morgan et al., 2007; Giller et al., 2009), és csökken a mikrobiális biomassza szintje (Brookes et al., 1986).

Egyes tanulmányokban arról számoltak be, hogy a nehézfémek toxicitását a talaj fizikokémiai tulajdonságai (mint a szervesanyag-tartalom, nedvességtartalom, pH, vagy a talajtípus) befolyásolják. A mikrobiális közösségekben bekövetkező változások nem csak a nehézfémek koncentrációján, hanem az említett tulajdonságokon is múlnak (Zhang et al., 2016).

A nehézfémek élő szervezetekre gyakorolt hatása számos formát ölthet, legtöbbször felhalmozódnak a különböző növényi, állati és emberi szervekben, és csak lassan ürülnek ki. Ez különösen veszélyes az olyan növények esetében, amelyeknél a szennyezés látható tüneteket nem okoz, ezek ugyanis bekerülnek a táplálékláncba. A potenciálisan toxikus elemek károsan hatnak a növények növekedésére, hiszen olyan biokémiai folyamatokat befolyásolnak, mint a metabolizmus, a respiráció, a fotoszintézis és a sztómaak nyitása (Smical et al., 2008). Az egyes nehézfémek humán-egészségügyi kockázatai különbözőek, ismert hatásai többek között, hogy karcinogének, mutagének és teratogének (Simon, 1999).

Annak ellenére, hogy a nehézfémek talajmikrobákra gyakorolt hatásáról már a XX. század elejéről származnak feljegyzések (Lipman és Burgess, 1914; Brown és Minges, 1916) csak a 60-as, 70-es években, amikor az olvasztókemencék környezetében észlelték a nehézfémek emissziójának ökoszisztémára gyakorolt komoly negatív hatását, figyeltek fel arra, hogy milyen rendkívüli módon megzavarja a mikroorganizmusokat és a mikrobiális folyamatokat a megnövekedett fémkoncentráció. Az 1970-es években, a fémterhelések határértékeinek tervezésekor (a szennyvíziszapok hasznosítása miatt) a szántóföldi növényeket és a legelő állatokat vették figyelembe, a mikroorganizmusokra kifejtett hatásokat csak 20 évvel később kezdték tanulmányozni (Giller et al., 1998). Ma már ismert, hogy a talajszennyezés hatásainak vizsgálatához elengedhetetlen a mikrobiális háttér feltérképezése.

Számos tanulmányban vizsgálták már a nehézfémek toxikus hatását a talaj mikroorganizmusaira és a mikrobiális folyamatokra, és az eredmények rendkívül szerteágazóak. Alapvetően a két legfontosabb tényező, ami ezt a nagyfokú különbözőséget okozza, egyrészt a biológiai hozzáférhetőségben másrészt a mikrobák érzékenységének különbségében, sokféleségében keresendő. A talaj „összes” fémkoncentrációja nem a mikroorganizmusok számára felvehető koncentrációt fejezi ki, arról nem ad információt. A talajban a fémek ezen „részének” mérésére továbbra sincs egy általánosan elfogadott módszer. Valójában a biológiailag hozzáférhető frakciót nem lehet mérni, azt csak a vizsgált élőlény növekedésével és a fémek felvételével vagy toxikus hatásával lehet vizsgálni. Számos talajtulajdonság befolyásolja egy adott fém mikrobákra gyakorolt hatását, többek között a pH, a szerves anyag mennyisége, az

agyagtartalom, vagy a vasoxid-tartalom. Ezek közül általában a pH-t találták a leginkább befolyásoló tényezőnek, mivel a fémek oldhatóságát és specieszeinek előfordulását határozza meg (Giller et al., 2009).

A fémek toxikusságát a mikrobákra nézve eleinte a mikrobiális biomassza mennyiségének erős csökkenésével érzékelték. Ezt a tényt egyéb tanulmányokban is megerősítették, méghozzá azt bizonyítva, hogy a teljes biomassza mennyiségének csökkenése a szubsztrát hasznosítási hatékonyságának csökkenéséből származik (Barajas-Aceves, 2005). A mikroorganizmusok a fémek okozta stressz következtében több energiát fordítanak annak kezelésére, vagyis a túlélésre, aminek hatására felgyorsul a légzésük. A fémek megzavarják az energia szétosztását a mikrobákban a növekedés és a létfenntartás között, ezért a fenntartáshoz nagyobb mennyiségű C-re van szükségük, következésképp csökken a biomasszába beépülő C mennyisége (Tripathy et al., 2014). A nehézfémek az enzim-szubsztrát komplex működését befolyásolva csökkenthetik az enzimaktivitást. Az enzimfehérjéket denaturálják és kölcsönhatásba lépnek az aktív helyeikkel, vagy a mikrobiális sejteken belül gátolják az enzimek szintézisét. Ha a fémek jelenléte megváltoztatja a közösség struktúráját, az hatással lehet az enzimaktivitásokra is (Nannipieri, 1994). Amikor például a Cd az aktív helyekhez kötődik, az olyan enzimek, mint a foszfatáz inaktíválódnak és megszakad a metabolizmus (Vig et al., 2003).

A mikrobiális biomassza mennyisége érzékeny indikátora lehetne a fémek okozta stressznek, de ezt korlátozza a mikrobák jelentős térbeli heterogenitása (Broos et al., 2007).

A mikrobák különböző érzékenysége a fémek toxikusságára egyazon fajon belül is jellemzően előfordul. Bunemann és társai (2006) szerint ezért nem lehet egyetlen határértéket megadni a toxikusságra nézve, a határértékeket terület-specifikusan kellene meghatározni.

A legtöbb tanulmány a nehézfémek és a talajmikrobióta kapcsolatában laboratóriumi kísérletek között zajlott (Szili-Kovács et al., 2006), míg sokan ipari szennyezések helyszínein tanulmányozták a nehézfémek talajmikrobiótára gyakorolt hatását (Ellis et al., 2002; Li et al., 2009). A szabadföldi vizsgálatokat és a reprezentatív mintavételt nehezíti a nagyfokú térbeli heterogenitás (Vályi et al., 2013).

Szili-Kovács és társai (2006) szabadföldi körülmények között vizsgálták a fémszennyezés (Pb, Zn, As, Cd, Cu) hatását a talajmikrobiótára. Eredményeik alapján a kloroform fumigációs módszerrel mért mikrobiális biomassza szignifikánsan csökkent a szennyezés következtében, míg a foszfatáz aktivitás növekedett.

8 hetes talajinkubációs kísérlet után a királyvíz-oldható Cr és az FDA, valamint a szacharáz enzimaktivitások között közepes, negatív korrelációt lehetett igazolni (Szécsy et al., 2011). Az egyértelmű negatív hatást erősíthette, hogy a krómkezelés jelentősen csökkentette a talaj pH-ját ($\text{pH} < 4,5$). A királyvíz-oldható Pb és Zn esetében azonban nem tudtak szignifikáns hatást kimutatni a két enzimaktivitásra. A Zn esszenciális elemként valószínűleg jelentős mértékben járult hozzá a talajmikrobióta működéséhez.

Vig és társai (2003) szerint a Cd toxikus hatása a mikroorganizmusokra és az enzimaktivitásokra nézve nem egyértelmű; a szennyezés forrásától és a talaj tulajdonságaitól függően különböző trendek mutatkoznak. Számos cikk feldolgozása után arra a megállapításra jutottak, hogy a Cd hatása a talaj enzim aktivitására a vizsgált enzim és talajtípus szerint eltérő lehet. A talaj típusa mind laboratóriumi, mind pedig szabadföldi körülmények között befolyásolta az eredményeket.

Biró és társai (2010) szabadföldi tartamkísérlet talajainak felhasználásával, tenyészedényes kísérletben, árpa jelzőnövényrel vizsgálta a rizoszférában megtalálható AM gomba kolonizációját. A tartamkísérlet talajainak „feltöltéséhez” korábban 13 mikroelemet alkalmaztak, nagy dózisban. Megállapításaik szerint egyrészt a fémszennyezett talajokban valószínűleg toleráns gombafajok szelektálódtak ki, másrészt különböző mechanizmusok által az AM gomba képes lehet „megvédeni” a gazdanövényt bizonyos elemek felételével szemben (pl. Cd).

Tripathy és társai (2014) egy Indiában található száz éves, települési szilárd hulladékokat befogadó lerakón végeztek vizsgálatokat. Meghatározták néhány fém (Zn, Cu, Pb, Cr és Ni) különböző kémiai formáinak koncentrációját és vizsgálták ezek hatását bizonyos mikrobiológiai

paraméterekre (többek között mikrobiális biomassza, FDA és egyéb enzimaktivitások). Eredményeik alapján a szilárd hulladékokkal kezett talajok enzimaktivitása magasabb volt, mint a környező talajok háttérérekei. A mikrobiális biomassza-C, az FDA és egyéb enzimaktivitások nem mutattak csökkenést a nehézfémkoncentrációk emelkedésével. Véleményük szerint ez az eredmény egyéb környezeti tényezők (például szervesszén-tartalom) fontosságát mutatja.

Uzinger (2010) nyírlugosi savanyú, alacsony szervesanyag-tartalmú homoktalajon vizsgálta a Cr, Pb és Zn hatását a talaj mikrobiális paramétereire. A nehézfémeket fém sók formájában juttatták ki, nagy dózisokban (375-1500 mg fém só/kg talaj). Sem a Pb-nitrát, sem a Zn-szulfát esetében nem tudtak egyértelmű negatív hatást igazolni az invertáz (szacharáz) enzimaktivitásra, a teljes mikrobiális aktivitásra (FDA) és a mikrobiális biomassza-C tartalom változására. Az eredményeket az alkalmazott fém sóknak a mikrobiális anyagcserét serkentő hatásával indokolták.

Shi és társai (2002) mikrokozmosz kísérletben 40 éven keresztül, ólommal és krómmal szennyezett talajt vizsgált. Az ólom a krómnál nagyobb stresszt okozott a talajlakó mikrobáknak. A fémek mikrobákra gyakorolt hatása a talajoldatban való hozzáférhetőségüktől függ; ha a fém a talajoldatból agyagszemcsékhez vagy szerves anyagokhoz kötődve távozik, csökkenhet vagy meg is szűnhet annak negatív hatása.

Nehézfémekkel különböző mértékben szennyezett (Cu, Pb, és As, sorrendben 1120, 1810 és 260 mg/kg) almaültetvény talaját használta Aoyama és Nagumo (1997) a kísérletében. A talajt tovább kezelték Cu, As és Pb elemekkel. A talajban akkumulálódott nehézfémek toxikus hatást gyakoroltak a mikrobiális biomasszára és aktivitásra. A negatív hatást elsősorban a Cu okozta. A három fém összehasonlításakor arra a megállapításra jutottak, hogy 10 mmol fém/kg talaj dózis esetén mind a talajlégzést, mind pedig a mikrobiális biomasszát a Cu csökkenti a leginkább.

A műtrágyák tápanyagtartalmának hatása a talaj mikrobiotájára nem egyértelmű, a szakirodalomban egymástól eltérő eredményekkel találkozhatunk. Gregorich és társai (1997) N-pótlás következményeit figyelte meg. Tapasztalataik szerint néhány esetben a N hatására növekedett a mikrobiális biomassza és az aktivitás is, de megfigyeltek negatív és semleges hatást is.

Mäder és társai (2001) az organikus és a konvencionális gazdálkodás között észlelt különbséget. Az organikus gazdálkodást folytató területeken a mikrobiális biomassza pozitív korrelációban volt a gabona terméshozamával, míg a hagyományos művelés mellett nem találtak ilyen összefüggést.

Brezovicskiné és Anton (1985) talajérleléses kísérletben vizsgálta meg, hogyan változik a szacharázaktivitás mértéke NPK kezelés hatására. A 25 különböző típusú, magyarországi talajhoz NH_4NO_3 , KH_2PO_4 és KHCO_3 formájában adtak tápanyagot, valamint pótlólagos szénforrásként cellulózport. Eredményeik azt mutatják, hogy a cellulóz, mint mineralizálható szénforrás szignifikánsan növelte a szacharázaktivitást, míg az NPK-kezelés önmagában nem okozott számottevő növekedést az aktivitás értékében.

Kátai és Helmeczi (1995) kukorica kultúra talaján vizsgálták a szerves trágyázás hatását a talaj mikrobiológiai folyamataira. Eredményeik szerint a nagy trágya adagok növelték a mikrobák számát, azonban néhány talajenzim aktivitására gátlólag hatottak.

Kátai (2006) trágyázási kísérletben vizsgálta a szerves anyag hatását a talaj mikrobiológiai aktivitására, mono- és trikultúrában termesztett kukoricában, mészlepedékes csernozjom talajon. Tapasztalatai alapján a talajba juttatott szerves anyag szignifikánsan növelte a nitrifikáló baktériumok mennyiségét, kedvezően befolyásolta a foszfatáz, az ureáz, a szacharáz, és a kataláz aktivitását is. A szacharáz és a kataláz enzim aktivitására azonban a nagyobb dózisok már gátlólag hatottak.

Jangid és társai (2008) különböző használatú területek mikrobiális közösségét kutatták. A területek között hagyományos művelésű szántó, kaszáló és legelő, mindháromból egy műtrágyázott és egy szárnyasürülékkel trágyázott változat, valamint erdő, mint kontroll is szerepelt. Vizsgálataikhoz foszfolipid-zsírsvav analízist és 16S rRNS szekvenálást alkalmaztak. Megfigyeléseik szerint az erdőtalaj mikrobiális struktúrája és összetétele szignifikánsan

különbözött a mezőgazdasági talajokétól. A mezőgazdasági művelés alatt álló területek között azonban a műtrágyák használata még drámaibb hatást gyakorolt a bakteriális közösségekre, mint a földhasználat módja, vagy akár a szezonális. A diverzitás mindhárom esetben nagyobb volt a szárnyasürüléssel trágyázott, mint a műtrágyázott talajokban. A műtrágyák használata több bakteriális közösség összetételét és abundanciáját is megváltoztatta. Xiao-Jie (2015) is arra a megállapításra jutott, hogy a különböző trágyázási módszerek komoly befolyással vannak a talaj ureáz és szacharáz aktivitására.

A mikrobiális biomassza és az enzimaktivitások vizsgálatát Lagomarsino és társai (2009) sikerrel alkalmazták a gazdálkodási rendszerekben bekövetkező, rövidtávú változások észlelésére. A hidrolitikus enzimek aktivitása általában nőtt az organikus gazdálkodású talajokban a konvencionális művelésükhöz képest.

Hasonló eredményre jutottak Tu és társai (2006) is. Organikus gazdálkodásban azt vizsgálták, hogy hogyan hat négy különböző szervesztrágya a homoktalajok mikrobiális biomasszájára, aktivitására, valamint a tápanyagok hozzáférhetőségére. A biomasszát kloroform-fumigációs extrakciós eljárással, a mikrobiális aktivitást talajlégzés mérésével becsülték. Kontrollként műtrágyázott területet használtak. A kapott eredmények alapján az organikus technológiával művelt talajok mikrobiális biomasszája és aktivitása egyaránt nagyobb volt a kontroll, konvencionális művelésű talajéhoz képest. A talaj potenciálisan mineralizálható N-készlete 182-285%-kal nagyobbak mutatkozott a szervesztrágyázott, mint a műtrágyázott talajban.

3.4.4. Az alkalmazott talaj enzim aktivitás és mikrobiális biomassza mérési módszerek

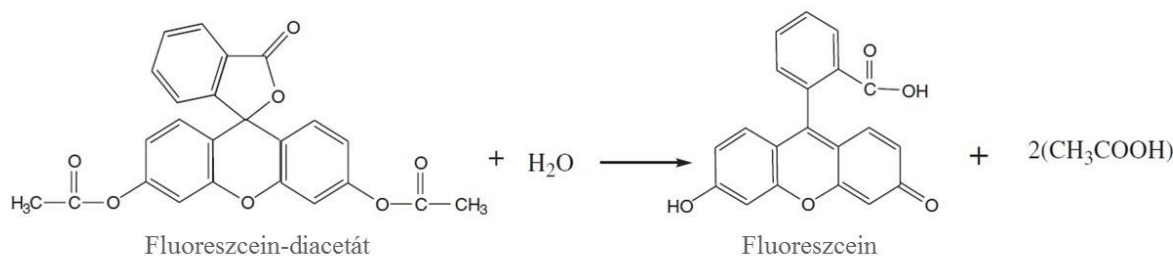
3.4.4.1. Fluoreszcein-diacetát (FDA) enzimaktivitás

A fluoreszcein észterek enzimaktivitás mérésére való alkalmasságát 1963-ban jegyzi először Kramer és Guilbault, míg környezeti mintákon történő alkalmazását csak 1980-ban írták le (Swisher és Carroll, 1980). Ekkor megállapították, hogy a fluoreszcein-diacetát (FDA) hidrolízisének mértéke egyenesen arányos a mikrobiális populáció nagyságával, és kifejlesztették a standardizált módszert. Schnürer és Rosswall (1982) már a talaj teljes mikrobiális aktivitásának mérésére használta a módszert és különböző talajok mikrobiális aktivitásának összehasonlítására különösen alkalmasnak találták.

Kémiailag a fluoreszcein-diacetát (3',6'-diacetyl-fluoreszcein) két acetát gyökhöz kapcsolódó fluoreszceinként néz ki (5. ábra). Stubberfield és Shaw (1990) megfigyelte, hogy ezt a színtelen vegyületet mind a szabad (exo-) enzimek, mind pedig membránhoz kötött enzimek képesek hidrolizálni. A folyamat, amelyben az enzimek segítségével FDA-ból fluoreszcein képződik, két lépcsőben megy végbe, a hidrolízist egy dehidratációs reakció követi. A hidrolízis hatására színes fluoreszcein keletkezik, ami spektrofotometriáson, látható hullámhosszon (490 nm) mérhető (Adam és Duncan, 2001).

A talajban számos olyan enzim megtalálható, ami képes az FDA hidrolízisére, ilyenek a széleskörűen elterjedt nem specifikus észterázok, proteázok és lipázok (Guilbault és Kramer, 1964). Az enzimek számtalan különböző anyag lebontásában részt vesznek és elterjedésük különösen a fő lebontók, a gombák és baktériumok esetében széleskörű. A módszer tehát a mikrobiális lebontók aktivitását becsli. A talajokban az energiaáramlás több, mint 90%-a érinti a mikrobiális lebontókat (Heal és McClean, 1975), mindezért az FDA mérése megfelelő indikátora lehet a talaj teljes mikrobiális aktivitásának.

Az FDA módszer olyan vizsgálatokkal is meglehetősen jó korrelációt mutat, amelyek a biomassza rendkívül pontos mérésére használnak, például ATP tartalom, és sejtsűrűség-vizsgálatok (Stubberfield és Shaw, 1990), fumigációs-extrakciós eljárás (Stark et al., 2008), továbbá a talajlégzés (Schnürer és Rosswall, 1982). Ezekkel az időigényes és bonyolult mérésekkel szemben az enzimaktivitás-vizsgálatok, így az FDA módszer is gyors, érzékeny és egyszerű megoldást nyújt (Adam és Duncan, 2001).

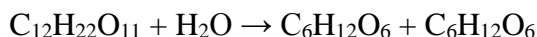


5. ábra. Az FDA hidrolízise. A kiindulási vegyület a fluoreszcein-diacetát, amelyből hidrolízis és dehidratáció útján fluoreszcein keletkezik (Green et al., 2006).

3.4.4.2. Szacharáz (invertáz) enzimaktivitás

A szacharázaktivitás a talajokban zajló biológiai és biokémiai folyamatok jellemzésére alkalmas paraméter. Használatával a talaj szénhidrát anyagcseréjéről kaphatunk közvetlen információt (Anton, 1985).

A szacharázt a hidroláz enzimek csoportjába sorolhatjuk (Szabó, 1986). Az enzim segítségével a szacharózból glükóz és fruktóz képződik:



A növényi maradványok oligoszacharid tartalmát alacsony molekulatömegű szacharidokká bontják (Stemmer et al., 1998). A szacharázaktivitás mérésének alapja a hidrolízis során keletkező redukáló cukrok (monoszacharidok) kvantitatív mérése. A szacharáz enzim szisztematikus neve β -D-fruktofuranozid-fruktohidroláz (3.2.1.26. EC) (Frankenberger és Johanson, 1983; Königshofer és Löppert, 2015).

Brezovicskiné és Anton (1985) tapasztalatai szerint a szacharázaktivitás a különböző talajok összehasonlítására jól használható mutató. A módszer előnyei között említik, hogy értéke a talajok tárolása során viszonylag állandó és a talajféleségek között nagy eltéréseket mutat. Eredményeik alapján a talaj különböző paraméterei közül leginkább a felvehető N-tartalom és az agyagtartalom befolyásolja, növeli a szacharázaktivitást. Frankenberger és Johanson (1983) megfigyelései szerint a szacharáz aktivitás az összesnitrogén- és a szerveszén-tartalommal mutat pozitív korrelációt, és a talajmélységgel csökken. A talajlégzés intenzitásával és a szervesanyag-tartalommal Brezovicskiné és Anton (1985) nem kaptak közvetlen összefüggést, ami arra utal, hogy a talajok aktuális mikrobiális aktivitása nincs szoros kapcsolatban a valós aktivitás szintjével. Eszerint a talajokban lévő enzimekészlet komoly része akkumulált állapotban létezik. Ezt támasztják alá többek között Pankhurst és Lynch (1995) eredményei is. Li és társai (2010) szerint az öntözés mellett a talaj szerves anyagának gyarapodása is növeli több enzim mellett a szacharáz aktivitását is.

3.4.4.3. Szubsztrát indukált respiráció (SIR)

A mikrobiális biomassa a növényi tápelemek fontos átmeneti raktára. Mérésére nincs egységes, általánosan elfogadott és pontos eljárás, becsülni azonban többféle (direkt és indirekt) módszer segítségével is tudjuk. Ezek eredményei Carter és társai (1999) szerint nem különböznek egymástól szignifikánsan. Az indirekt módszerek többnyire olcsóbbak, gyorsabbak és könnyebben kivitelezhetőek, mint a direkt metódusok. A direkt módszerek közé tartozik a mikroszkópos számlálás, vagy foszfolipid-zsírsvav analízis (PLFA), míg az indirekthez a kloroform fumigációs eljárások (CFI, CFE), illetve a szubsztrát indukált respiráció (SIR). A SIR-t több európai ország (Németország, Svájc, Csehország, Ausztria) talajmonitorozó programjában is alkalmazzák, mint mikrobiológiai indikátort (Nielsen és Winding, 2002).

A szubsztrát indukált respiráció mérése a talaj mikrobiális biomassza nagyságának becslésére szolgáló eljárás. Alapja az a respirációs válasz, amit a telítési koncentrációban lévő, könnyen hasznosítható szubsztrát, jelen esetben glükóz hatása vált ki a talajban (Anderson és Domsch, 1978).

A vizsgálat során a felszabaduló CO₂-t mérjük. A talajban CO₂ nem csak a talajrespiráció, azaz aerob légzés során keletkezik, hanem anaerob légzés, fermentáció és abiotikus reakciók révén is. Az O₂ fogyása pontosabb képet adna az aerob respirációról, azonban a levegő O₂-tartalma 21%, vagyis a háttérkoncentráció jóval nagyobb ez esetben, mint a CO₂ esetében (0,035%). A változásokat a CO₂ esetében ezért pontosabban tudjuk nyomonkövetni (Szili-Kovács, 2004). A SIR mérését szabványként is elfogadták (ISO-standard 14240:1:1997).

Wardle és Parkinson (1990) mikroszkopikus módszerek segítségével próbálták meghatározni, hogy a mikrobiális biomassza mekkora hányada a metabolikusan aktív rész. Az eredmények alapján az aktív hányad többnyire kisebb, mint a nyugvó állapotban lévő populáció. A glükózra csak a mikrobiális biomassza aktuálisan aktív része reagál, az inaktív hányad nem tud azonnal reagálni a kezelésre. Mindezek alapján a szubsztrát indukált respirációs méréssel a teljes mikrobiális biomassza aktív részét mérjük, ezen belül is azt a populációt, amely a glükózt hasznosításához szükséges valamennyi enzimmal rendelkezik.

Több vizsgálat is pozitív korrelációt talált a SIR és a CFE/CFI értékek között (Anderson és Joergensen, 1997). Egyes kutatások szerint az erdőtalajok SIR értékei lényegesen magasabbak a szántóföldi kultúrák talajaiénál (Hintze et al., 1994). Megfelelő hőmérséklet és nedvességi körülmények között a talajlégzést nagyobb részben limitálja a hozzáférhető szubsztrát mennyisége, mint a mikrobiális biomassza nagysága (Wang et al., 2003).

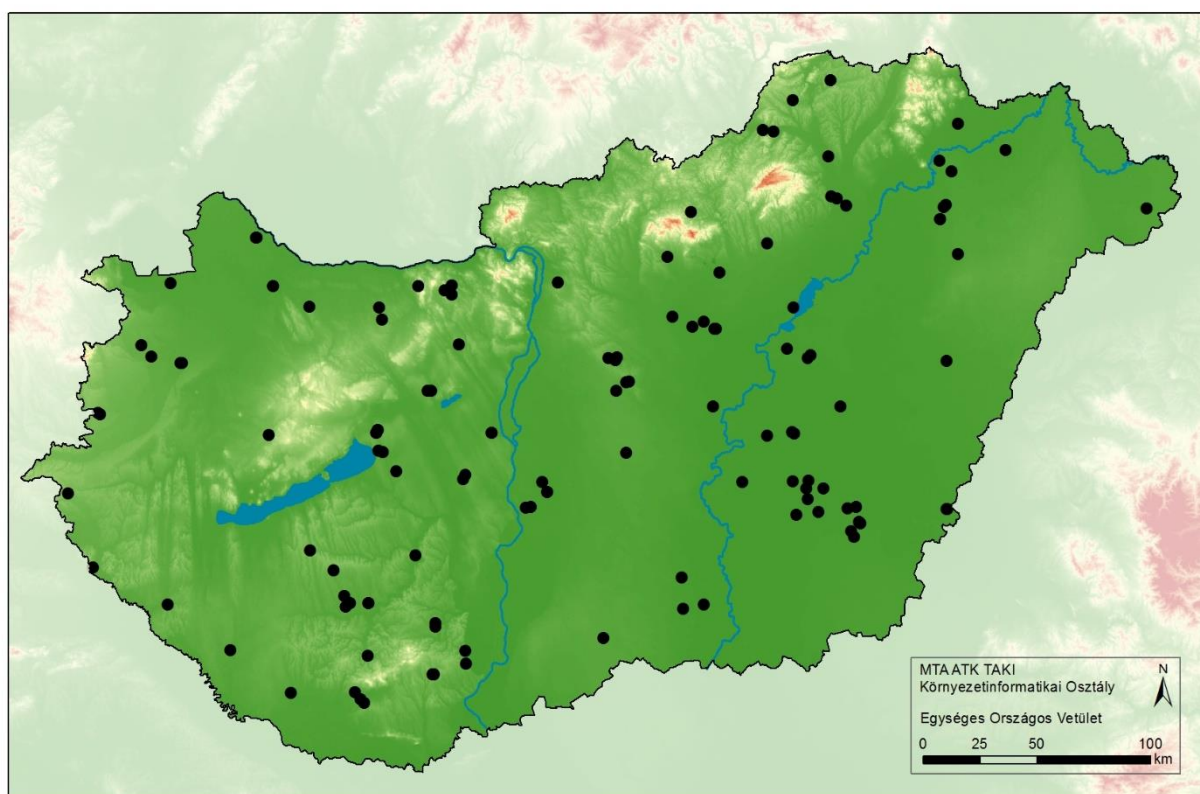
4. ANYAG ÉS MÓDSZER

4.1. TDR projekt

A dolgozat a TDR projekt (Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) keretén belül valósult meg, amiről részletesebb leírás a Bevezetés c. fejezetben olvasható.

4.2. Mintaterületek kiválasztása és jellemzése

A potenciálisan toxikus elemek, valamint a mikrobiológiai paraméterek vizsgálatához kétféle szempont alapján történt a mintaterületek kiválasztása. Egyrészt kiválasztásra kerültek olyan mezőgazdasági üzemek, amelyek feltételezhetően (a megyei talajvédelmi szakemberek előzetes ismeretei alapján) országos szinten műtrágya, növényvédőszer és szerves trágya tekintetében a legnagyobb terheléssel dolgoznak, másrészt pedig olyanok, amelyek a gazdálkodást Magyarország jó minőségű termőhelyein (I. és II. termőhelyi kategória) folytatják, és ahol a talaj fizikai félesége vályog vagy vályog közeli. Fontos szempont volt, hogy a gazdálkodók előzetes információi alapján ismertek legyenek az adott mezőgazdasági táblákra kijuttatott N, P₂O₅ és K₂O műtrágya hatóanyag dózisosok. A mintaterületek minden esetben szántóföldi művelés alatt álló területek voltak. Országosan összesen 129 mintaterületet (RPR-t, lásd a 4.3 részt) lett kiválasztva ki, Nógrád megye kivételével az összes megyében történt mintavétel. A mintaterületek elhelyezkedését a 6. ábra szemlélteti.



6. ábra. A 129 mintaterület (RPR) megoszlása Magyarországon.

4.3. Mintavétel

A mintavételre országsszerte 2011. augusztus 1. és november 30. között került sor. A felvételezők a megyeileg illetékes talajvédelmi szakértők (Nemzeti Élelmiszerlánc-biztonsági Hivatal Növény-, Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóságok szakemberei) vezényletével

hajtották végre a mintavételezést, nyár végén az őszi kalászosok és egyéb korai betakarítású növények betakarítása után és az őszi vetést megelőző trágyázás előtt, illetve ősszel. A mintavételi elrendezés szerint az adott tábla egy homogén foltján kijelölt, 5 hektáros Reprezentatív Parcella Részletén (RPR) átlagmintákat gyűjtöttek. Az RPR átlói mentén 10-10, azaz összesen 20 pontmintából, a 0–30 cm-es rétegből készült az átlagminta. A mintavétel során a felvételezők megállapították a mintaterületek termőhelyi kategóriáját is.

4.4. Vizsgálatok

A talajmintákban előforduló potenciálisan toxikus elemek mérését királyvizes kivonatból végeztük el. A mintákból háromféle, széleskörűen elterjedt mikrobiológiai paramétert határoztunk meg, ezek közül kettő az enzimaktivitást jellemzi (FDA- és szacharázaktivitás), a harmadik pedig a mikrobiális biomassza becslésére szolgál (SIR). A potenciálisan toxikus elemek és a felsorolt mikrobiológiai mutatók meghatározása a Velencei Talajlaboratóriumban és az MTA ATK TAKI-ban történt. A dolgozatban felhasznált egyéb, a talaj számos tulajdonságát meghatározó, általánosan használt talajparaméterekhez (szűkített talajvizsgálat) a mérések a Velencei Talajvédelmi Laboratóriumban zajlottak. A dolgozatban ezek az eredmények az úgymond „alap talajparaméterek”, hiszen többnyire ezek a legáltalánosabban elvégzett mérések, ha a talaj tulajdonságairól alapvető jellemzésre van szükség. Mivel ezek a paraméterek meghatározóak a talaj tulajdonságait illetően, nem lehet figyelmen kívül hagyni őket, és fel kell mérni az esetleges összefüggéseket a vizsgált potenciálisan toxikus elemek, valamint a mikrobiológiai mutatók és e paraméterek között is.

A szűkített talajvizsgálathoz a méréseket a következő szabványok szerint végezték el:

- pH(H₂O): MSZ 21470-2:1981;
- Arany-féle kötöttségi szám: MSZ 08-0205:1978;
- humusztartalom (m/m%): MSZ 21470-52:1983;
- vízdoldható összes só (m/m %): MSZ 21470-2:1981;
- CaCO₃ (m/m %): MSZ-08-0206-2:1978;

A dolgozatban szerepel az Arany-féle kötöttségi számból (K_A) számított fizikai féleség paraméter is (Stefanovits, 1992).

A talajminták „összes”, potenciálisan toxikus elemtartalmának mérése az MSZ 21470-50:2006 szabvány szerint történt. A minták előkészítése során a légszáraz talajminták őrlése és homogenizálása után 1 g talajhoz 4,5 ml cc. sósavat (37% m/m), 1,5 ml cc. salétromsavat (65% m/m) és (a szerves anyag teljes elroncsolása végett) 1 ml hidrogénperoxidot adtunk. A mikrohullámú roncsolást teflonbombás készülékben végeztük (MLS-1200 Mega Lab station) 15 percig, ezt követően az oldatokat lehűtöttük és bidesztillált vízzel 50 ml-re egészítettük ki.

Az elemek mérését Ultima 2, szekvenciális rendszerű induktív csatolású plazma-atomemissziós spektrométerrel (ICP-OES) (Ultima 2 sequential instrument, Jobin-Yvon) hajtottuk végre, a mérési idő kb. 20 másodperc/elem volt. Királyvizes kivonatból az As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sn, és Zn koncentrációját mértük. A Ba és a Se koncentrációját HNO₃-H₂O₂-es kivonatból vizsgáltuk.

A talajminták közel feléből desztillált vizes kivonat is készült a könnyen oldható frakciók felmérése érdekében, ám a legtöbb vizsgált elem esetében a mért koncentrációk olyan kicsinek bizonyultak, hogy nem érték el a kimutatási határértékeket sem, ezért ez a vizsgálat teljes egészében kimaradt a dolgozatból. Az ICP-OES mérésakor alkalmazott kimutatási határértékeket az M8 Melléklet tartalmazza.

4.4.1. Talajbiológiai vizsgálatok

Az egységes nedvességtartalom elérése érdekében légszáraz talajmintákkal dolgoztunk, amelyeket fizikai féleségük szerinti szabadföldi vízkapacitásra (pF 2,5) nedvesítettünk újra. A nedves talajminták mérésére 10 napos, állandó hőmérsékletű előinkubáció után kerítettünk sort.

FDA hidrolízis

Az FDA módszer alapja az a folyamat, amely során a talajban található enzimek hidrolizálják a mintához adott szintelen fluoreszcein-diacetátot. A keletkező fluoreszcein már színes, és spektrofotométerrel mérhető. Az FDA hidrolízisére számos nemspecifikus enzim képes, úgy mint proteázok, lipázok, és észterázok, ezért is használható a talaj mikrobiális aktivitásának mérésére. Az FDA képes átjutni a sejtmembránon, így intracelluláris enzimek, valamint a talajban található extracelluláris enzimek is hidrolizálhatják (Adam és Duncan, 2001).

Az FDA hidrolízist Schnürer és Rosswall (1982) által kidolgozott, valamint Adam és Duncan (2001) által talajmintákra optimalizált módszerből kiindulva mértük. Mintánként három ismétléssel és egy kontrollal dolgoztunk. 1 g nedves talajra 15 ml 7,6-os pH-jú foszfátpuffert adagoltunk, majd üvegyöngyök jelenlétében 30 percig 30°C-os, 200 rpm-es előrázatásnak tettük ki, a megfelelően szuszpendált állapot eléréséhez. A reagenst (fluoreszcein-diacetát acetonos oldatát) ezután adtuk a mintákhoz, 150 µl-es mennyiségben (a kontroll mintákhoz FDA-mentes acetont mértünk), majd a fenti paraméterekkel 1 órát rázattuk a mintákat. A rázatás végeztével acetonnal állítottuk le a hidrolízist, 800 µl mintához ugyanennyi acetont adtunk. A következő lépésben 5000 rpm-es fordulaton, 3 perc alatt lecentrifugáltuk a szuszpenziókat, és a felülúszókból 490 nm-en mértük a keletkezett fluoreszceint. A méréshez Helios Beta Thermo Spectronic spektrofotométert használtunk. Az eredmények meghatározását kalibrációs görbe segítségével végeztük, és µg fluoreszcein/g talaj/óra mértékegységben adtuk meg.

Szacharáz enzimaktivitás

A szacharáz enzimaktivitás a talajokban zajló biológiai és biokémiai folyamatok jellemzésére alkalmas mutató, a módszer segítségével a talaj szénhidrát anyagcseréjéről tájékozódhatunk. Meghatározásának alapja a szacharóz hidrolízisekor keletkező redukáló monoszacharidok kvantitatív mérése (Szili-Kovács, 2004).

A mérést az MSZ-08-1721-2:1986 Magyar Szabvány szerint végeztük, három ismétlésben és 1 kontroll alkalmazásával mintánként. 3 g előkészített, nedves talajhoz hozzáadtunk 0,2 ml toluolt, 5 ml 5,0-s pH-jú univerzál puffert és néhány perc rázogatás után a kontroll minták kivételével mindbe 5 ml 10 %-os szacharóz-oldatot pipettáztunk. A gumidugóval ledugaszolt lombikokat 30 percen keresztül körkörös síkrázóval rázattuk, majd 24 órán keresztül 37°C-on inkubáltuk.

Másnap a kontroll mintákba is 5 ml 10 %-os szacharóz-oldatot pipettáztunk. Az összes mintát centrifuga csövekbe mostunk át 40 ml desztillált vízzel, majd a csöveket 10 percig 5000 rpm-es fordulaton centrifugáltuk. A felülúszóból kipipettáztott 1 ml-hez hozzáadtunk 5 ml ioncserélt vizet, 2 ml 2 M NaOH-t és 2 ml színreagenst. Ez a reagens állította meg a további enzimes reakciókat, ugyanakkor végbement a dinitro-szalicilsav és a redukáló cukor reakciója (a 3,5-dinitro-szalicilsav-monohidrát redukálódik 3-amino-5-nitro-szalicilsavvá). A keletkezett nitrogénázok eltávolítása céljából 10 percig nem dugaszoltuk vissza a lombikokat. Azután a letakart reakcióedényeket forró vízfürdőbe (100°C) helyeztük 5 percre. A szobahőmérsékletű minták színintenzitását Helios Beta Thermo Spectronic spektrofotométeren mértük 540 nm-es hullámhosszon. Az eredmények meghatározását kalibrációs görbe segítségével végeztük, és mg glükóz/g talaj/24 óra mértékegységben adtuk meg.

Szubsztrát indukált respiráció

A talaj biológiai aktivitásának legfőbb indikátora a talajlégzés mértéke, amit a szerves anyagok lebontása során keletkező CO₂ mennyiségi mérésével lehet becsülni. A mért érték a talajban lévő biomassza becslésére alkalmas, és az ott végbemenő biológiai folyamatok hatékonyságával áll szoros kapcsolatban. A szubsztrát indukált respiráció (SIR) egy olyan válaszreakción („respirációs válasz”) alapul, amelyet egy könnyen hasznosítható szubsztrát (jelen

esetben glükóz) telítési koncentrációja mellett ad a mikrobiális biomassza (Szili-Kovács, 2004; Mirsal, 2008).

Az egyes mintákat egy hétig vákuumekszikkátorban, műanyag tálcán parafilmmel letakarva, szobahőmérsékleten tároltuk. Az exszikkátor aljába 100 ml-es mérőpoharakban vizet és szódamészt helyeztünk a nedvesség megőrzéséhez illetve a keletkezett CO₂ elnyeléséhez. Erre az előinkubációra azért volt szükség, hogy a talaj kvázi stationer állapotba kerüljön. Ezt követően 3 párhuzamos mérést végeztünk, 1,00 g talajt mértünk be 25 cm³-es üvegedényekbe. Az egyes talajmintákra 100 µl 80 g L-1 D-glükózoldatot adtunk, 20 perc elteltével gumidugóval zártuk be az üvegedényeket és 3 óra inkubáció után vettünk gázmintát a méréshez. A mintákat rázó vízfürdőben, 25°C-on 60 rpm sebességgel inkubáltuk.

Ezt követően gázkromatográf (FISONS GC8000) segítségével mértük meg az egyes üvegedényekben keletkezett CO₂ mennyiségét. A CO₂ mérése metánként történt, lángionizációs detektorral (FID). A gázminta a beadást követően egy Porapak Q oszlopon elválasztásra kerül. A CO₂ redukciója metánná a 330 °C-ra felfűtött metanizátor kamrában történik hidrogén gázáramban (a lángionizációs detektor a metánt nagy érzékenységgel tudja detektálni, a CO₂-t viszont nem érzékeli). Az inkubációs edényekből a gázmintát 250 µl térfogatú gáztömör Hamilton fecskendővel vettük, és ezt követően rögtön a készülékbe injektáltuk. A CO₂ mennyiségi meghatározásához 1000 ppm koncentrációjú standard CO₂ gázt használtunk, és a mérés során kapott CO₂ csúcsok görbe alatti területének az integrációjával történt a mennyiségi meghatározás, Chrom-Card szoftver segítségével. Az eredményeket µg CO₂-C/g talaj/óra mértékegységben adtuk meg.

4.5. Gazdálkodói adatgyűjtésből származó műtrágyázási adatok

A dolgozatban felhasznált műtrágyázási adatok gazdálkodói adatgyűjtésből származnak. A mintavételt megelőzően a gazdák kérdőíveken rögzítették, hogy a 2008/2009, 2009/2010 és 2010/2011 gazdálkodói években mennyi műtrágya-hatóanyagot (N, P₂O₅, K₂O kg/ha külön) használtak a tábláikon. A három évet hatóanyagonként átlagoltam, és ezekkel az értékekkel dolgoztam tovább.

A dolgozatban az adatgyűjtés természeténél fogva nem lehet különbséget tenni a műtrágya-dózisokban a tekintetben, hogy az alkalmazott műtrágyák a három vizsgált tápelem közül csak egyet tartalmaznak-e, vagy komplex műtrágyákról van szó. A három makroelemet, a nitrogént, foszfort és káliumot tartalmazó műtrágyákat külön és együtt is vizsgálom.

A gazdálkodás intenzitására, illetve a műtrágyákkal kijuttatott esetleges szennyezésekre tehát az alkalmazott hatóanyag-dózisokból következtetünk.

4.6. Alkalmazott statisztika

Az adatok elemzése StatSoft Statistica program segítségével történt (12-es és 13-as verzió).

A kiugró értékek kezelése az alábbiak szerint zajlott: az eredmények bemutatásánál (5. fejezet; átlagok, szórások, minimum és maximum értékek) szerepelnek ezek az értékek, a statisztikai elemzésekhez azonban törlésre kerültek, mert erősen torzították azok eredményeit.

A lineáris összefüggések korrelációanalízis segítségével kerültek vizsgálatra, $p < 0,05$ valószínűségi szinten.

A kapott adatok statisztikai elemzése minden összefüggés vizsgálata esetén korrelációanalízissel kezdődött. Ezzel az elemzéssel kapcsolatban fontos kiemelni, hogy csak a lineáris összefüggéseket vizsgálja, azonban számos egyéb összefüggés is lehetséges. Sváb (1981) szerint az r értékeket a következőképp lehet értelmezni:

- laza korreláció: $r < 0,4$
- közepes korreláció: $0,4 < r < 0,7$
- szoros korreláció: $0,7 < r < 0,9$
- igen szoros korreláció: $r > 0,9$.

Az Eredmények értékelése c. fejezetben szereplő korrelációtáblázatokban csak azok az r értékek szerepelnek, ahol az analízis alapján volt szignifikáns összefüggés, a teljes táblázat az M6 Mellékletekben megtalálható. A közepes, vagy annál erősebb korrelációk vastagon szedve szerepelnek.

A mintáink egymástól függetlenek, az adatok normalitásának vizsgálata Shapiro-Wilk teszt segítségével került elvégzésre. Ennek eredménye alapján nem minden paraméterről mondható el, hogy normális eloszlású, ezért a további elemzések nemparaméteres próbákkal történtek.

Annak eldöntése, hogy okoz-e különbséget a potenciálisan toxikus elemek koncentrációjában, illetve a vizsgált mikrobiológiai mutatók értékeiben, hogy az adott terület (jelen esetben talajminta) kapott-e adott hatóanyagú műtrágyát vagy sem, Mann-Whitney U-teszt használatával történt.

A különböző műtrágya-dózisok hatásának elemzése a talajok potenciálisan toxikus elemtartalmára Kruskal-Wallis teszttel történt, ahogy a kötöttség hatásának vizsgálata a talajok potenciálisan toxikus elemtartalmára, illetve mikrobiológiai tulajdonságaira is. Az egyes műtrágya-dózisok és fizikai féleségek közötti különbségek feltárása post-hoc többszörös összehasonlításos utótesztet alkalmazásával, Bonferroni korrekcióval zajlott.

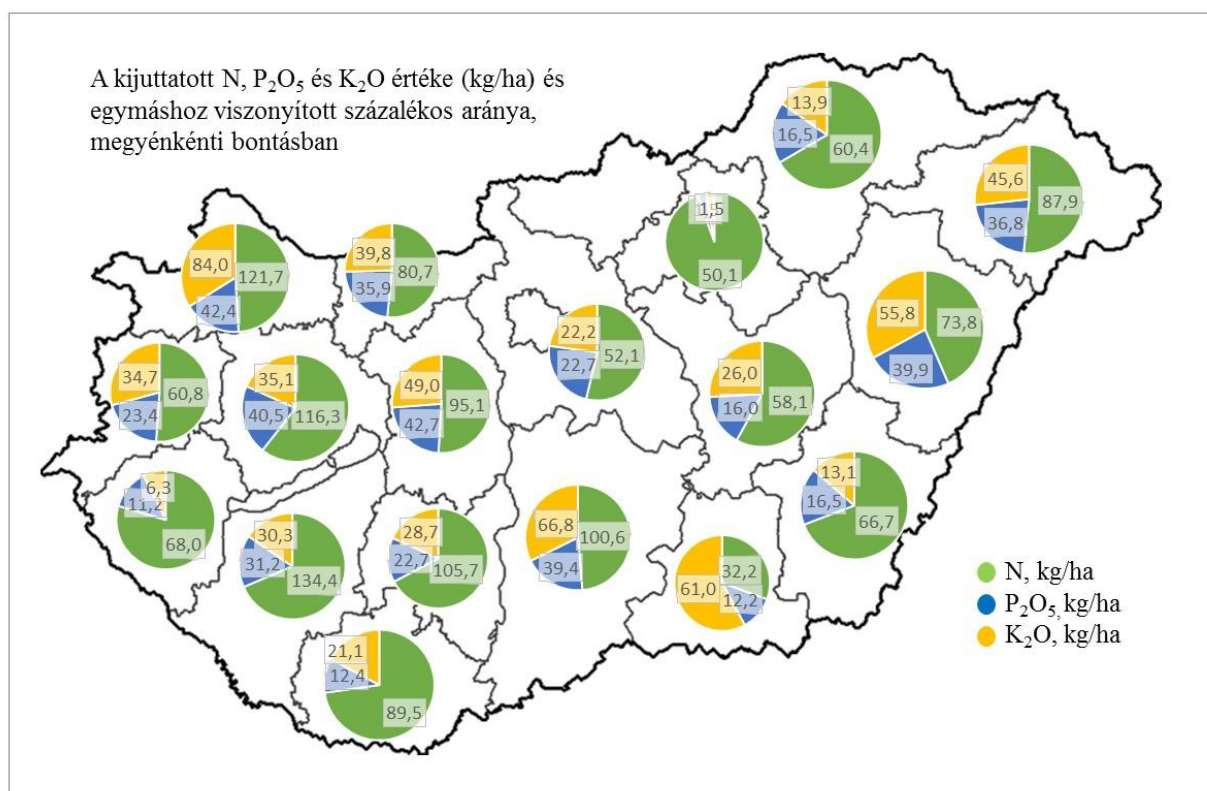
A PCA, azaz főkomponens-analízis a minták közötti variabilitást, illetve gradienseket is feltárja. A minták, illetve a változók faktortérben történő megjelenítésével a PCA alkalmas lehet az adatok struktúrájának alaposabb megértésére és nem feltételezi a normális eloszlást (Zuur et al., 2010).

5. EREDMÉNYEK BEMUTATÁSA

A vizsgálati eredményeket ebben a fejezetben többnyire valamilyen összefüggés-vizsgálat kapcsán, csoportokra bontva mutatom be. Az összes adatot tartalmazó, teljes eredményközlő táblázatokat az M2, M3 és M4 Melléletek tartalmazzák.

5.1. Mútrágyázási adatok bemutatása

A gazdálkodói adatgyűjtésből ismert műtrágyázási adatokat a 10. ábrán szemléltettem. Az adatgyűjtés alapján három gazdálkodási év (2008/09, 2009/10 és 2010/11) során kijuttatott N, P₂O₅ és K₂O hatóanyag-mennyiségeket ismerjük, kg/ha egységben. Az ábra megyénkénti bontásban tartalmazza a kijuttatott hatóanyagokat. A kördiagramokon 100% az összes kijuttatott hatóanyag, ezen belül a körcikkek alapján látható a három kijuttatott hatóanyag egymáshoz viszonyított aránya. A kördiagramokon szereplő értékek nem a százalékos eloszlást, hanem a három gazdálkodási év átlagait jelentik (kg/ha), külön a három hatóanyagra.



7. ábra. A mintaterületekre kijuttatott műtrágya hatóanyagok mennyisége (értékek, kg/ha) és egymáshoz viszonyított aránya (körcikkek, %), megyénként.

Az ábrán látható, hogy a N felhasználás túlsúlya a P₂O₅ és K₂O felhasználásához képest továbbra is általános országszerte, jelen esetben Csongrád megye kivételével. Fontos kiemelni, hogy nem egyforma mintaszámmal dolgoztunk megyénként, a mintaszám 2-től 15-ig terjedt, az értékek és arányok nem hivatottak az egész országra jellemző értékeket megadni, csupán a jelen dolgozatban szereplő mintaterületekre vonatkoznak. Megjegyezném továbbá azt is, hogy némely megyében előfordult olyan terület is, amely egyáltalán nem kapott műtrágyát (M4 Melléklet).

A vizsgált területekre kijuttatott műtrágya-hatóanyagok átlagértékeit a 14. táblázat tartalmazza, gazdálkodási évenként.

11. táblázat. A vizsgált mintaterületekre a mintavétel előtti utolsó három gazdálkodási évben kijuttatott N, P₂O₅ és K₂O műtrágya hatóanyagok átlagos mennyisége (kg/ha),

gazdálkodási év	N, kg/ha	P ₂ O ₅ , kg/ha	K ₂ O, kg/ha
2008/2009	80,0	26,9	31,9
2009/2010	74,0	21,0	30,3
2010/2011	88,2	28,4	36,7
a 3 év átlaga	80,9	25,5	33,0

2012-ben a KSH adatai alapján a szántóterületekre kijuttatott műtrágya-hatóanyagok mennyisége a következőképpen alakult: 90 kg N/ha, 20 kg P₂O₅/ha és 22 kg K₂O/ha (diagramról leolvasott, közelítő értékek, KSH, 2014).

5.2. Potenciálisan toxikus elemek koncentrációja a vizsgált talajmintákban

A mért potenciálisan toxikus elemek koncentrációjának átlaga, szórása, minimum és maximum értékei, valamint textúracsoportok szerint csoportosított átlagértékei a 12. táblázatban szerepelnek. Az elemek koncentrációjáról készült hisztogramok az M7 Mellékletben megtalálhatók. A 129 minta elemzésével a következő átlagértékek adódtak: As 9,2 mg/kg, Ba 177,1 mg/kg, Cd 0,1 mg/kg, Co 10,9 mg/kg, Cr 38,8 mg/kg, Cu 19,3 mg/kg, Hg < kimutatási határérték, Mo 0,2 mg/kg, Ni 27,4 mg/kg, Pb 12,2 mg/kg, Se 1,3 mg/kg, Sn 3,2 mg/kg és Zn 61,4 mg/kg. A Cd, a Se és a Mo esetében gyakori volt a kimutatási határérték körüli koncentráció.

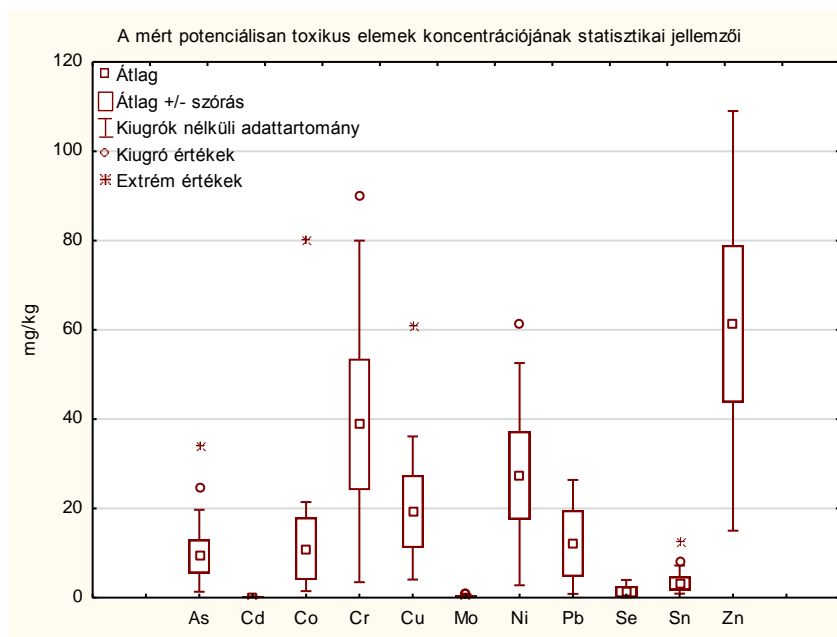
12. táblázat. A vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációinak átlaga (mg/kg), szórása, minimum és maximum értékei, valamint a fizikai félesége szerint csoportosított átlagai. A táblázatban *n* a mintaszámot jelöli, a *B határérték* a 6/2009-es rendelet szerinti szennyezettségi határérték. A *B túllépés %* azt mutatja, hogy az összes minta hány százalékában fordult elő az adott elemre a határértéket meghaladó koncentráció.

mg/kg	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn	n
átlag	9,2	177,1	0,1	10,9	38,8	19,3	-	0,2	27,4	12,2	1,3	3,2	61,4	129
szórás	3,8	63,2	0,08	6,9	14,7	8,1	-	0,19	9,9	7,4	1,3	1,5	17,6	129
min	1,3	19,0	0,03	1,5	3,5	4,1	-	0,1	2,8	0,8	0,1	0,9	15,0	129
max	33,9	431,6	0,3	80,3	90,1	61,0	-	1,2	61,5	26,4	3,9	12,4	109,0	129
B határérték	15	250	1	30	75	75	0,5	7	40	100	1	30	200	129
B túllépés, a minták %-ában	2,3	10,1	0	0,8	1,6	0	0	0	10,1	0	50,4	0	0	129
durva homok	3,2	46,6	0,1	6,0	14,1	7,4	<kh	0,2	12,9	8,3	0,1	1,5	28,0	1
homok	3,8	71,1	0,1	5,0	14,5	9,3	<kh	0,1	12,2	5,7	1,3	2,2	30,5	6
homokos vályog	7,0	156,3	0,1	8,0	27,7	16,7	<kh	0,2	19,0	11,4	0,3	2,5	45,0	6
vályog	7,9	161,3	0,1	9,6	35,1	15,0	<kh	0,3	23,1	11,1	1,1	2,7	55,0	20
agyagos vályog	9,9	185,7	0,1	11,3	39,6	21,1	<kh	0,3	29,2	13,6	1,3	3,4	65,1	75
agyag	10,9	203,6	0,1	14,0	51,0	21,1	<kh	0,2	32,5	10,1	2,1	3,7	69,1	21

A táblázatban az elemek átlagos koncentrációin túl megjelenítettem a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet (A földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről) szerinti „B”, azaz szennyezettségi határértékeket, valamint azt, hogy a mintáink hány százalékában fordult elő a

határérték feletti koncentráció. Látható, hogy az As, Ba, Co, Cr, Ni és Se esetében fordult elő szennyezés, ezek közül az As, Co és Cr a mintáknak csak elenyésző százalékában (sorban 2,3, 0,8 és 1,6%). Jelentősebb a szennyezett minták aránya a Ba és a Ni esetében (mindkettőnél 10,1%), míg a Se a vizsgált minták több, mint felében (50,4%) meghaladta a határértéket. Ez a tény meglehetősen fontos, a hazai talajok ugyanis köztudomásúlag szelénhiányosak, ami okból kifolyólag széles körben alkalmaznak már szelén műtrágyázást (Széles, 2007).

A Hg itt még szerepel az eredmények között, a vizsgálatok során azonban a Hg koncentrációja az összes minta esetében kimutatási határ (0,12 mg/kg) alatt volt, így ez az elem a további elemzésekből és értékelésből teljesen kimaradt.



8. ábra. A mért potenciálisan toxikus elemek átlaga, szórása, kiugró értékek nélküli adattartománya és a kiugró értékek.

Az adatok szemléletesebb bemutatásáért diagramon is szerepelnek az elemek koncentrációjának legfontosabb statisztikai jellemzői (9. ábra). A Ba eredményei nem láthatók a diagramon, mert a többi elem koncentráció-tartományától eltérő értékeket vett fel és erősen torzította volna a diagramot. A diagramon látható kiugró és extrém kiugró értékek a további statisztikai elemzésekből kimaradtak.

5.3. Alap talajparaméterek bemutatása

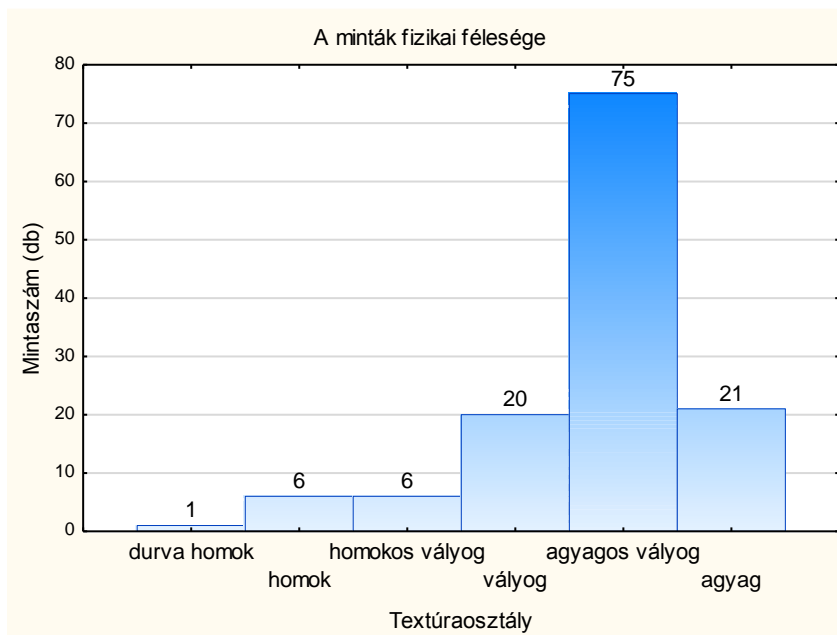
Ebben a részben az Anyag és módszer c. fejezetben leírt „alap talajparaméterek” méréseinek eredményeit mutatom be röviden, a vizsgált talajminták általános jellemzésére. Ezek átlagát, szórását, minimum és maximum értékei a 11. táblázatban láthatók.

13. táblázat. A 129 minta alap talajparamétereinek átlaga, szórása, minimuma és maximuma.

	átlag	szórás	minimum	maximum
pH (H ₂ O)	7,28	0,72	5,17	8,42
K _A	44,88	6,45	24	60
Humusztartalom (%)	2,44	0,88	0,42	6,40
Összesség-tartalom (%)	0,06	0,13	0,02	1,42
CaCO ₃ (%)	4,24	5,40	0	22,00

A **pH(H₂O)** tekintetében a vizsgált 129 talajminta közel 70%-a gyengén lúgos (pH≤7,2-8,2) kémhatás-kategóriába esik, közel 20% gyengén savanyú (pH≤5,5-6,8) és további 10% semleges (pH≤6,8-7,2) kémhatású. Mindössze két minta kémhatása volt savanyú (pH≤4,5-5,5). A pH értékek 5,17 és 8,42 között változtak.

Az **Arany-féle kötöttségi számból** az Anyag és módszer c. részben leírt határértékek alapján számoltam ki a **fizikai féleséget**. Ez alapján a minták több mint fele (58%) agyagos vályog textúrájú, ezen kívül jelentős a vályog és az agyagtalajok előfordulása (sorban 15 és 16%) is (7. ábra). A textúraosztályok közül nehéz agyag kategóriába egyik minta sem sorolható, durva homok kategóriájából pedig mindössze egy mintám volt ($K_A=24$, kiugró érték).



9. ábra. A vizsgált 129 talajminta textúraosztályok szerinti megoszlása.

A dolgozathoz használt talajminták **humusztartalma** (m/m %, a továbbiakban H%) a kötöttség függvényében látható (8. ábra). A humusztartalom mérésekből megállapítható, hogy a 129 talajmintából 87 közepes humusztartalmú (H% 2–4%), 38 minta kis humusztartalmú (<2%), és csak 4 minta sorolható a humuszban gazdag talajok közé (>4%). A minták humusztartalma 0,42 és 4,42 H% között mozgott, ill. egy minta humusztartalma elérte a 6,4 H%-os értéket (ez valószínűleg hibás mérés eredménye, az adatelemzésnél kiugró értéként kezeltem).

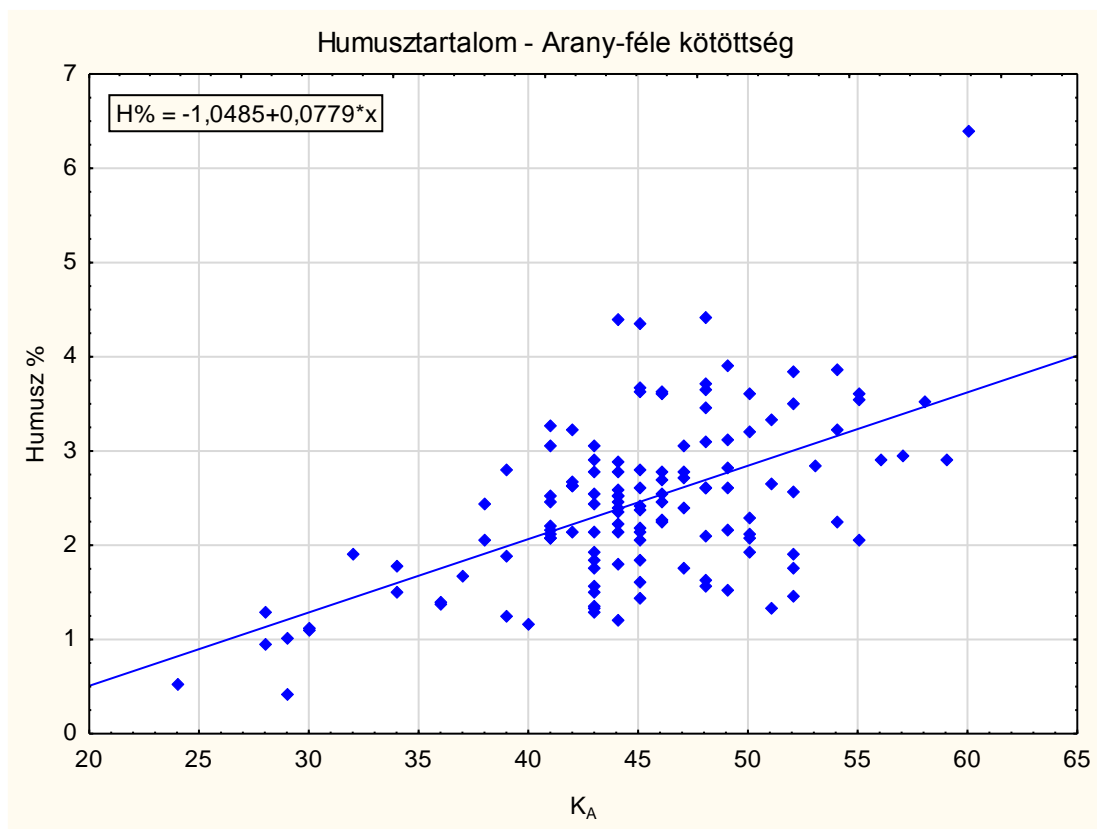
A talajok vízoldható **összesség-tartalmát** (m/m %) illetően a mintáink több, mint fele (55%) kis só-tartalmú (<0,05%), és 43% gyengén szoloncsákos (≤0,05–0,15%). Szoloncsákos (≤0,15–0,4) talajok közé a vizsgált talajminták közül négy sorolható.

A minták megoszlása a **szénsavasmész-tartalom** (m/m %) tekintetében a következőképp alakult. A minták 37%-a mészhiányos (0% CaCO₃), 29% gyengén meszes (0,1–4,9%), 33% közepesen meszes (5–19,9%), és 1 db minta az erősen meszes (>20%) talajok közé tartozik.

Azokból a mintákból, amelyek pH-ja 7 alatt volt, hidrolitos aciditást (y₁) is mértek. Ez összesen 36 db mintát jelent, az összes, 129-ből. Az y₁ értékek 4,2 és 23,6 között változtak.

A felvételezők a mintavétel során meghatározták a mintaterületek termőhelyi kategóriáját is, külön a lejtős és nem lejtős területeket. A dolgozatban nem teszek különbséget a lejtős és nem lejtős területek között. A felmérések szerint a 129 mintaterületből 70 található csernozjomon, 29 kötött réti talajon, 23 barna erdőtalajon, és további 7 terület homok és laza talajokon.

A mintaterületeken a mintavétel évében (2010/2011-es gazdálkodási év) termesztett növények listája az M5 Mellékletben található.



10. ábra. A minták humusztartalma az Arany-féle kötöttség függvényében.

5.4. Enzimaktivitás- és biomassza vizsgálatok eredményei

Az FDA és a szacharáz enzimaktivitás mérések, valamint a SIR mérési eredményei a potenciálisan toxikus elemek bemutatásaihoz hasonlóan a minták fizikai féleség szerinti csoportosításában látható (13. táblázat).

14. táblázat. Az FDA és szacharáz aktivitás, valamint a SIR mérések átlaga, szórása, minimum és maximum értékei, és fizikai féleség szerint csoportosított átlagai. n: mintaszám.

	FDA µg fluoreszcein/ g talaj/óra	szacharáz mg glükóz/ g talaj/24 óra	SIR µg CO ₂ -C/ g talaj/óra	n
átlag	37,96	24,91	7,70	129
szórás	25,67	15,00	2,92	129
minimum	2,21	4,00	1,26	129
maximum	138,00	74,00	18,98	129
durva homok	5,23	4,00	1,45	1
homok	17,52	7,33	3,69	6
homokos vályog	20,11	16,67	5,68	6
vályog	37,88	25,30	7,69	20
agyagos vályog	38,91	25,72	7,88	75
agyag	47,13	30,00	9,13	21

A vizsgált talajminták FDA aktivitásának átlaga 37,96 µg fluoreszcein/g talaj/óra, szórása 25,67. A minták közül a legkisebb mért FDA aktivitás értéke 2,21, a legnagyobb pedig 138 µg fluoreszcein/g talaj/óra volt. Fizikai féleségek szerinti bontásban az aktivitás-értékek a textúra finomodásával nőnek. A szacharáz enzimaktivitás értékek átlaga 24,91 mg glükóz/g talaj/24 óra,

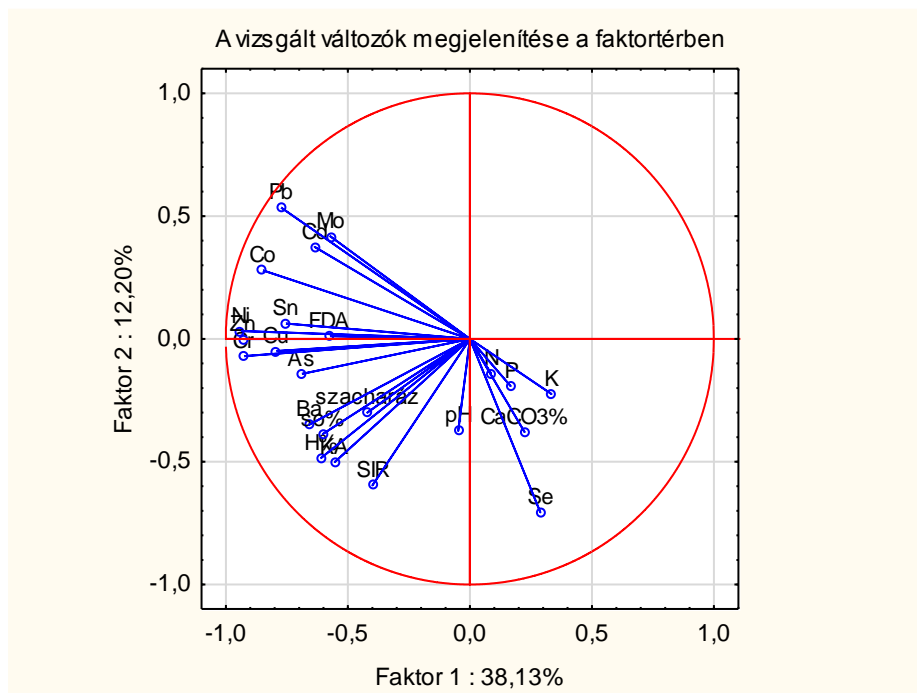
szórása 15,0. A legkisebb mért érték 4,0, míg a legnagyobb 74,0 mg glükóz/g talaj/24 óra volt. A szacharáz enzimaktivitásról is elmondható, hogy a talajminták agyagtartalmával párhuzamosan növekedik az aktivitás mértéke. A SIR eredményei a következőképp alakultak: a minták respirációs átlaga 7,70 $\mu\text{g CO}_2\text{-C/g talaj/óra}$, szórása 2,92, minimum értéke 1,26, maximum értéke pedig 18,98 volt. Az enzimaktivitás-vizsgálatok eredményeihez hasonlóan, a fizikai féleség szerinti csoportosítás eredményeiben növekedés látható a talajminták agyagfrakciójának gyarapodásával párhuzamosan.

6. EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE

PCA analízis

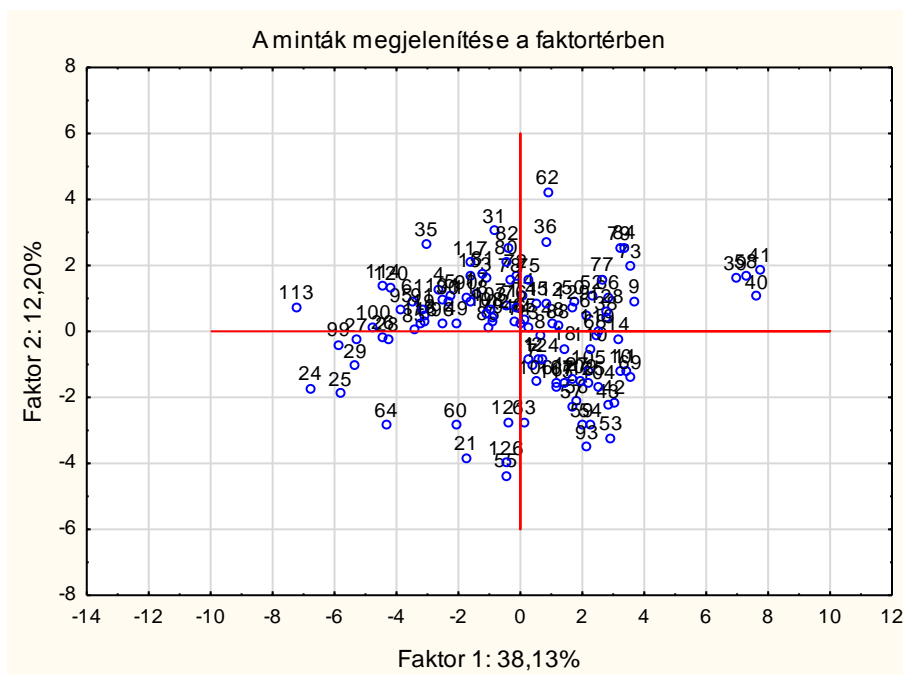
Az összes vizsgálati adattal elvégeztünk először egy főkomponens-analízist (PCA), ami nem csak a lineáris korrelációkat vizsgálja. Az elemzés biplot ábráin (11. és 12. ábrák) látható, hogy a két faktor az adatok összes variációjának 50,33 %-áért „felelős”.

A faktortérben a változók elhelyezkedése alapján (11. ábra) a H%, a kötöttség, a sótartalom, valamint a Ba koncentrációja a mikrobiológiai változók közül a SIR és a szacharáz aktivitás közvetlen közelében található. Az NPK dózisok elkülönülnek a többi változótól, ugyanígy a Se koncentrációja. Külön csoportot alkot továbbá a Mo, a Cd és az Pb, a Se-el átellenes oldalon. A pH és a CaCO₃ a többi változótól távolabb helyezkedik el.



11. ábra. A főkomponens-analízis eredménye, a változók elhelyezkedése a faktortérben.

A főkomponens-analízis segítségével a faktortérben a mintákat is megjelenítettük. A 12. ábrán a jobb oldali különálló csoport az összes közül a legalacsonyabb kötöttségű mintákat jelöli, amelyek alacsony humusztartalommal is rendelkeznek. A bal alsó részen megjelenített minták kötöttsége magas. Feltehetően ez a két talajtulajdonság különösen meghatározó a többi vizsgált paraméter szempontjából is.



12. ábra. A főkomponens-analízis eredménye, a vizsgált talajminták elhelyezkedése a faktortérben.

6.1. Összefüggések vizsgálata a hazai műtrágya-felhasználás és a szántóföldi talajok potenciálisan toxikus elemtartalma között

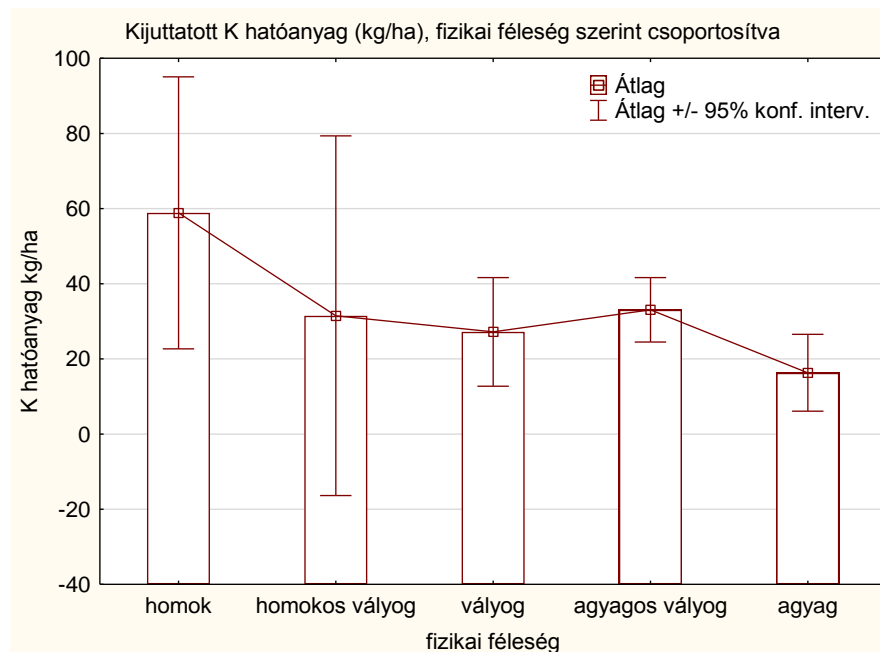
A mintaterületek potenciálisan toxikus elemtartalma a kijuttatott műtrágyák hatóanyagának mennyiségével került összevetetésre (15. táblázat). A korrelációanalízis eredményei alapján a kijuttatott K és a Co, Cr, Ni, Pb, Sn és Zn elemek között minden esetben laza, negatív korrelációt lehet megfigyelni. A N és P tápelemek egyik potenciálisan toxikus elemmel sem mutatnak statisztikailag igazolható lineáris összefüggést. Ez azt jelenti, hogy a korrelációanalízis alapján nem lehet magasabb potenciálisan toxikus elemtartalmat kimutatni azokon a területeken, amelyek nagyobb dózisban kaptak N, P és K műtrágyát.

15. táblázat. Szignifikáns összefüggések a kijuttatott műtrágya-hatóanyagok és a vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációja között. Lineáris koeficiens (r értékek) és a hozzájuk tartozó valószínűségi szintek (x: $p < 0,1$; xx: $p < 0,05$; xxx: $p < 0,01$).

	N	P	K
As			
Ba			
Cd			
Co			-0,29***
Cr			-0,23**
Cu			
Mo			
Ni			-0,24**
Pb			-0,21**
Se			
Sn			-0,25**
Zn			-0,29***

A K esetében megfigyelhető lineáris összefüggések gyengék ugyan, de szignifikánsak. Ezeknek a negatív korrelációknak több oka is lehet. Fontos kiemelni, hogy a kijuttatott K mennyisége, nem pedig a talaj K-tartalma mutatja a negatív korrelációt. A korrelációtáblázatban (M6 Melléklet) látható, hogy a kijuttatott K mennyisége a kötöttséggel is negatív összefüggésben van. A szakirodalom szerint a K elsősorban az agyagrészecskékben található, aminek következtében a legtöbb K az agyagos talajokban van (Schmidt, 2001). Az esetünkben tapasztalható negatív összefüggésnek az az egyszerű magyarázata is lehet, hogy a kisebb agyagtartalmú, homokosabb talajokra a gazdálkodók célzottan több káliumot juttattak ki (13. ábra). A negatív korrelációval érintett potenciálisan toxikus elemek szintén erősen kötődnek az agyagásványokhoz, ezért előfordulhat, hogy azok az agyagosabb talajok, amelyekben magasabb a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja, kevesebb káliumtrágyát kaptak. Ez esetben tehát nem a két paraméter közötti közvetlen kapcsolatról van szó.

Ha a kálium valóban negatív hatást gyakorol egyes fémek koncentrációjára, akkor előfordulhat egyrészt, hogy a könnyen mobilizálódó (oldott és kicserélhető) ionokat a K^+ kationcsere révén lecseréli, másrészt pedig, hogy ez a KCl formában kijuttatott műtrágya fiziológiai savanyító hatásának köszönhető (Stefanovits et al., 1999). A talaj savanyodásával a kationos formában lévő fémek mobilizálódnak és oldatba mennek (Filep, 2005), majd kimosódhatnak a mélyebb talajrétegekbe, illetve a növények is könnyebben akkumulálhatják azokat, így a feltalajban csökken a koncentrációjuk.



13. ábra. A talajokon alkalmazott K hatóanyagú műtrágyák mennyisége, a talajok fizikai félesége szerint.

A mintaterületekre kijuttatott NPK műtrágyák együttes hatásának elemzése Mann-Whitney próbával történt. A mintákból két csoportot képeztünk, amelyek közül az egyik csoport kapott az N, P vagy K műtrágyák közül legalább az egyikből ($N+P+K>0$ kg/ha), a másik csoport egyikből sem kapott ($N+P+K=0$ kg/ha). A két csoport összehasonlítása alapján a Cd, Cu, Mo, Pb, és Sn elemek koncentrációja elkülöníthető aszerint, hogy műtrágyázták-e az adott területet (M11 Melléklet). A két csoport mintaszáma azonban nagyon eltérő, a műtrágyát nem kapott területek száma mindössze 17 a 112 műtrágyázottal szemben, ami csökkentheti a statisztika megbízhatóságát. A következő elemzésnél a minták eloszlása kedvezőbb.

A műtrágyák dóziséből ($N+P+K$, kg/ha) függően 5 csoportot alakítottunk ki a mintákból (16. táblázat).

16. táblázat. A mintákhoz tartozó műtrágya-dózisokból képzett öt kategória és a hozzájuk tartozó dózis-tartományok.

Műtrágyadózis-kategória	Dózis	n
0	N+P+K = 0 kg/ha	17
1	0 kg/ha < N+P+K ≤ 100 kg/ha	33
2	100 kg/ha < N+P+K ≤ 200 kg/ha	47
3	200 kg/ha < N+P+K ≤ 300 kg/ha	28
4	300 kg/ha < N+P+K	4

Az öt csoportot összehasonlítása minden vizsgált potenciálisan toxikus elem esetén Kruskal-Wallis teszt segítségével történt. A teszt eredményeként kapott H és p értékeket a 17. táblázat tartalmazza.

A p értékek alapján látható, hogy az As és Ba elemeken kívül az összes többi szignifikánsan összefügg ($p < 0,05$) a kijuttatott műtrágyák hatóanyagának mennyiségével. Ezután post-hoc többszörös összehasonlítással megvizsgáltuk, hogy az öt létrehozott műtrágyadózis-kategória közül melyek között van szignifikáns különbség, ami a fenti p értékeket okozza.

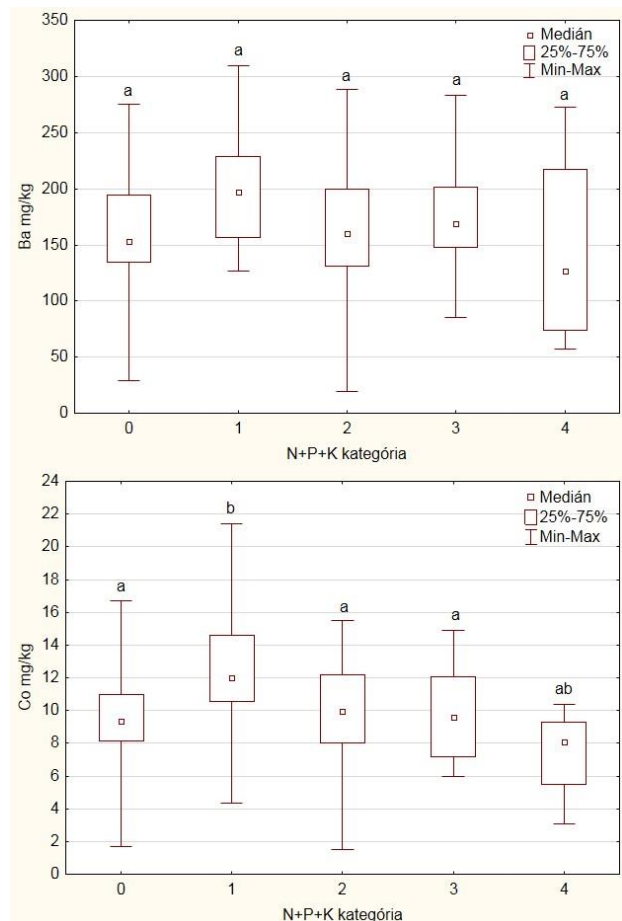
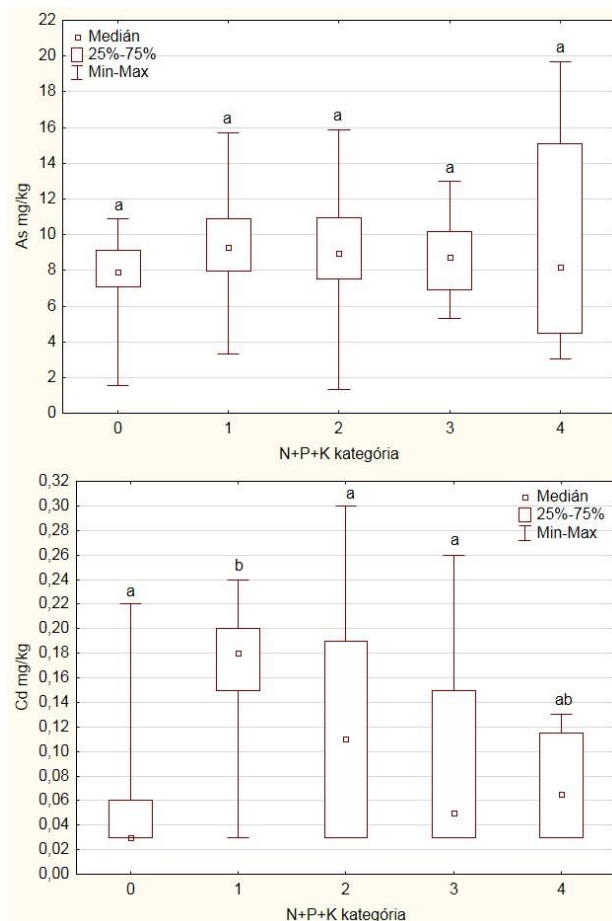
17. táblázat. A műtrágya-dózisok a vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációja között megfigyelhető kapcsolatok. Kruskal-Wallis tesztek eredményei. A vastagon szedett p értékek szignifikanciát jelölnek ($p < 0,05$).

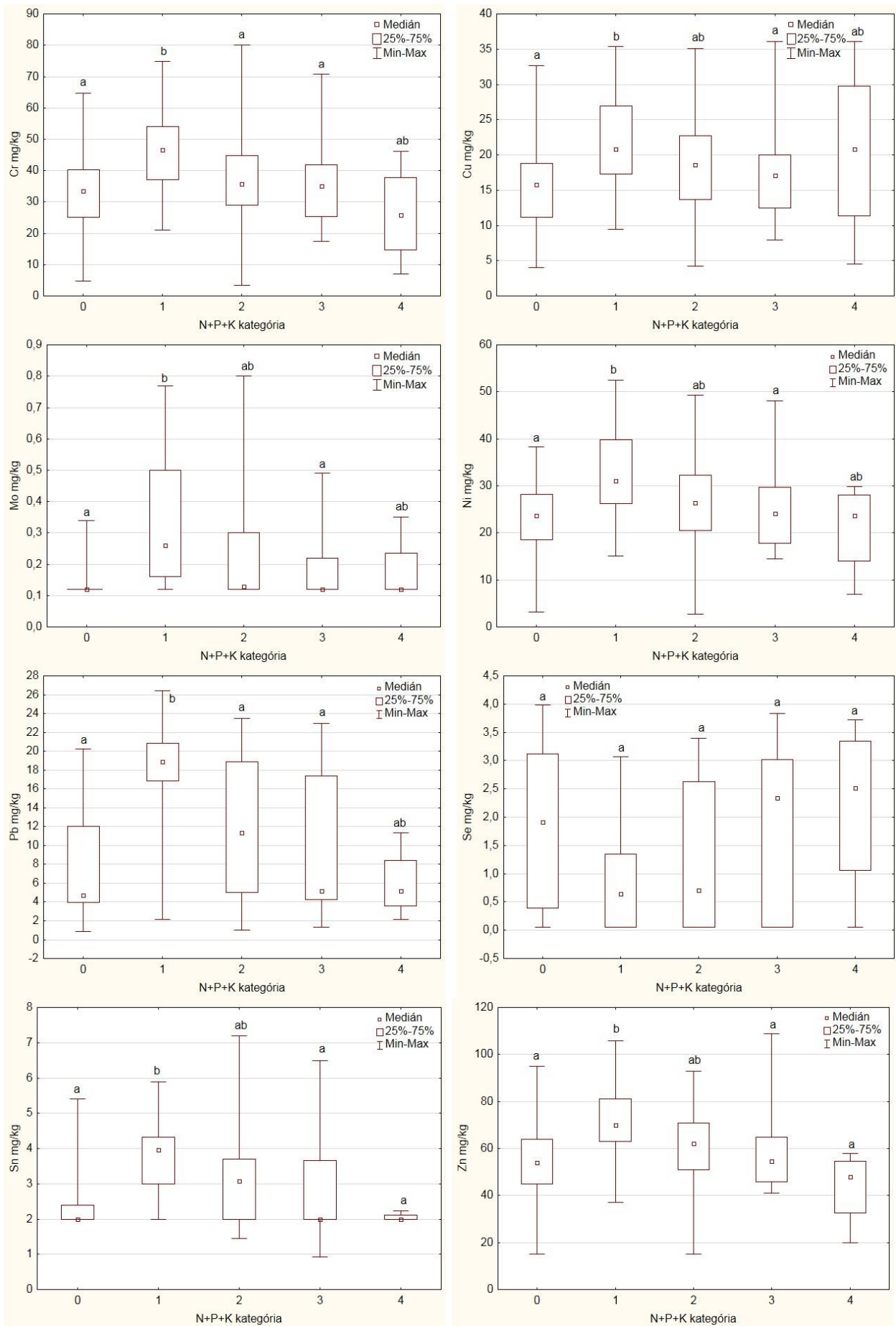
	H	p
As	4,93	0,29
Ba	8,70	0,07
Cd	27,12	0,00
Co	18,66	0,00
Cr	20,08	0,00
Cu	12,97	0,01
Mo	22,64	0,00
Ni	16,33	0,00
Pb	26,80	0,00
Se	13,60	0,01
Sn	22,89	0,00
Zn	18,38	0,00

Az ún. box-plot ábrákon (12. ábra) a kijuttatott műtrágyadózis szerint csoportosított minták potenciálisan toxikus elemtartalma látható. A középső kis négyzet a mediánt, a nagyobb „doboz” (box) az interkvartilis terjedelmet, a „bajuszvonal” (whisker) pedig a minimum és maximum értékeket jelöli. A betűjelölések a post hoc teszt alapján elkülöníthető csoportokra utalnak. Az N+P+K kategóriákhoz tartozó dózisok a 16. táblázatban láthatók. A próba a csoportok mediánjait elemzi, ezért az analízis során készült ábrák a mediánt, az adatok interkvartilis terjedelmét, valamint a minimum és maximum értékeket tartalmazzák. A 0 (N+P+K=0kg/ha) és az 1-es ($0 < N+P+K \leq 100$ kg/ha) csoport között az As, Ba és Se kivételével a többi vizsgált elem esetében kimutatható a különbség. Ez a különbség azt jelenti, hogy a műtrágyát nem kapott területeken kisebb volt a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja, mint azokon a területeken, amelyek N, P illetve K hatóanyagú műtrágyát kaptak. Ez azonban csak 100 kg/ha-ig igaz, e dózis fölött nem ilyen egyértelműek az eredmények. A 0-s csoport ugyanis a többi, magasabb műtrágya-dózisokat kapott csoportoktól nem különbözik egyik elem esetében sem. Különbséget lehet kimutatni az 1-es műtrágyadózis-csoport és a 2-es, 3-as, illetve a 4-es csoportok valamelyike között. A 3-as és a 4-es csoport egyik elem esetében sem különbözik egymástól.

A 14. ábra diagramjai alapján nem lehet olyan trendet megállapítani, ami azt igazolná, hogy a műtrágya-dózisok emelkedésével növekedne a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja.

Elemenként meglehetősen nagy különbséget figyelhetők meg. Az egyes elemek nem egyformán viselkednek a talajban, a talajoldat-szilárd fázis kölcsönhatásokban. A különböző talajtípusok eltérő tulajdonságai szintén befolyásolják a viselkedésüket, a fenti adatok többféle talajtípus együttes vizsgálatának eredményei. Az As és a Ba esetében szignifikáns különbséget nem mutatott az alkalmazott statisztikai elemzés, azonban az adatok interkvartilis terjedelme a legmagasabb műtrágya-dózisoknál a legnagyobb, ami arra utalhat, hogy az adott területre jellemző körülményektől függően, helyenként szélsőségesen nagy különbségek alakulhatnak ki a műtrágyázás hatására. Az interkvartilis terjedelem a Cu esetében is a legmagasabb kategóriában a legnagyobb, itt azonban kimutatható a különbség a 0-s és az 1-es műtrágyadózis-csoportok között. A Ba eleve magas talajbeli koncentrációja megnehezíti az esetleg pluszban bevitt kisebb koncentrációk statisztikai kimutatását. Ugyanez igaz a Cd-ra, Mo-re és Se-re, csak épp ellenkező okból: rendkívül alacsony koncentrációjuk megnöveli a mérés bizonytalanságát, a minták mintegy fele kimutatási határ körüli értéket vett fel (M7 Melléklet, hisztogramok). A Co, a Cr, a Ni, az Sn és a Zn egymáshoz hasonló statisztikai összefüggéseket mutatott, az öt kategória interkvartilisei között nincs nagy különbség, a műtrágyázatlan területekhez képest a legalacsonyabb műtrágyadózis-kategóriába eső területek elemkoncentrációja magasabb, majd ezután csökken az adatok mediánja és interkvartilis terjedelme. Az Pb diagramján a nagy interkvartilis terjedelmek szembetűnőek, valamint a 0-s és az 1-es csoport itt is különbséget mutat.





14. ábra. A potenciálisan toxikus elemek és az öt műtrágyadózis-kategória közti összefüggések. A különböző betűk a Kruskal-Wallis teszt szerinti szignifikáns különbségeket jelölik.

Az 1-es kategória utáni csökkenő tendenciának több oka is lehet. Előfordulhat, hogy növények általi akkumuláció magasabb koncentrációnál indul meg, a talaj telítődhet, az adszorpciós és csapadékképződési folyamatok mellett a talajoldatba is több toxikus elem kerülhet, ami könnyebben kimosódik. Ha valóban (részben) a műtrágyázás okozza a fenti változásokat, akkor az is felmerülhet, hogy miután a növekvő műtrágya-dózisok hatására a talajok egyre jobban elsavanyodnak (Stefanovits et al., 1999; Iturri és Buschiazzo, 2016), aminek következtében a potenciálisan toxikus elemek nagy része mobilizálódik. Beindulhat a növények általi felvétel (Li et al., 2014) és bizonyos elemek esetén a kimosódás is, ezért csökken a koncentrációjuk a feltalajban. A 0-s és 1-es csoportok között majdnem minden elem esetében megfigyelhető növekedést az is okozhatja, hogy az intenzívebb műtrágyázással feltételezhetően a gazdálkodás egyéb tényezői, úgymint növényvédelem is intenzívebb lehet. A növényvédő szerek közvetítésével is meglehetősen sok potenciálisan toxikus elem jut a talajokba (Jepson, 2001). A diagramokon látható nagy interkvartilis terjedelmek fontosak, ugyanis kockázatot jelenthetnek. Az adott talajoktól függően szélsőségesen nagy különbségek alakulhatnak ki.

A szignifikanciát feltehetően nem csak a műtrágyázás okozza, hanem egyéb változók is hozzájárulnak, hiszen nem egy beállított, minden egyéb paraméterében ellenőrzött kísérlet adatait elemeztük, hanem egy országos mintavételezés eredményeit, amelyek többféle talajtípusról származnak. Tovább nehezíti az egyértelmű hatások vizsgálatát, hogy nem ismerjük a talajok műtrágyázás előtti elemtartalmát. Vannak ugyan olyan területeink, amik nem kaptak műtrágyát, ezek azonban nem használhatók kontrollként, ugyanis egyéb tulajdonságaikban eltérőek.

A vizsgált területek alapján feltételezhető, hogy a magyarországi talajok toxikus elem-koncentrációját elsősorban a geokémiai háttérértékek és a talajképző folyamatok helyi sajátosságai, valamint az egyéb talajtulajdonságok befolyásolják, nem pedig a mezőgazdálkodásból adódó terhelés.

6.2. A vizsgált hazai szántóföldi talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és alap tulajdonságai közötti összefüggések értékelése

A talajban a potenciálisan toxikus elemek különböző, egymással dinamikus egyensúlyban lévő formákban vannak jelen. A nehézfémek talajbeli oldhatósága és mobilitása a talaj jellemzői által meghatározott biogeokémiai folyamatokon múlik. Ezek a jellemzők a talaj pH-ja, agyag- és szervesanyag-tartalma, a talajoldat ionösszetétele és ionerőssége, valamint a talajban lévő nehézfémek mennyisége és kémiai formája (Chen et al., 2006). A dolgozatban vizsgált alap talajparaméterekkel végzett korrelációanalízis eredményét a 18. táblázat tartalmazza. A táblázatban a szignifikáns összefüggések láthatók, vastagon szedve a legalább közepes erősségű összefüggések.

Az összefüggés-vizsgálat alapján a vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációját elsősorban a talaj humusztartalma, kötöttsége és sótartalma befolyásolja, a statisztikailag igazolható összefüggések mind pozitív előjelűek, tehát ezek a talajtulajdonságok a kapott eredmények alapján növelik a talajban a potenciálisan toxikus elemek koncentrációját. A humusztartalom a tizenkét vizsgált elemből tízzel korrelál, ezek közül az As, Ba, Cd, Cr, Cu, Ni és Zn elemekkel közepes erősségű korrelációban van. Két elem, a Mo és a Se esetében nem lehetett összefüggést kimutatni a humusztartalommal. A talajban ezek az elemek anionos formában vannak jelen. A talajok kötöttségével (Arany-féle kötöttségi szám) három elem nem mutatott szignifikáns kapcsolatot, ezek a Cd, a Mo és az Pb. A Cd kivételével a kötöttség ugyanazokkal az elemekkel van közepes erősségű korrelációban, mint a humusztartalom. A desztillált vizes pH az analízis alapján csak laza korrelációt mutat a kadmiummal és a rézzel. A karbonáttartalom és a vizsgált potenciálisan toxikus elemek közötti szignifikáns összefüggések minden esetben laza erősségűek és negatív előjelűek. Ezek az elemek a Co, Cr, Ni, Pb, Sn és Zn. Közepesnél erősebb korrelációt egyik paraméter-pár sem mutat.

18. táblázat. A királyvíz-oldható potenciálisan toxikus elemek koncentrációja és néhány alap talajparaméter közötti szignifikáns korrelációk. Lineáris koefficiensek (r értékek) és a hozzájuk tartozó valószínűségi szintek (x: $p < 0,1$; xx: $p < 0,05$; xxx: $p < 0,01$). Vastagon szedve a közepes erősségű korrelációk láthatók.

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu
pH (H₂O)			0,25***			0,28***
H %	0,43***	0,50***	0,43***	0,27***	0,53***	0,54***
K_A	0,49***	0,44***		0,39***	0,55***	0,41***
só %	0,32***	0,43***		0,36***	0,63***	0,48***
CaCO₃ %				-0,35***	-0,25***	
	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
pH (H₂O)						
H %		0,52***	0,30***		0,37***	0,49***
K_A		0,51***		0,25***	0,38***	0,56***
só %	0,26***	0,53***	0,22**		0,41***	0,59***
CaCO₃ %		-0,21**	-0,25**		-0,24**	-0,23**

A potenciálisan toxikus elemek koncentrációja alapján készített hisztogramok szerint a Cd, a Mo, az Pb és a Se eloszlása meglehetősen eltér a normálistól (M7 Melléklet), továbbá a Cd, a Mo és a Se alacsony talajbeli koncentrációja következtében a mérés bizonytalansága is torzíthatja az eredményeket. Feltehető, hogy ezek az elemek ezért nem mutatnak összefüggést a kötöttséggel, illetve a humusztartalommal. Az Pb a szakirodalom szerint a vizsgált elemek közül a legerősebben kötődik a talajban, elsősorban szerves komplexek formájában, kimosódása meglehetősen csekély. Elképzelhető, hogy kötődése a szerves anyaghoz kis szervesanyag-tartalom mellett is erős, ezért nem változik.

A CaCO₃-tartalom, a pH és a sótartalom egyaránt fontos mutatók a potenciálisan toxikus elemek mobilis és immobilis formáinak kialakulása szempontjából. Ahhoz, hogy egyértelmű összefüggéseket mutassunk ki ezekkel a paraméterekkel, a többet változót valószínűleg állandó szinten kellene tartani, ellenőrzött körülmények között. A sótartalom, mint összegparaméter, többféle hatást is okozhat a vizsgált elemek talajbeli viselkedésében, ezért egyértelmű, minden vizsgált elemre egyforma hatást nem is lehet elvárni. A nagy sótartalom nagyobb anion (pl. nitrát, klorid, szulfát) koncentrációt is jelent, ezek hatása elemenként eltérő.

A humusztartalom és az Arany-féle kötöttségi szám között, a kiugró értékek kihagyása után a korreláció értéke 0,51***. A szakirodalom alapján mindkét talajtulajdonság jelentős mértékben összefügg a talajok potenciálisan toxikus elemtartalmával, a továbbiakban a két paraméter közül a fizikai féleségek szerinti csoportosítás alapján végeztünk analíziseket.

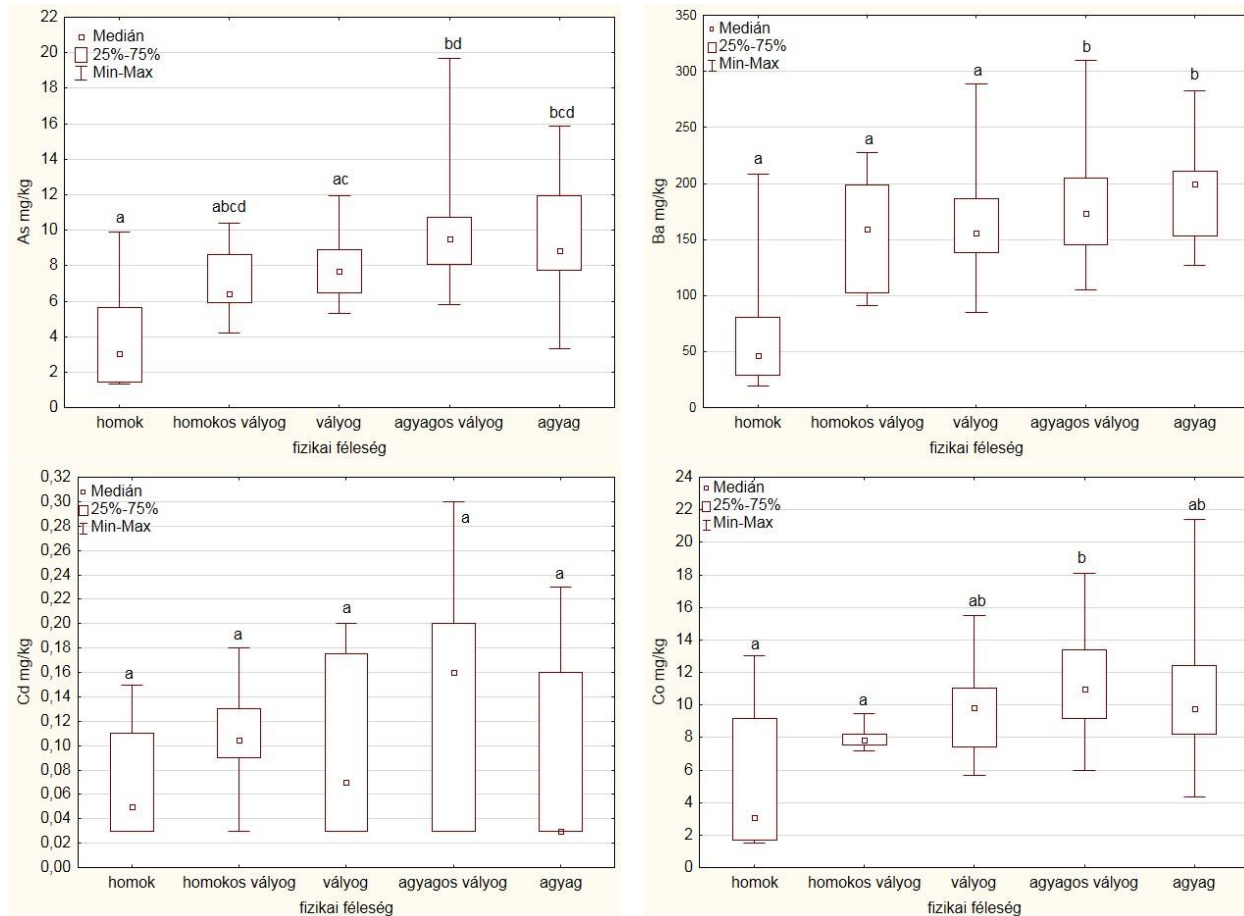
A fizikai féleséggel fennálló összefüggések vizsgálatát statisztikailag a műtrágya-dózisok hatásának vizsgálatával megegyezően végeztük el. A mintáink öt textúraosztályba sorolhatók: homok, homokos vályog, vályog, agyagos vályog és agyag. Kruskal-Wallis teszt segítségével arra kaptunk választ, hogy van-e kimutatható összefüggés a minták fizikai félesége és az egyes potenciálisan toxikus elemek koncentrációja között. A tesztek eredményeként kapott H és p értékeket a 19. táblázat tartalmazza.

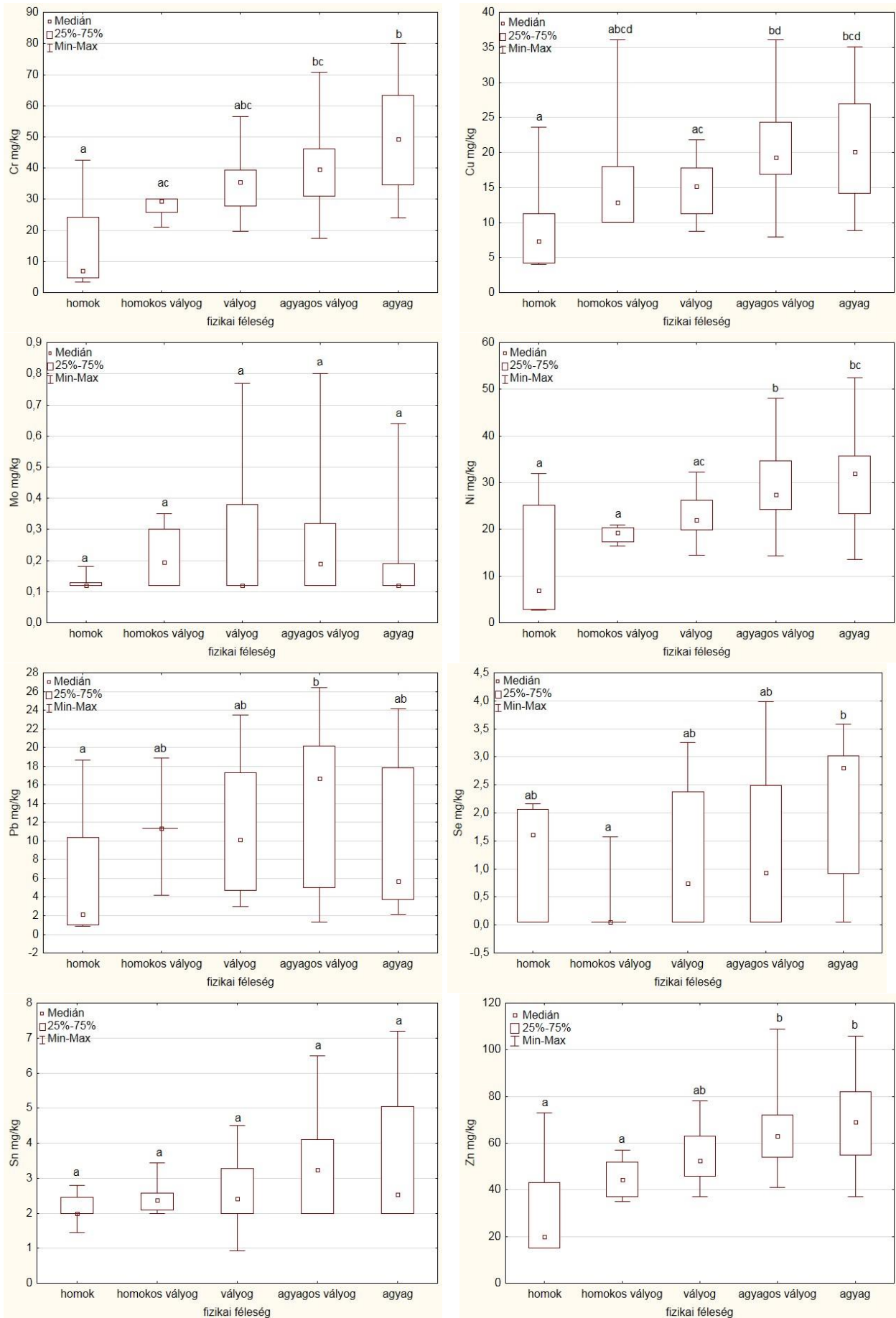
A táblázatból látható, hogy a Cd és a Mo kivételével az összes vizsgált elem koncentrációja összefüggésben van azzal, hogy milyen fizikai féleségű a talajminta. Ezután post-hoc tesztekkel megvizsgáltuk, hogy az öt fizikai féleség közül melyek között van szignifikáns különbség, ami a fenti p értékeket okozza. Ennek eredményei (M10 Melléklet) elemenként kissé eltérnek, de az elemek többségénél többé-kevésbé kirajzolódik az ábrákon, hogy az agyagtartalom növekedésével egyre nagyobb a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja a talajban.

19. táblázat. Összefüggések a fizikai féleségek és a vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációja között. Kruskal-Wallis tesztek eredményei. A vastagon szedett p értékek szignifikanciát jelölnek ($p < 0,05$).

	H	p
As	27,93	0,00
Ba	17,17	0,00
Cd	6,30	0,18
Co	21,44	0,00
Cr	26,25	0,00
Cu	25,04	0,00
Mo	3,93	0,42
Ni	27,14	0,00
Pb	10,86	0,03
Se	12,44	0,01
Sn	11,55	0,02
Zn	28,07	0,00

Azoknál az elemeknél (As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Se, Zn), ahol kimutatható a különbség az egyes csoportok között, a Se kivételével mindegyikre igaz, hogy a homoktalajok elemkoncentrációja különbözik az agyagos vályog, az agyag, vagy mindkét fizikai féleségű talajok koncentrációjától. Ezek az eredmények a 15. ábra diagramjain láthatók. Az ún. box-plot ábrákon a fizikai féleség szerint csoportosított minták potenciálisan toxikus elem koncentrációja látható. A középső kis négyzet a mediánt, a nagyobb „doboz” (box) az interkvartilis terjedelmet, a „bajuszvonal” (whisker) pedig a minimum és maximum értéket jelöli. Az a, b, c, d jelölések a post hoc teszt alapján elkülöníthető csoportokra utalnak.





15. ábra. Összfüggések a különböző fizikai féleségű talajok potenciálisan toxikus elemtartalma között. A különböző betűk a Kruskal-Wallis teszt szerinti szignifikáns különbségeket jelölik.

A nehézfémek kötődése az agyag frakcióhoz régóta ismert, mi több, bizonyos agyagásványokat, azok adszorbeáló hatását kihasználva toxikus nehézfémek megkötésére használnak (Bhattacharyya és Gupta, 2008). Ez a korreláció azonban azért is fontos, mert befolyásolhatja a vizsgált elemek mikrobiótára gyakorolt hatását.

6.3. A mikrobiális mutatókkal végzett összefüggésvizsgálatok eredményei

6.3.1. A vizsgált hazai szántóföldi talajok mikrobiális aktivitása és alap tulajdonságai közötti összefüggések értékelése

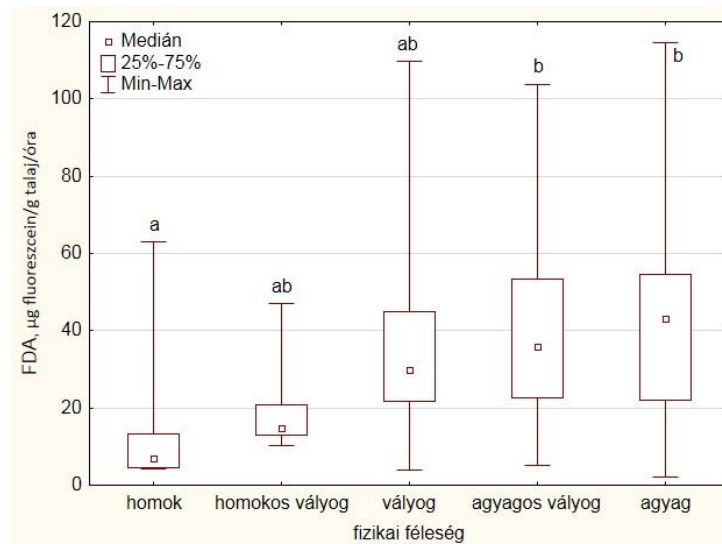
Lineáris korrelációanalízis alapján a három vizsgált paraméter között pozitív korreláció figyelhető meg: közepes a statisztikai összefüggés az FDA és a szacharáz aktivitások között (0,46***), valamint a szacharáz aktivitás és a SIR között (0,62***), míg laza a kimutatható kapcsolat az FDA aktivitás és a SIR között (0,34***) (teljes korrelációtáblázat az M6 Mellékletben). A mikrobiális biomassa mérete és a különböző enzimaktivitások (többek között az FDA) között szoros korrelációt tudott kimutatni Haynes (1999), valamint Stark és társai (2008) is.

A potenciálisan toxikus elemek és a mikrobiális aktivitás közti összefüggések keresése során, az egyéb változók okozta torzítás kizására érdekében, az alap talajparaméterek és a mikrobiális paraméterek közötti összefüggéseket is megvizsgáltuk. Korrelációanalízis alapján (20. táblázat) az FDA aktivitás az összes vizsgált alap talajparaméterrel statisztikailag igazolható összefüggést mutat. A pH-val és a CaCO₃-tartalommal negatív ez a korreláció, a többi paraméterrel pozitív, és minden esetben laza erősségű. A szacharáz enzimaktivitás a humusztartalommal, a kötöttséggel és a sótartalommal pozitív, a karbonáttartalommal – az FDA aktivitáshoz hasonlóan – negatív kapcsolatban van. A korrelációk ez esetben is mind laza szintűek. A SIR a pH-val, a kötöttséggel és a sótartalommal laza szinten korrelál, a humusztartalommal pedig közepes szinten. Ezek a korrelációk pozitív előjelűek.

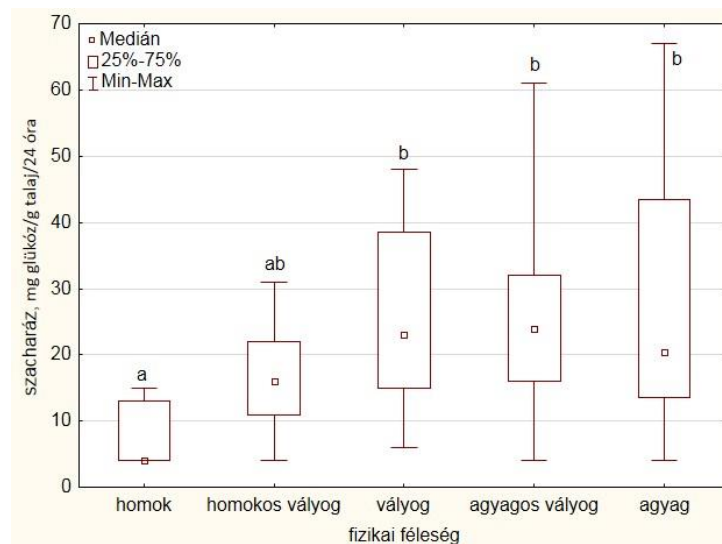
20. táblázat. Szignifikáns összefüggések a vizsgált alap talajparaméterek és mikrobiológiai paraméterek között. Lineáris koefficiensek (r értékek) és a hozzájuk tartozó valószínűségi szintek (x: p<0,1; xx: p<0,05; xxx: p<0,01). Vastagon szedve a közepes erősségű korrelációk láthatók.

	pH(H ₂ O)	H%	K _A	só%	CaCO ₃ %
FDA	-0,30***	0,29***	0,22**	0,33**	-0,26***
szacharáz		0,30***	0,30***	0,29***	-0,38***
SIR	0,23**	0,54***	0,37***	0,37***	

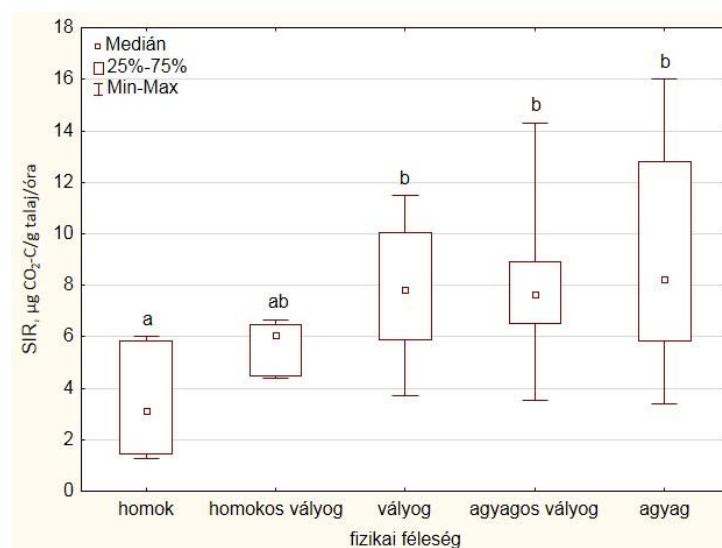
Kruskal-Wallis teszt alapján (M10 Melléklet) mindhárom mikrobiális mutató értékét szignifinásan befolyásolja a talajok kötöttsége. Az alábbi ábrákon látható, hogy a kötöttség és a mikrobiális értékek közötti összefüggések egyértelműbbek, mint amelyeket a vizsgált potenciálisan toxikus elemek esetén kaptuk. A mikrobiális aktivitás az agyagtartalom növekedésével párhuzamosan nő, az aktivitásmutatók maximum értékei is a legnagyobb agyagtartalomnál a legmagasabbak. Az FDA aktivitás a homoktalajokon kisebb, mint az agyagos vályog és agyag talajokon (15. ábra). A szacharáz aktivitás a homoktalajokon kimutathatóan kisebb, mint a vályog, agyagos vályog és agyag talajmintákban (16. ábra). A SIR értéke és a fizikai féleség közötti összefüggés statisztikailag megegyezik a szacharáz aktivitásával, tehát homoktalajokon kimutathatóan kisebb, mint a vályog, agyagos vályog és agyag talajokon (17. ábra).



16. ábra. A fizikai féleség szerint csoportosított minták FDA aktivitása. Az a és b jelölések a post-hoc teszt alapján elkülöníthető csoportokra utalnak.



17. ábra. A fizikai féleség szerint csoportosított minták szacharáz aktivitása. Az a és b jelölések a post-hoc teszt alapján elkülöníthető csoportokra utalnak.



18. ábra. A fizikai féleség szerint csoportosított minták SIR értékei. Az a és b jelölések a post-hoc teszt alapján elkülöníthető csoportokra utalnak.

Az FDA aktivitás a teljes mikrobiális aktivitást mutatja, az általa kimutatható hidrolitikus enzimek a sejten kívül is működnek és agyagkolloidokkal stabil komplexeket képezhetnek (Schnürer és Rosswall, 1982). Szili-Kovács és társai (2009) hat magyarországi tartamkísérlet talajait vizsgálva azt találta, hogy a szubsztrát indukált respirációval és az FDA-val az Arany-féle kötöttségi szám és a humusztartalom is szignifikáns összefüggést mutat. A nagyobb humusztartalommal együtt a vízdoldható szerves anyagok mennyisége is nagyobbak bizonyult, és ez még szorosabb korrelációban volt a mikrobiális biomasszával és aktivitással. Vizsgálatainkban a pH nem korrelált egyik vizsgált mikrobiológiai paraméterrel sem, a pH értékek ugyanis meglehetősen kis szórást mutattak. Zhang és társai (2016) a mikrobiális biomassza és az agyagtartalom, illetve szerves anyag tartalom közötti pozitív korrelációt vizsgálták. Szorosabb összefüggést tudtak kimutatni a talaj fizikokémiai tulajdonságai és a mikrobiális biomassza között, mint a nehézfémek koncentrációja és a mikrobiális biomassza között. Chodak és társai (2013) vizsgálatai szerint a nehézfémek hatása a mikrobiótára gyengébb, mint a szerves C-tartalomé. Kunito és társai (1999) kimutatták, hogy komoly Cu-szennyezés esetén is, a Cu toxicitásánál jelentősebb hatást gyakorol a talaj mikrobiális biomasszája a talaj tápanyagtartalma.

A talaj pH-ja jelentősen befolyásolja a benne élő mikrobák előfordulását és aktivitását egyaránt. Ismert, hogy a savanyú talajokban a gombák tevékenyebbek, a semleges, illetve enyhén lúgos pH-tartományban pedig a baktériumok élettevékenysége intenzívebb, növekszik a bakteriális biomassza (Nodar et al., 1992; Kátai, 2011). A pH és a CaCO₃-tartalom megváltozására a gombák és a baktériumok eltérően reagálnak, az FDA és a SIR egyaránt mindkettőt méri, ezért nem is lehet egyértelmű magyarázatot adni a kapott korrelációkra. Az összefüggések értékelésekor fontos az is, hogy a mért pH értékek milyen széles skálán mozognak. A vizsgált minták pH értékei 5,17 és 8,42 között változtak, a minták mintegy 70%-a azonban gyengén lúgos volt.

A talajoldat magas sótartalma gátolhatja a mikrobák aktivitását (Füzy, 2007). Feltehetően az általunk vizsgált mintákban a sótartalom még nem érte el azt a szintet, ami már kimutathatóan csökkentené az aktivitást, illetve a nagyobb sókoncentrációk mellett is előfordulhat sótoleráns fajok elterjedése, ami szintén nehezíti a változások nyomon követését.

6.3.2. Összefüggések vizsgálata a hazai szántóföldi művelés alatt álló talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és mikrobiális aktivitása között

A potenciálisan toxikus elemek mikrobiológiára gyakorolt hatását vizsgálva a korrelációanalízis a 21. táblázatban szereplő eredményeket hozta.

21. táblázat. Szignifikáns összefüggések a vizsgált potenciálisan toxikus elemek koncentrációja és a mikrobiológiai paraméterek között. Lineáris koeficiensek (r értékek) és a hozzájuk tartozó valószínűségi szintek (x: p<0,1; xx: p<0,05; xxx: p<0,01). Vastagon szedve a közepes szintű korrelációk láthatók.

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu
FDA	0,31***	0,39***	0,27***	0,40***	0,47***	0,30***
szacharáz		0,41***			0,38***	
SIR		0,43***			0,37***	0,28***
	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
FDA	0,34***	0,41***	0,43***		0,43***	0,48***
szacharáz		0,24**			0,34***	0,33***
SIR		0,28***		0,20**	0,22**	0,32***

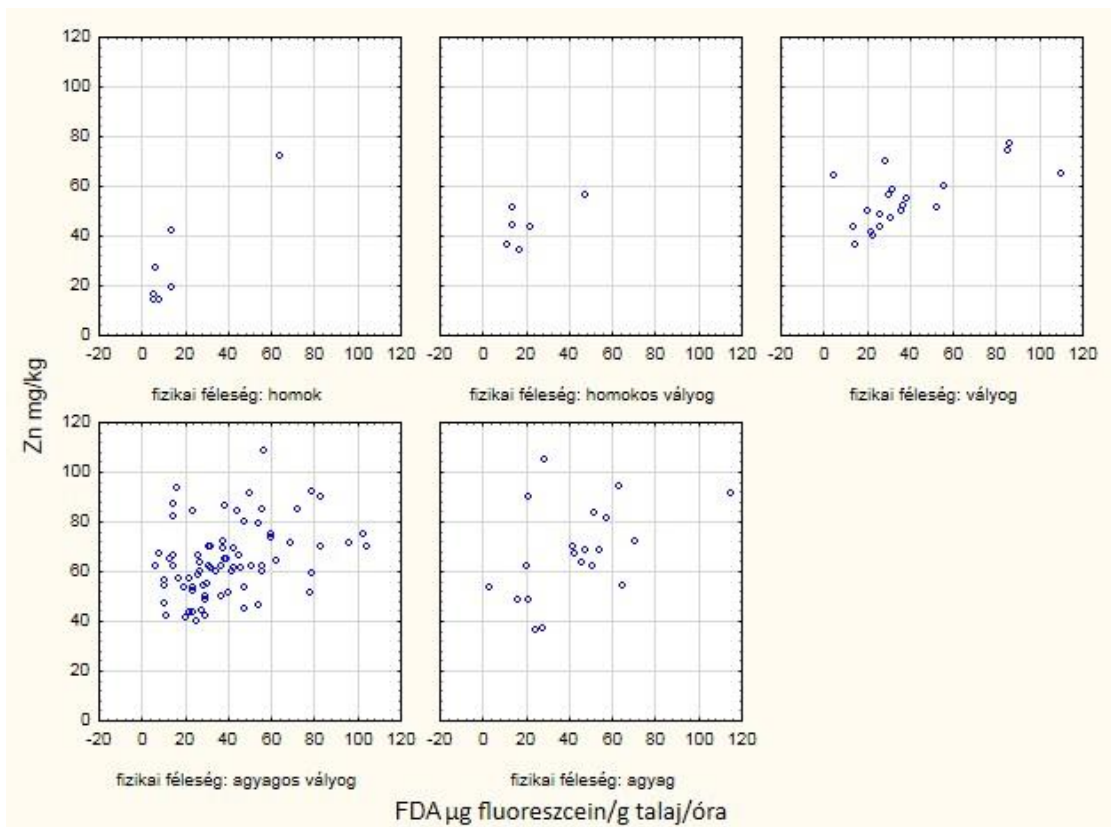
A vizsgált elemek és a mikrobiális paraméterek között a statisztikailag igazolható összefüggések mind pozitív előjelűek. Az FDA aktivitás a Se kivételével az összes potenciálisan toxikus elemmel korrelál, ezek közül a Co, Cr, Ni, Pb, Sn és Zn esetében közepes, az As, Ba, Cd,

Cu és Mo esetében laza erősségű az összefüggés. A szacharáz enzimaktivitás a Ba-mal közepes szintű kapcsolatban van, a Cr, Ni, Sn és Zn elemekkel laza kapcsolatban. A SIR és a Ba között a szacharázhoz hasonlóan közepes erősségű az összefüggés, és laza korreláció mutatkozott a SIR és a Cr, Cu, Ni, Se, Sn és Zn között.

A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet szerinti B határértéket meghaladó koncentrációban az As, Ba, Co, Cr, Ni és Se fordult elő a vizsgált talajmintákban. Ezek közül a Co egy mintában lépte túl a határértéket, amit kiugró értéként kezeltünk a statisztikai elemzések során. A Cr két mintában, amiből az egyik szintén kiugró volt, az As pedig 3 mintában, ebből kettő mutatkozott kiugrónak. Így csak egy-egy Cr-mal, illetve As-nal szennyezett mintánk maradt. A kiugró értékek kihagyása után a Ba 11 mintában, a Ni 12 mintában lépte túl a határértéket. Ehhez képest meglepő eredmény, hogy mind a Ba, mind a Ni mindhárom vizsgált mikrobiológiai változóval pozitív korrelációt mutatott. A 129 talajminta közül 65-ben volt tapasztalható, hogy a Se koncentrációja magasabb, mint a rendeletben szennyezettnek minősített érték (1 mg/kg). A talajok szeléntartalma kis koncentráció-tartományban ugyan, de hatása szerint tág határok között mozog: a minták nagy részében kimutatási határ közeli, míg másik, szintén jelentős részében a határérték szerint szennyezést mutat. Szelénben gazdag és szegény termőhelyekkel tehát egyaránt rendelkezünk. Szakirodalmi adatok elemzésével erre a megállapításra jutott Somogyi (2012) is.

A környezeti tényezők befolyással vannak a fémek felvehetőségére, ezáltal közvetetten a mikrobákra gyakorolt toxicitásukra is (Stefanowicz et al., 2009). A nehézfémek toxicitása általában az agyagtartalom növekedésével fordított arányosságban nő, azaz minél homokosabb a talaj, annál nagyobb a toxikus hatás (Doelman és Haanstra, 1986). Hasonló összefüggést mutattak ki Moreno és társai (2003), valamint Xian és társai (2015) is az agyagtartalom helyett a szervesanyag-tartalommal: a szervesanyag-tartalom növekedésével csökken egyes nehézfémek toxicitása a mikrobákra nézve.

Ezek fényében megvizsgáltuk, hogy a különböző fizikai féleségű talajokon eltér-e egymástól az elemek mikrobiális aktivitásra gyakorolt hatása. A fizikai féleségük szerint felosztott minták közül a 21. táblázat szerinti, közepes erősségű korrelációval érintett változó-párokból készültek diagramok. Ezek terjedelme miatt a kimaradó diagramok az M12 Mellékletekben láthatók, szemléltetésként a Zn – FDA diagramjai szerepelnek az alábbiakban (21. ábra).



19. ábra. A Zn koncentrációja és az FDA enzimaktivitás értékei a fizikai féleség szerint csoportosított talajmintákon.

A diagramokon látható, egyrészt, hogy a kötöttség növekedésével egyre nagyobb értékeket vesznek fel mind a vizsgált elemek koncentrációi, mind pedig a mikrobiológiai paraméterek, másrészt az elemek a homoktalajokon sem mutatnak gátló hatást a mikrobiális aktivitásra, tehát homokon sem toxikusabbak, mint az agyagtalajokon. Ennek oka az eleve alacsony potenciálisan toxikus elem koncentráció is lehet.

Szili-Kovács és társai (2009) szerint Magyarországon hiányoznak a különböző talajok bevonásával végzett összehasonlító talajbiológiai vizsgálatok, és a korábbi kísérleteket is többnyire csak egy-egy talajon állították be. A potenciálisan toxikus elemek mikrobiótára gyakorolt hatását tanulmányozó publikációk általában eleve jelentősen szennyezett talajokkal (Wang et al, 2007; Gamalero et al., 2012), illetve mesterségesen terhelt talajmintákkal foglalkoznak. Ez utóbbi esetben is a terhelési koncentrációk közül a legalacsonyabb is magasabb, mint a természetes körülmények közötti, szennyezetlen talajok nehézfém koncentrációi (Yang, 2006; Khan et al., 2007; Jiang et al., 2015).

Vig és társai (2003) szerint a nehézfémek talaj biológiai aktivitására gyakorolt hatásának meghatározása gyakran egymástól eltérő eredményeket hoz. Ez annak a következménye is lehet, hogy sokan túlságosan általános következtetéseket vonnak le az olyan rövidtávú laboratóriumi kísérletek eredményeiből, amelyeket egyetlen talajjal végeznek, ellenőrzött körülmények között.

Adott mérgező anyagra a különböző fajok érzékenysége is eltérő mértékű. A szennyező anyag jelenléte következtében a legérzékenyebb szervezetek túlélése, növekedése és reprodukciós aránya lecsökken. Ezáltal a közösséget a kevésbé érzékeny fajok/genotípusok fogják dominálni, aminek hatására a közösség teljes toleranciája megnövekedik („szennyezés hatására kialakuló közösség-szintű tolerancia” (PICT) (Blanck et al., 1988).

Az agyagtartalom feltehetően „elnyomja”, illetve a statisztikában elfedi a potenciálisan toxikus elemek esetleges gátló hatását. Chodak és társai (2013) szerint a nehézfémek mikrobiótára gyakorolt hatásainak vizsgálata a többi környezeti tényező zavaró hatása miatt nehézségekbe

ütközik. Kiterjedt területek tanulmányozása esetén a talajtulajdonságok helyi sajátosságainak elemzése elengedhetetlen, ugyanis elfedhetik a nehézfémek esetleges hatásait.

A kapott eredmények arra utalnak, hogy a jelenlegi magyarországi szántóföldi gazdálkodás során, a nagy átlagot tekintve a talajban a potenciálisan toxikus elemek nem érik el azt a toxikus koncentrációt, ami gátlólag hatna a mikrobiális aktivitásra. Ez azonban nem jelenti azt, hogy szántóföldi gazdálkodás során ne juthatnának ki olyan koncentrációban nehézfémek, amelyek csökkenthetik a talajokban a mikrobiális aktivitást.

6.4. Új tudományos eredmények

1. A magyarországi, szántóföldi művelés alatt álló talajokban a vizsgált potenciálisan toxikus elemek királyvízben oldható összes koncentrációja nem mutatott statisztikailag igazolható összefüggést a jelenlegi hazai műtrágya felhasználás mértékével.
2. A talajtanból, illetve talajvédelemből ismert korreláció a potenciálisan toxikus elemek királyvízben oldható összes koncentrációja és a talajok kötöttsége, illetve humusztartalma között az általam vizsgált területeken, szántóföldi körülmények között is kimutatható. A korreláció mértéke elemenként eltérőnek bizonyult. A talajok kötöttségével és humusztartalmával egyaránt szignifikáns összefüggést mutattak az As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Sn és Zn elemek, a kettő közül csak a humusztartalommal a Cd és az Pb, míg csak a kötöttséggel a Se korrelált.
3. Az elvégzett FDA és szacharáz enzimaktivitás vizsgálat, valamint a SIR mérésének eredményei alapján a Magyarországra jellemző, jelenlegi műtrágya felhasználás melletti potenciálisan toxikus elem szintek még nem jelentenek veszélyt a talajok mikrobiális aktivitására. A vizsgált szántóföldi területeken statisztikailag is megerősíthető, hogy a mikrobiális aktivitás magasabb a nagyobb humusztartalmú, illetve a kötöttebb, nagyobb agyagtartalmú talajokon.

7. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

A kapott eredmények alapján a magyarországi, szántóföldi művelés alatt álló talajokban a potenciálisan toxikus elemek koncentrációja – többféle talajtípust figyelembe véve – a jelenlegi hazai műtrágya-felhasználás következtében nem mutatott statisztikailag igazolható növekedést. Az eredmények elemenként változóak voltak, de pozitív lineáris korreláció a kijuttatott műtrágyák mennyiségével egyik vizsgált elem esetében sem mutatkozott. Az egyes elemek kémiai tulajdonságai azonban különbözőek, így ez a megfigyelés nem jelenti azt, hogy helyileg nem alakulhatnak ki esetenként olyan felhalmozódások, amelyek kockázatot jelentenek.

Több elem esetében sikerült szignifikáns korrelációt kimutatni a toxikuselem-koncentráció és egyes talajparaméterek között (a korreláció mértékében elemenként előfordultak eltérések), de ez feltehetőleg nem a műtrágya-kezelések hatására alakult ki, hanem egyéb változók is hozzájárultak, hiszen a minták többféle talajtípusról származnak. Tovább nehezíti az egyértelmű hatások vizsgálatát, hogy nem ismerjük a talajok műtrágyázás előtti elemtartalmát. A nehézfémek kötődése az agyag frakcióhoz régóta ismert, ez a korreláció azonban azért is fontos, mert befolyásolhatja a vizsgált elemek mikrobiótára gyakorolt hatását.

A vizsgált területek alapján feltételezhető, hogy a magyarországi talajok toxikuselem-koncentrációját elsősorban a geokémiai háttérértékek és a talajképző folyamatok helyi sajátosságai, valamint az egyéb talajtulajdonságok befolyásolják, nem pedig a mezőgazdálkodásból adódó terhelés.

A potenciálisan toxikus elemek és mikrobiális aktivitás mutatók közötti korrelációk mind pozitív előjelűek voltak, tehát a vizsgált elemek nem csökkentették a mikrobiális aktivitást. A szántóföldi területek elemzése alapján a Magyarországra jellemző, jelenlegi műtrágya felhasználás melletti potenciálisan toxikus elem szintek még nem jelentenek veszélyt a talajok mikrobiális aktivitására. Az eredmények szerint a kötöttség növekedésével egyre nagyobb értékeket vettek fel mind a vizsgált elemek koncentrációi, mind pedig a mikrobiológiai paraméterek. A minták fizikai féleség szerinti csoportosítása után kiderült, hogy az elemek a homoktalajokon sem mutattak gátló hatást a mikrobiális aktivitásra, tehát a szakirodalommal ellentétben a homokon sem voltak toxikusabbak, mint az agyagtalajokon. Ez a tény, valamint a toxikus elemek és a mikrobiális mutatók közötti pozitív korreláció magyarázata feltehetően az eleve alacsony potenciálisan toxikus elem koncentráció lehet. Az eredmények között szerepel továbbá, hogy a mikrobiális aktivitás szántóföldi körülmények között is magasabb a nagyobb humusztartalmú, illetve a kötöttebb, nagyobb agyagtartalmú talajokon.

A vizsgált talajminták szántóföldi gazdálkodásból származnak. Az eredmények értelmezését ez esetben nehezíti a túl sok nem kontrollált változó, szemben egy beállított kísérlettel, ugyanakkor ez közelebb áll a valóságos helyzethez. A sokféle talaj egyrészt előny a reprezentativitás miatt, de ez okozza a nehézséget is a hatások vizsgálata során, a korrelációk ugyanis nem feltétlenül hatásokat jeleznek. A talajok tulajdonságai, elsősorban a humusztartalom és az agyagtartalom az esetleges hatásokat elfedhetik.

Összegezve az értekezésben leírtakat megállapítható, hogy a jelenlegi magyarországi szántóföldi gazdálkodás során, a nagy átlagot tekintve a talajban a potenciálisan toxikus elemek nem érik el azt a toxikus koncentrációt, ami gátlólag hatna a mikrobiális aktivitásra, azonban kockázatot jelentenek. Nem lehet kijelenteni, hogy szántóföldi gazdálkodás során ne juthatnának ki olyan koncentrációban nehézfémek, amelyek csökkenthetik a talajokban a mikrobiális aktivitást. A talajok agyagtartalma, illetve humusztartalma és a mikrobiális aktivitás közti összefüggések elfedhetik a potenciálisan toxikus elemeknek a mikrobiális aktivitásra gyakorolt esetleges gátló hatását.

A hazai szántóföldi talajokban a potenciálisan toxikus elemek magas koncentrációja jellemzően geológiai, ill. ipari, bányászati eredetű. A szántóterületekre műtrágyával kijuttatott szennyezések monitorozása hazánkban hiányzik. Ezek alapján a talajmonitorozó rendszerek fenntartása, talajbiológiai paramétereinek monitorozása a műtrágyázásból eredő potenciális szennyezések miatt is kiemelt jelentőségű. Ehhez fontos lenne a műtrágyákból eredő potenciális

szennyezések hosszútávú monitorozása is, a talajparaméterek vizsgálatával összhangban. Ajánlott, hogy fokozott figyelem kísérje a kedvezőtlen termőhelyi adottságú talajokat (pl. homoktalaj, savanyú talaj) a műtrágyák alkalmazása során. A dolgozatban felmerült vizsgálati problémák miatt érdemes lenne azonos típusú kontroll talajokkal, hosszabb távon végezni hasonló méréseket. A potenciálisan toxikus elemek mikrobiótára gyakorolt hatását tanulmányozó publikációk általában eleve jelentősen szennyezett talajokkal, illetve olyan, mesterségesen terhelt talajmintákkal foglalkoznak, amelyeknél a legalacsonyabb terhelési koncentrációk is magasabbak, mint a szennyezetlen körülmények közötti talajok nehézfém koncentrációi. Ezek mellett szükség lenne szennyezetlen szántóföldi körülmények közötti, alacsonyabb fémkoncentrációk hatásainak vizsgálatára is.

8. ÖSSZEFOGLALÁS

Az emberi tevékenységek közül a mezőgazdasági gyakorlat az egyik legfontosabb tényező, ami komoly változásokat okoz a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaiban és folyamataiban egyaránt. A talajban található potenciálisan toxikus elemek koncentrációjuktól függően lehetnek esszenciálisak és toxikusak is az élő szervezetek számára. A nehézfém-szennyezések a tapasztalatok szerint többnyire negatív hatással vannak a talajmikrobiótára, de egyes vizsgálatok alapján a talajban a növekvő fémkoncentrációk a kezdeti állapottól függően csökkenthetik, vagy növelhetik a mikrobiális diverzitást és a biomasza mutatók értékeit is. Hasonló kettősség igaz a műtrágyákra is; tápelem-utánpótló szerepük mellett szennyező forrást is jelenthetnek. A mikroorganizmusok alapvető szerepet játszanak a biogeokémiai körforgásban, az agro-ökoszisztémák fenntartásában, a talajok egészségének, minőségének és a növények növekedésének támogatásában. Érzékenyen reagálnak a talaj tulajdonságainak megváltozására, ezért ezeknek a változásoknak kiváló indikátorai lehetnek. Az enzimaktivitások mérése többnyire gyors és egyszerű eljárásokon alapul. A talajok tulajdonságai, mint például az agyagtartalom, humusztartalom, pH, meghatározóak mind a potenciálisan toxikus elemek, mind pedig a mikrobák talajbeli viselkedése szempontjából.

A műtrágyázás, a talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és a talajok mikrobiális aktivitása közötti összefüggések feltárására a doktori munka során célkitűzéseim a következők voltak:

- Megállapítani, hogy kimutatható-e ma Magyarországon műtrágya-használatból származó nehézfém-terhelés a vizsgált területeken, tehát a különböző intenzitású műtrágya-használat, és a talajok nehézfém-tartalma között van-e kimutatható kapcsolat. Talajmintáink egy országos felmérésből származnak, amely reprezentatív mintavételt tartalmaz mind a talajtípus, mind a mezőgazdasági intenzitás szempontjából.
- Megvizsgálni, hogy milyen összefüggést tudunk kimutatni a talajok potenciálisan toxikus elemtartalma és mikrobiális aktivitása között szántóföldi körülmények között, ahol számos egyéb paraméter is változik a vizsgáltakon kívül.
- Megállapítani, hogy mely egyéb talajparaméterek befolyásolják a potenciálisan toxikus elemtartalmat, illetve a mikrobiális aktivitást, amelyek e kettő változó közötti összefüggésre is hatással lehetnek.

E célkitűzésekhez a vizsgálatok a TDR projekt (Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) során gyűjtött talajmintákon történtek. A minták országszerte 129 különböző területről származnak, az átlagminták vétele 5ha-os, ún. Reprezentatív Parcella Részleteken történt, az átlók 20 pontján, 0-30 cm mélységben. A mintaterületekre kijuttatott N, P és K műtrágya-hatóanyagok mennyisége a Gazdálkodási Naplóból ismert, a mintavétel előtti három gazdálkodási évre. Emellett talajminták alap fizikokémiai paraméterei (pH, CaCO₃, só%, K_A, H%), a potenciálisan toxikus elemek (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn) „összes”, királyvíz-oldható elemtartalma ICP-OES-sel, valamint három mikrobiológiai paraméter: fluorescein-diacetát és szacharáz enzimaktivitás, valamint szubsztrát-indukált respiráció mérése történt.

A fent leírt TDR projekt keretein belül tehát a következő kérdésekre kerestem választ:

1. Mekkora a vizsgált szántóföldi talajok potenciális toxikus elemtartalma a hazai műtrágya-felhasználás mellett? Előfordult-e valamelyik vizsgálati parcellán olyan mértékű potenciálisan toxikus elem feldúsulás – feltételezhetően a műtrágyázásból eredően – aminek következtében statisztikai összefüggést lehet kimutatni a kijuttatott műtrágyák mennyisége és a talajok királyvíz oldható összes potenciálisan toxikus elem koncentrációja között?

2. Mely vizsgált talajparaméterek határozzák meg leginkább a vizsgált talajokban a potenciólisan toxikus elemek koncentrációját?
3. Valós veszélyt jelent-e a hazai szántóföldi művelés alatt álló talajok potenciólisan toxikus elemtartalma a talajok mikrobiális aktivitására, a vizsgált három mikrobiális paraméter eredményei alapján? A vizsgált alap talajparaméterek közül melyek mutatják a legszorosabb összefüggést ezekkel a mikrobiológiai változókkal?

Fontos kiemelni, hogy a fenti kérdésekre nem beállított labor- vagy szabadföldi kísérletek alapján kerestünk választ. Az eredményeket is ehhez mérten kell értelmezni, ugyanis a konkrét összefüggéseket sokkal nehezebb ilyen körülmények között igazolni, mint kontrollált körülmények között.

A vizsgálatok szerint a talajminták desztillált vizes pH-ja 5,17 és 8,42 között, Arany-féle kötöttsége 24 és 60 között változott, humusztartalmának minimuma 0,42%, maximuma 6,40% volt. Az összessó-tartalom 0,02 és 1,42% között mozgott, míg a CaCO_3 -tartalom 0 és 22,0% között változott.

A 129 minta elemzésével a következő átlagértékek adódtak a potenciólisan toxikus elemek esetén: As 9,2 mg/kg, Ba 177,1 mg/kg, Cd 0,1 mg/kg, Co 10,9 mg/kg, Cr 38,8 mg/kg, Cu 19,3 mg/kg, Hg < kimutatási határérték, Mo 0,2 mg/kg, Ni 27,4 mg/kg, Pb 12,2 mg/kg, Se 1,3 mg/kg, Sn 3,2 mg/kg és Zn 61,4 mg/kg. A Cd, a Se és a Mo esetében gyakori volt a kimutatási határérték körüli koncentráció. A 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet szerinti B határértéket meghaladó koncentrációban az As, Ba, Co, Cr, Ni és Se fordult elő. Az As, Co és Cr a mintáknak csak elenyésző százalékában. A Ba és a Ni esetében jelentősebb a szennyezett minták aránya (mindkettőnél 10,1%), míg a Se a vizsgált minták több, mint felében (50,4%) meghaladta a határértéket.

A vizsgált talajminták FDA aktivitásának átlaga 37,96 μg fluoreszcein/g talaj/óra, szórása 25,67. A minták közül a legkisebb mért FDA aktivitás értéke 2,21, a legnagyobb pedig 138 μg fluoreszcein/g talaj/óra volt. A szacharáz enzimaktivitás értékek átlaga 24,91 mg glükóz/g talaj/24 óra, szórása 15,0. A legkisebb mért érték 4,0, míg a legnagyobb 74,0 mg glükóz/g talaj/24 óra volt. A SIR eredményei szerint a minták respirációs átlaga 7,70 μg CO_2 -C/g talaj/óra, szórása 2,92, minimum értéke 1,26, maximum értéke pedig 18,98 volt.

A műtrágya adatok elemzése alapján a N felhasználás túlsúlya a P_2O_5 és K_2O felhasználásához képest továbbra is általános országszerte. A vizsgált területekre kijuttatott hatóanyagok átlaga: 80,9 kg N/ha, 25,5 kg P_2O_5 /ha és 33,0 kg K_2O /ha volt.

A statisztikai elemzések alapján a műtrágyázás mértéke és a talajokban mérhető potenciólisan toxikus elemek koncentrációja között nem lehetett kimutatni pozitív, lineáris összefüggést. A Kruskal-Wallis teszt alapján adódtak különbségek, de ezek valószínűleg nem a műtrágyázásból eredő hatást mutatták. A vizsgált területek alapján feltételezhető, hogy a magyarországi talajok toxikuselem-koncentrációját elsősorban a geokémiai háttérértékek és a talajképző folyamatok helyi sajátosságai, valamint az egyéb talajtulajdonságok befolyásolják, nem pedig a mezőgazdálkodásból adódó terhelés.

A vizsgált talajtulajdonságok közül a potenciólisan toxikus elemek koncentrációját elsősorban a talaj humusztartalma, kötöttsége és sótartalma befolyásolta, a statisztikailag igazolható összefüggések mind pozitív előjelűek voltak, tehát ezek a talajtulajdonságok a kapott eredmények alapján növelték a talajban a potenciólisan toxikus elemek koncentrációját. Az elemek közül az As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn elemekre az elvégzett statisztika alapján igaz, hogy koncentrációjuk homoktalajokon kisebb volt, mint az agyagos vályog, illetve agyag talajokon.

A talajminták FDA, szacharáz enzimaktivitása és SIR értékei között pozitív korrelációt lehetett megfigyelni. A humusztartalommal, kötöttséggel és sótartalommal mindhárom mikrobiológiai paraméter pozitív korrelációt eredményezett. A mikrobiális aktivitás az agyagtartalom növekedésével párhuzamosan nőtt, az aktivitásmutatók maximum értékei is a

legnagyobb agyagtartalomnál voltak a legmagasabbak. A homoktalajokon kimutathatóan kisebbek voltak, mint az agyagos vályog és agyag talajokon.

A vizsgált potenciálisan toxikus elemek és a mikrobiális paraméterek között a statisztikailag igazolható összefüggések mind pozitív előjelűek voltak. Az FDA aktivitás a Se kivételével az összes elemmel korrelált, a szacharáz enzimaktivitás a Ba, Cr, Ni, Sn és Zn elemekkel, a SIR a szacharáznál felsoroltak mellett a rézzel és a szelénnel mutatott szignifikáns kapcsolatot. A szakirodalom szerint a nehézfémek toxicitása általában az agyagtartalom növekedésével fordított arányosságban nő. A fizikai féleségük szerint felosztott minták elemzése szerint egyrészt a kötöttség növekedésével a vizsgált elemek koncentrációi és a mikrobiológiai paraméterek egyaránt egyre nagyobb értékeket vettek fel, másrészt az elemek a homoktalajokon sem voltak toxikusabbak a mikrobákra, mint az agyagtalajokon.

A fentiek alapján az új tudományos eredmények az alábbiak:

1. A magyarországi, szántóföldi művelés alatt álló talajokban a vizsgált potenciálisan toxikus elemek királyvíz oldható összes koncentrációja nem mutatott statisztikailag igazolható összefüggést a jelenlegi hazai műtrágya felhasználás mértékével.
2. A talajtanból, illetve talajvédelemből ismert korreláció a potenciálisan toxikus elemek királyvíz oldható összes koncentrációja és a talajok kötöttsége, illetve humusztartalma között az általam vizsgált területeken, szántóföldi körülmények között is kimutatható. A korreláció mértéke elemenként eltérőnek bizonyult. A talajok kötöttségével és humusztartalmával egyaránt szignifikáns összefüggést mutattak az As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Sn és Zn elemek, a kettő közül csak a humusztartalommal a Cd és az Pb, míg csak a kötöttséggel a Se korrelált.
3. Az elvégzett FDA és szacharáz enzimaktivitás vizsgálat, valamint a SIR mérésének eredményei alapján a Magyarországra jellemző, jelenlegi műtrágya felhasználás melletti potenciálisan toxikus elem szintek még nem jelentenek veszélyt a talajok mikrobiális aktivitására. A vizsgált szántóföldi területeken statisztikailag is megerősíthető, hogy a mikrobiális aktivitás magasabb a nagyobb humusztartalmú, illetve a kötöttebb, nagyobb agyagtartalmú talajokon.

Összegezve az értekezésben leírtakat megállapítható, hogy a jelenlegi magyarországi szántóföldi gazdálkodás során, a nagy átlagot tekintve a talajban a potenciálisan toxikus elemek nem érik el azt a toxikus koncentrációt, ami gátolná a mikrobiális aktivitásra, azonban kockázatot jelentenek. Nem lehet kijelenteni, hogy szántóföldi gazdálkodás során ne juthatnának ki olyan koncentrációban toxikus elemek, amelyek csökkenthetik a talajokban a mikrobiális aktivitást.

A leírtak alapján a talajmonitorozó rendszerek fenntartása, talajbiológiai paramétereinek monitorozása a műtrágyázásból eredő potenciális szennyezések miatt is kiemelt jelentőségű. Ehhez fontos lenne a műtrágyákból eredő potenciális szennyezések hosszútávú monitorozása is, a talajparaméterek vizsgálatával összhangban. Ajánlott, hogy fokozott figyelem kísérje a kedvezőtlen termőhelyi adottságú talajokat (pl. homoktalaj, savanyú talaj) a műtrágyák alkalmazása során. A dolgozatban felmerült vizsgálati problémák miatt érdemes lenne azonos típusú kontroll talajokkal, hosszabb távon végezni hasonló méréseket. Mivel a toxikus elemek hatásait a mikrobiális aktivitásra többnyire nagy dóziszú kísérletekben vizsgálják, ezek mellett szükség lenne természetes, szennyezetlen körülmények közötti, alacsonyabb fémkoncentrációk hatásainak vizsgálatára is.

A dolgozat a TDR projekt (Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása) keretén belül valósult meg.

9. SUMMARY

Agricultural practice is one of the most important factors amongst human activities resulting in serious changes in physical, chemical and biological characteristics and processes of soil. Depending on their concentration potentially toxic elements in the soil might be essential as well as toxic for living creatures. According to the experiences heavy metals mostly have negative impacts on soil microbiota. However, some researches indicate that based on their beginner state, accelerating heavy metal concentrations in the soil might both reduce or increase microbial diversity and biomass values. Similar duality stands also for fertilizers as besides their role as nutrient supply sources they can act as polluting sources as well. Microorganisms play a fundamental role in biogeochemical cycles, in maintaining agro-ecosystems, supporting the health and quality of the soil as well as the growth of plants. Reacting sensitively to the changes in soil characteristics microbes might be perfect indicators of these changes. Enzyme activity assays are usually based on rapid and simple procedures. Soil characteristics such as clay content, humus content or pH do define behaviour of both potentially toxic elements and microbes.

For the exploration of connections between fertilization, potentially toxic element content and microbial activity of the soil, the objectives were as follows:

- To ascertain whether there is detectable toxic element load originating from fertilizer use in Hungary in the test areas. Namely, to find out whether there is a detectable correlation between different levels of fertilizer uses and the concentration of potentially toxic elements in soil. The analysed soil samples resulted from a nation-wide sampling survey being representative of both soil type and intensity of cultivation.
- To identify possible correlations between potentially toxic element content and microbial activity of soil under cultivated conditions with several other variable parameters.
- To diagnose other parameters influencing potentially toxic element content and microbial activity of soil having possible impact on the correlation of these two variables.

Analyses were carried out on the samples originating from the TDR project (Development of soil degradation subsystem (TDR) of the National Environmental Information System (OKIR)). 129 soil samples from different parts of Hungary were taken from the 5 ha so-called RPR (Representative Parcel Part). Sampling was carried out on the diagonals of the RPRs from 20 points, in 0-30 cm depth. Information about the quantity of N, P and K fertilizers applied on the sampling fields during three years before sampling has been known from the farming logs. Further analyses involve basic physicochemical parameters (pH, CaCO₃ %, salt %, plasticity index according to Arany (K_A), humus %), aqua regia soluble element concentration of potentially toxic elements (As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Zn) by ICP-OES, as well as three microbial parameters: fluorescein-diacetate and sucrose (invertase) enzyme activity, substrate-induced respiration.

Specific questions were as follows:

1. How big is the potentially toxic element concentration of fertilized, cultivated lands in Hungary? Was there an elevated concentration of the analysed potentially toxic elements in the experimental soils as high as to be statistically proveable assumably as a consequence of fertilizer use?
2. Which of the measured basic soil parameters have the biggest effect on the potentially toxic element content of the analysed soils?
3. Does the potentially toxic element content of cultivated soils in Hungary pose a real risk on microbial activity? Which of the measured basic soil parameters show the closest relationship to these microbial variables?

It is important to highlight that there was no set labour or field experiment with the aim of answering these questions. Thus, results should be interpreted according to the conditions of the exploration, as specific correspondences are much more difficult to verify this way rather than under controlled circumstances.

According to the analyses pH(H₂O) of the soil samples were between 5.17 and 8.42, plasticity index according to Arany between 24 and 60. Humus content ranged from 0.42 to 6.40%, total salt content from 0.02 and 1.42%, whereas the minimum of CaCO₃ content proved to be 0 and the maximum was 22.0%.

The mean values of the measured potentially toxic elements after the analysis of 129 soil samples were as follows: As 9.2 mg/kg, Ba 177.1 mg/kg, Cd 0.1 mg/kg, Co 10.9 mg/kg, Cr 38.8 mg/kg, Cu 19.3 mg/kg, Hg < limit of detection, Mo 0.2 mg/kg, Ni 27.4 mg/kg, Pb 12.2 mg/kg, Se 1.3 mg/kg, Sn 3.2 mg/kg and Zn 61.4 mg/kg. Concentration near the limit of detection were frequent in the case of Cd, Se and Mo. As, Ba, Co, Cr, Ni and Se were found beyond the limit values stated in joint decree No. 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM, of which only in a few cases regarding As, Co and Cr. In the cases of Ba and Ni the rate of contaminated samples were higher (10.1% in both cases) whereas in more than half (50.4%) of the analysed samples Se were above the limit value.

Mean of the FDA activity of soil samples was 37.96 µg fluorescein/g soil/hour, with a standard deviation of 25.67. The lowest measured FDA activity proved to be 2.21, whereas the highest was 138 µg fluorescein/g soil/hour. Mean of sucrose activity turned out to be 24.91 mg glucose/g soil/24 hour and the standard deviation was 15.0. The minimum of the measured values was 4.0 whereas the maximum was 74.0 mg glucose/g soil/24 hour. Regarding the results of SIR, respiration values were as follows: mean 7.70 µg CO₂-C/g soil/hour, standard deviation 2.92, minimum 1.26 µg CO₂-C/g soil/hour and maximum 18.98 µg CO₂-C/g soil/hour.

Based on the data on fertilizer outputs the use of N is still prevailing as opposed to P₂O₅ and K₂O application countrywide. Mean quantities of the applied N, P₂O₅ and K₂O fertilizers on the sampled areas were 80.9, 25.5 and 33.0 kg/hectare, respectively.

According to the statistical analyses no positive linear correlation could be proven between the extent of fertilizer application and the concentration of potentially toxic elements. Although some differences were found based on the Kruskal-Wallis tests these are probably not the result of fertilizer output. On the score of the examined areas it can be assumed that toxic element concentration of the Hungarian soils is mainly influenced by geochemical background values and local specifications of soil forming processes as well as by further soil features rather than toxic element load with agricultural origin.

Potentially toxic element content of the analysed soil samples were principally affected by their humus content, consistency and salt content. Significant correlations were all positive, meaning that based on the results these soil features have risen the concentration of potentially toxic elements in the samples. Statistical analyses showed As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn to have lower concentrations on sandy than on clay loam and on clay soils.

Positive correlation has been found between FDA, sucrose enzyme activities and SIR values. All three parameters resulted positive correlation with humus content, consistency and salt content as well. Microbial activity accelerated with increasing clay content. Maximum values of these microbial variables were found in the soil samples with the highest clay content. They proved to be significantly lower in the sandy soil samples than those of the clay loam and clay soil samples.

Statistically proven connections between potentially toxic element content and microbial variables were all positive. FDA activity showed a correlation with all of the analysed elements but for Se. Sucrose enzyme activity has been in a positive correlation with Ba, Cr, Ni, Sn és Zn, whereas SIR with those of sucrose as well as with Cu and Se. According to the publications in this topic, toxicity of heavy metals increase usually with decreasing consistency. Analyses on soil samples grouped by their texture showed that

- with increasing clay content both potentially toxic element content and microbial parameters were higher

- analysed elements did not turn out to be more toxic on microbes on the sandy soil samples than on clay soils.

Based on these findings, the new scientific results are the following:

1. Concentration of potentially toxic elements in the sampled cultivated Hungarian soils did not show statistically provable increase as the result of present fertilizer application.
2. Correlation between the concentration of potentially toxic elements and clay content, as well as humus content – already known from soil sciences – has been detected on the sampled areas within cultivated conditions. The rates of these correlations within the elements has been different. As, Ba, Co, Cr, Cu, Ni, Sn and Zn were found to correlate with both consistency and humus content. Cd and Pb correlated only with humus content, whereas Se only with consistency of the samples.
3. According to the results of FDA and sucrose enzyme activity as well as SIR measurements of the explored cultivated areas it can be confirmed that potentially toxic element levels of the Hungarian soils besides present fertilizer use does not pose a threat to microbial activity of soils yet. It has been verified within cultivated conditions that microbial activity is higher in soils with higher humus content and higher consistency.

To sum up the results of the dissertation it can be stated that regarding present cultivation practice in Hungary the concentration of potentially toxic elements in the sampled cultivated soils does not reach a concentration that could impede microbial activity. This is only true for the average, therefore they still mean risk on microbes. The possibility could not be excluded that potentially toxic element load into the soil via cultivation could be as high as to lower microbial activity in the soils of Hungary.

Based on the above mentioned the maintaining of soil monitoring programmes and the monitoring of soil biological parameters has a great importance also in view of potential pollutions originating from fertilizer use. The monitoring of the latter should be long-term and in correspondence with the analysis of soil parameters. Increased attention to the soils with weak production characteristics (e.g. sandy soils, acidic soils) should be paid in the course of fertilizer application.

Because of evaluation problems arising during this work it would be advisable to conduct similar surveys on a long-term with control soils of the same type. Since the effects of potentially toxic elements has mostly been analysed in experiments with high doses, there is a need for assaying the effects of lower element concentrations of natural, uncontaminated conditions as well.

This work has been funded by TDR project (KEOP-6.3.0/2F/09-2009-0006).

10. MELLÉKLETEK

M1 Irodalomjegyzék

2007. évi CXXIX. törvény a termőföld védelméről.
2013. évi CLXIX. törvény a termőföld védelméről szóló 2007. évi CXXIX. törvény módosításáról.
- 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről.
- 33/2000. (III. 17.) Korm. rendelet a felszín alatti vizek minőségét érintő tevékenységekkel összefüggő egyes feladatokról.
- 27/2006. (II. 7.) Korm. rendelet a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről.
- 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a terménynövelő anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és felhasználásáról.
- 59/2008 (IV.29.) FVM rendelet vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges cselekvési program részletes szabályairól, valamint az adatszolgáltatás és nyilvántartás rendjéről.
- 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről.
- 91/676/EEC: Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources.
- 793/93/EGK. A Tanács 793/93/EGK rendelete (1993. március 23.) a létező anyagok kockázatainak értékeléséről és ellenőrzéséről.
- 2003/2003/EK. Az Európai Parlament és a Tanács 2003/2003/EK rendelete (2003. október 13.) a műtrágyákról.
- 1881/2006/EK. A Bizottság 1881/2006/EK rendelete (2006. december 19.) az élelmiszerekben előforduló egyes szennyező anyagok felső határértékeinek meghatározásáról.
- COM (1999) 719. White Paper on food safety. Commission of the European Community, Brussels.
- COM (2002) 179. Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Towards a Thematic Strategy for Soil Protection.
- COM (2006) 231. A Bizottság közleménye a Tanácsnak, az Európai Parlamentnek, az Európai Gazdasági és Szociális Bizottságnak és a Régiók Bizottságának. A talajvédelemről szóló tematikus stratégia.
- 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 Biology and Biochemistry*, 33, pp. 943–951.
- AKI (2013): Agrárgazdasági statisztikai zsebkönyv 2012. Budapest: Agrárgazdasági Kutató Intézet, Központi Statisztikai Hivatal, 128 p.
- AKI (2015): Agrárgazdasági statisztikai zsebkönyv 2014. Budapest: Agrárgazdasági Kutató Intézet, Központi Statisztikai Hivatal, 125 p.
- ALEF, K., NANNIPIERI, P. (1995): Enzyme activities. In: ALEF, K. & NANNIPIERI, P. (szerk.) *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*, Academic Press, London, pp. 311–373.
- ALLOWAY, B.J. (Szerk.) (1990): Heavy Metals in Soils. Glasgow and London: Blackie and Son, 368 p.
- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 10, pp. 215–221.

- ANDERSON, T.H., JOERGENSEN, R.G. (1997): Relationship between SIR and FE estimates of microbial biomass C in deciduous forest soils at different pH. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, pp. 1033–1042.
- ANTON A. (1985): A talajenzimek szerepe a talaj anyagforgalmában. *Agrokémia és Talajtan*, 34, pp.475–485.
- ANTON A., BARNA S. (2008): Potenciális kémiai stabilizálószerrek toxikus fémek mobilitását csökkentő hatásának vizsgálata laboratóriumi talajinkubációs modellkísérletben. *Talajvédelem különszám*, pp. 187–194.
- AOUN, M., EL SAMRANI, A.G., LARTIGES, B.S., KAZPARD, V., SAAD, Z. (2010): Releases of phosphate fertilizer industry in the surrounding environment: Investigation on heavy metals and polonium-210 in soil. *Journal of Environmental Sciences*, 22(9), pp. 1389–1397.
- AOYAMA, M., NAGUMO, T. (1997): Comparison of the effects of Cu, Pb, and As on plant residue decomposition, microbial biomass, and soil respiration. *Soil Science and Plant Nutrition*, 43(3), pp. 613-622.
- ARIAS, M.E., GONZÁLEZ-PÉREZ, J.A., GONZÁLEZ-VILA, F.J., BALL, A.S. (2005): Soil health- a new challenge for microbiologists and chemists. *International Microbiology*, 8, pp. 13–21.
- BARAJAS-ACEVES, M. (2005): Comparison of different microbial biomass and activity measurement methods in metal-contaminated soils. *Bioresource technology*, 96, pp. 1405–1414.
- BERÉNYI ÜVEGES J., MARTH P. (2010): A magyarországi talajok állapota. *Geodézia és Kartográfia*, 62, pp. 36–39.
- BHATTACHARYYAA, K.G., GUPTA, S.S. (2008): Adsorption of a few heavy metals on natural and modified kaolinite and montmorillonite: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 140(2), pp. 114–131.
- BING-RU, L., JIA,G-M., CHEN, J., WANG, G. (2006): A Review of Methods for Studying Microbial Diversity in Soils. *Pedosphere*, 16(1), 18–24. p.
- 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, pp. 175–184.
- BLANCK, H., WÄNGBERG, S.-Å., MOLANDER, S. (1988): Pollution-induced community tolerance – a new ecotoxicological tool. in: CAIRNS, J.J., PRATT, J.R. (Eds.), *Functional Testing of Aquatic Biota for Estimating Hazards of Chemicals*, ASTM STP 988, Philadelphia, pp. 219–230
- BLOEM, J., DE RUITER, P.C., BOUWMAN, L.A. (1997): Food webs and nutrient cycling in agroecosystems. In: *Modern Soil Microbiology*. VAN ELSAS, J.D., TREVORS, J.T., WELLINGTON, E.M.H. (szerk.). New York: Marcel Dekker Inc., pp. 245–278.
- BOHN, H.L., MCNEAL, B.L., O’CONNOR, G. A. (1985): Talajkémia. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó – Gondolat Kiadó, 363 p.
- BOSSIO, D.A., GIRVAN, M.S., VERCHOT, L., BULLIMORE, J., BORELLI, T., ALBRECHT, A., SCOW, K.M., BALL, A.S., PRETTY, J.N., OSBORN, A.M. (2005): Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of western Kenya. *Microbial Ecology*, 49, pp. 50–62.
- BOTTOMLEY, P.J. (1993): Microbial activity in soil. *Current Opinion in Biotechnology*, 4, pp. 318–322.
- BREZOVICKINÉ A.M., ANTON A. (1985): Különböző magyarországi talajok szacharázaktivitásának összehasonlító vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan*, 34, pp. 64–79.
- BROOKES, P.C., HEIJNEN, C.E., MCGRATH, S.P., VANCE, E.D. (1986): Soil microbial biomass estimates in soils contaminated with metals. *Soil Biology and Biochemistry*, 18, pp. 383–388.
- BROOS, K., MACDONALD, L.M., ST. J. WARNEA, M., HEEMSBERGENA, D.A., BARNESC, M.B., BELLD, M., MCLAUGHLIN, M.J. (2007): Limitations of soil microbial

- biomass carbon as an indicator of soil pollution in the field. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, pp. 2693–2695.
- BROWN, P.E., MINGES, G.A. (1916): The effect of some manganese salts on ammonification and nitrification. *Soil Science*, 1, pp. 67–85.
- BRUSSAARD, L., DE RUITER, P.C., BROWN, G.G. (2007): Soil biodiversity for agricultural sustainability. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 121, pp. 233–244.
- BUNEMANN, E. K., SCHWENKE, G. D., VAN ZWIETEN, L. (2006): Impact of agricultural inputs on soil organisms – a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44, pp. 379–406.
- BURNS, R.G. (1982): Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry*, 14, pp. 423–427.
- BURNS, R.G., DeForest, J.L., Marxsen, J., Sinsabaugh, R.L., Stromberger, M.E., Wallenstein, M.D., Weintraub, M.N., Zoppini, A. (2013): Soil enzymes in a changing environment: Current knowledge and future directions. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, pp. 216–234.
- CALDERÓN, F.J., JACKSON, L.E., SCOWB, K.M., ROLSTON, D.E. (2000): Microbial responses to simulated tillage and in cultivated and uncultivated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 32, pp. 1547–1559.
- CALDWELL, B.A. (2005): Enzyme activities as a component of soil biodiversity: A review. *Pedobiologia*, 49, pp. 637–644.
- CARAVACA, F., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B. (2002): Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in semi-arid Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 68, pp. 23–30.
- CARAVACA, F., MASCIANDARO, G., CECCANTI, B. (2002): Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 68, pp. 23–30.
- CARBONELL, G., DE IMPERIAL, R.M., TORRIJOS, M., DELGADO, M., RODRIGUEZ, J.A. (2011): Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, 85, pp. 1614–1623.
- CARTER, M.R., GREGORICH, E.G., ANGERS, D.A., BEARE M.H., SPARLING, G.P., WARDLE, D.A., VORONEY, R.P. (1999): Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science*, 79, pp. 507–520.
- CHANMUGATHAS, P., BOLLAG, J.M. (1987): Microbial mobilization of cadmium in soil under aerobic and anaerobic conditions. *Journal of Environmental Quality*, 16, pp. 161–167.
- CHEN, G. C., HE, Z.L., STOFFELLA, P.J., YANG, X.E., YU, S., CALVERT, D. (2006): Leaching potential of heavy metals (Cd, Ni, Pb, Cu and Zn) from acidic sandy soil amended with dolomite phosphate rock (DPR) fertilizers. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 20, pp. 127–133.
- CHODAK, M., GOŁĘBIEWSKI, M., MORAWSKA-PŁOSKONKA, J., KUDUK, K., NIKLIŃSKA, M. (2013): Diversity of microorganisms from forest soils differently polluted with heavy metals. *Applied Soil Ecology*, 64, pp. 7–14.
- COLEMAN, D.C., CROSSLEY JR., D.A., HENDRIX, P.F. (2004): *Fundamentals of Soil Ecology*. Elsevier Academic Press Inc., Amsterdam, The Netherlands. 404 p.
- CSTEE (2002): Opinion of the CSTEE on ‘Member State assessments of the risk to health and the environment from cadmium in fertilizers’ Opinion expressed at the 33rd CSTEE plenary meeting. Brussels, 24 September 2002.
- CSATHÓ P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. Budapest: MTA TAKI, 182 p.
- CSATHÓ P. (2004): A talaj-növény rendszer tápelemforgalmának agronómiai és környezetvédelmi vonatkozásai. MTA Doktori Disszertáció. Budapest: MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet. 175 p.

- DACH, J., STARMANS, D. (2005): Heavy metals balance in Polish and Dutch agronomy: Actual state and previsions for the future. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107, pp. 309–316.
- DELGADO-BAQUERIZO, M., MAESTRE, F.T., REICH, P.B., JEFFRIES, T.C., GAITAN, J.J., ENCINAR, D., BERDUGO, M., CAMPBELL C. D., SINGH, B.K. (2016): Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nature communications*, 7:10541, doi: 10.1038/ncomms10541.
- DICK, R.P. (1994): Soil Enzyme Activities as indicators of soil quality. In: DORAN, J.W., D.C. COLEMAN, D.C., BEZDICEK D.F., STEWART, B.A. (szerk.): *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 107–125.
- DICK, R.P., BREAKWELL, D.P., TURCO, R.F. (1996): Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. pp. 247–271. In: DORAN, J.W., JONES, A.J. (szerk.): *Methods for Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin.
- DIERKSEN, K.P., WHITTAKER, G.W., BANOWETZ, G.M., AZEVEDO, M.D., KENNEDY, A.C., STEINER, J.J., GRIFFITH, S.M. (2002): High resolution characterization of soil biological communities by nucleic acid and fatty acid analyses. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, pp. 1853–1860.
- DOELMAN, P., HAANSTRA, L. (1986): Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biology and Fertility of Soils*, 2(4), pp. 213–218.
- DOMBOS M. (2009): Két talajbiológiai indikátor mintavételi elrendezésének optimalizálása. Szakdolgozat. SZIE Gödöllő, pp. 5–25.
- ELLIS, R.J., BEST, J.G., FRY, J.C., MORGAN, P., NEISH, B., TRETT, M.W., WEIGHTMAN, A.J. (2002): similarity of microbial and meiofaunal community analyses for mapping ecological effects of heavy-metal contamination in soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 20, pp. 113–122.
- EUROPEAN COMMISSION (2016): Contaminants Catalogue.
http://ec.europa.eu/food/safety/chemical_safety/contaminants/catalogue/index_en.htm
- FEKETE I., VARGA CS., KOTROCZÓ ZS., TÓTH J.A., VÁRBIRÓ G. (2011): The relation between various detritus inputs and soil enzyme activities in a Central European deciduous forest. *Geoderma*, 167–168, pp. 15–21.
- FILEP GY. (1988): Talajkémia. Budapest: Akadémia Kiadó, 292 p.
- FILEP GY. (2005): Talajszennyeződés, talajszennyező anyagok. pp.197–221. In: STEFANOVITS P., MICHÉLI E. (szerk.): *A talajok jelentősége a 21. században*. Budapest: MTA Társadalomkutató Központ, 403 p.
- FILIP, Z. (1978): Effect of solid particles on growth and metabolic activity of microorganisms. pp. 102–104. In: LOUIT, M.W., MILES, J.A.R. (szerk.): *Microbial Ecology. Proceedings In Life Sciences*. First International Symposium on Microbial Ecology (New Zealand) Springer-Verlag: New York, USA; Berlin, West Germany. 452 p.
- FRANKENBERGER, W.T., JOHANSON, J.B. (1983): Method of measuring invertase activity in soils. *Plant and Soil*, 74, pp. 313–323.
- FROST, H.L., KETCHUM JR. L.H. (2000): Trace metal concentration in durum wheat from application of sewage sludge and commercial fertilizer. *Advances in Environmental Research*, 4, pp. 347–355.
- FÜZY, A. (2007): Néhány sziki növény és a rizoszféra mikroorganizmusok közötti interakciók. PhD dolgozat. Gödöllő.
- GAMALERO, E., CESARO, P., CICALI, A., TODESCHINI, V., MUSSO, C., CASTIGLIONE, S., FABIANI, A., LINGU, G. (2012): Poplar clones of different sizes, grown on a heavy metal polluted site, are associated with microbial populations of varying composition. *Science of The Total Environment*, 425, pp. 262–270.

- GANS, J., WOLINSKY, M., DUNBAR, J. (2005): Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*, 309, pp. 1387–1390.
- GARCÍA-ORENES, F., GUERRERO, C., ROLDÁN, A., MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A., CAMPOY, M., ZORNOZA, R., BÁRCENAS, G., CARAVACA, F. (2010): Soil microbial biomass and activity under different agricultural management systems in a semiarid Mediterranean agroecosystem. *Soil and Tillage Research*, 109(2), pp. 110–115.
- GILLAN, D.C., DANIS, B., PERNET, P., JOLY, G., DUBOIS, P. (2005): Structure of sediment-associated microbial communities along a heavy-metal contamination gradient in the marine environment. *Applied Environmental Microbiology*, 71(2), pp. 679–690.
- GILLER, K.E., WITTER, E., MCGRATH, S.P. (1998): Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, pp. 1389–1414.
- GILLER, K.E., WITTER, E., MCGRATH, S.P. (2009): Heavy metals and soil microbes. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, pp. 2031–2037.
- GIMENO-GARCIA, E., ANDREU, V., BOLUDA, R. (1996): Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils. *Environmental Pollution*, 92, pp. 19–25.
- GONDI F., HARTYÁNI ZS., NEMECZ E., SIPOS P., SZENDREI G. (2004): A hazai környezet-geokémiai kutatások néhány eredménye. *Magyar Kémiai Folyóirat - Összefoglaló közlemények*, 109-110(4) pp. 204–210.
- GRANDLIC, C.J., GEIB, I., PILON, R., SANDRIN, T.R. (2006): Lead pollution in a large, prairie-pothole lake (Rush Lake, WI, USA): effects on abundance and community structure of indigenous sediment bacteria. *Environmental Pollution*, 144(1), pp. 119–126.
- GRANT, C., FLATEN, D., TENUTA, M., GAO, X., MALHI, S., GOWALKO, E. (2010): Impact of long-term application of phosphate fertilizer on cadmium accumulation in crops. 19th World Congress of Soil Science, *Soil Solutions for a Changing World*. 2010. augusztus 1–6., Brisbane, Australia. <http://iuss.org/19th%20WCSS/Symposium/pdf/1643.pdf> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: phosphate fertilizer, cadmium. Hozzáférés: 2015.02.05.
- GREEN, V.S., STOTT, D.E., DIACK, M. (2006): Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), pp. 693–701.
- GREGORICH, E.G., CARTER, M.R., DORAN, J.W., PANKHURST, C.E., DWYER, L.M. (1997): Chapter 4. Biological attributes of soil quality. *Developments in Soil Science*, 25, pp. 81–113.
- GRUIZ K. (n.a.)a: Bárium. Körinfo.hu. <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/node/6873> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: bárium. Lekérdezés ideje: 2015.05.10.
- GRUIZ K. (2010): Ammónium-acetátos kivonat készítése talajból. Fizikai-kémiai felmérési/monitoring módszerek. http://www.mokkka.hu/db1/rec_list.php?db_type=mysql&lang=hun&sheet_type=4&datasheet_id=366&sorszam=366&order=user&sheet_type_filter=0&sheet_lang_filter=HU&alluser_filter Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ammónium-acetát pufferes kivonat. Lekérdezés ideje: 2016.23310.13.
- GRUIZ K. (n.a.)a: Bárium. Körinfo.hu. <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/node/6873> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: bárium. Lekérdezés ideje: 2015.05.10.
- GRUIZ K. (n.a.)b: Ón. Körinfo.hu. <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/node/7392> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ón, körinfó. Lekérdezés ideje: 2015.05.10.
- GUILBAULT, G.G., KRAMER, D.N. (1964): Fluoremetric determination of lipase, acylase, alpha- and gamma-chymotrypsin and inhibitors of these enzymes. *Analytical Chemistry*, 36, pp. 409–412.
- GUPTA, D.K., CHATTERJEE, S., DATTA, S., VEER, V., WALTHER, C. (2014): Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and detoxification of toxic metals. *Chemosphere*, 108, pp. 134–144.

- HAANSTRA, L., DOELMAN, P. (1991): An ecological dose-response model approach to short- and long-term effects of heavy metals on arylsulphatase activity in soil. *Biology and Fertility of Soils*, 11, pp. 18–23.
- HALBRITTER A., UZINGER N. (2005): A talaj-mikrobióta vizsgálata foszfolipidek alapján (1): Szükségesség és alkalmazási lehetőségek. *Agrokémia és Talajtan*, 54, pp. 517–535.
- HATTORI, H. (1992): Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Science and Plant Nutrition*, 38, pp. 93–100.
- HAYNES, R.J. (1999): Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biology and Fertility of Soils*, 30, pp. 210–216.
- HEAL, O.W., MCCLEAN JR, S.F. (1975): Comparative productivity in ecosystems-secondary productivity, pp. 89–108. In: DOBBEN, W.H., LOWE-MCCONNELL, R.H. (szerk.): *Unifying Concepts in Ecology*. W. Junk B.V. Publishers, The Hague, Holland.
- HELTAI GY., REMETEIOVÁ, D., HORVÁTH M., SZÉLES É., HALÁSZ G., FEKETE I., FLÓRIÁN K. (2011): Various fractionation procedures in study of heavy metals mobility in the environment. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 18, pp. 55–65.
- HELTAI GY., FLÓRIÁN K., GYÓRI Z., FEKETE I., HALÁSZ G., KOVÁCS K., TAKÁCS A., HORVÁTH M. (2016): Nehézfém-szennyezés környezeti mobilitásának becslése a talaj/légkör/víz/üledék rendszerben. *Magyar Kémikusok Lapja*, 71(4), pp. 117–121.
- HEY, J. (2001): The mind of the species problem. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 16, pp. 326–329.
- HINTZE, T., GEHLEN, P., SCHRÖDER, D. (1994): Are microbial biomass estimations equally valid with arable soils and forest soils? *Soil Biology & Biochemistry*, 26, pp. 1207–1211.
http://ec.europa.eu/food/safety/chemical_safety/contaminants/catalogue/index_en.htm
http://www.fertilizer.org/imis20/images/Library_Downloads/2011_ifa_10myths_pr.pdf?W_ebsiteKey=411e9724-4bda-422f-abfc-8152ed74f306&=404%3bhttp%3a%2f%2f
 Keresőprogram: Google. Hozzáférés: 2015.04.29.
- IFA (International Fertilizer Industry Association) (2012): Feeding the Earth. Debunking ten myths about phosphate rock production. Trends from 1992 to 2011. impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, 9, pp. 518–527.
- ISO-STANDARD 14240:1:1997. Soil quality - Determination of soil microbial biomass - Part 1: Substrate-induced respiration method.
- ITURRI, L.A., BUSCHIAZZO, D.E. (2016): Light acidification in N-fertilized loess soils along a climosequence affected chemical and mineralogical properties in the short-term. *Catena*, 139, pp. 92–98.
- JANGID, K., WILLIAMS, M.A., FRANZLUEBBERS, A.J., SANDERLIN, J.S., REEVES, J.H., JENKINS, M.B., ENDALE, D.M., COLEMAN, D.C., WHITMAN, W.B. (2008): Relative impacts of land-use, management intensity and fertilization upon soil microbial community structure in agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, pp. 2843–2853.
- JEPSON, P.C. (2001): Pesticides, uses and effects of. In: LEVI, S.A. (szerk.): *Encyclopedia of Biodiversity* (Second Edition). Amsterdam: Elsevier, pp. 692–702.
- JIANG, Y., DENG, H., SUNB, D., ZHONG, W. (2015): Electrical signals generated by soil microorganisms in microbial fuel cells respond linearly to soil Cd²⁺ pollution. *Geoderma*, 255–256, pp. 35–41.
- JIAO, W., CHEN, W., CHANG, A.C., PAGE, A.L. (2012): Environmental risks of trace elements associated with long-term phosphate fertilizers applications: A review. *Environmental Pollution*, 168, pp. 44–53.
- JOLÁNKAI M. (2004): Mineral and organic fertilizers. pp. 39–50. In: LÁNG I., JOLÁNKAI M., KÖMÍVES T. (szerk.): *Pollution processes in agri-environment. A new approach*. Budapest: Akaprint Kiadó, 277 p.
- JONES, D.L. (1998): Organic acids in the rhizosphere—a critical review. *Plant and Soil*, 205, pp. 25–44.

- JONES, K.C., SYMON, C.J., JOHNSTON, A. E. (1987): Retrospective analysis of an archived soil collection. II. Cadmium. *The Science of the Total Environment*, 67, pp. 75–89.
- JUHÁSZ I. (szerk) (2006): Magyarország talajainak állapota a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM) adatai alapján. Budapest: MTA TAKI, NTKSZ, 117 p.
- KABATA-PENDIAS, A. (2004): Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue, *Geoderma*, 122, pp. 143–149.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. (2001): Trace Elements in Soils and Plants (3rd ed.), CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 37–92.
- KABATA-PENDIAS, A., PONDER, H. (1984): A termőtalajok degradációjának veszélye Lengyelországban. *Agrokémia és Talajtan*, 33, pp. 539–544.
- KÁDÁR I. (1991): A talajok és növények nehézfém-tartalmának vizsgálata. Környezet- és Természetvédelmi Kutatások. Budapest: KTM-MTA TAKI, 104 p.
- KÁDÁR I. (1992): A növénytaplálás alapelvei és módszerei. Budapest: MTA TAKI, 398 p.
- KÁDÁR I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Budapest: MTA TAKI, 388 p.
- KANDELER, E., KAMPICHLER, C., HORAK, O. (1996): Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils*, 23, pp. 299–306.
- KAO, P., HUANG, C., HSEU, Z. (2006): Response of microbial activities to heavy metals in a neutral loamy soil treated with biosolid. *Chemosphere*, 64, pp. 63–70.
- KARPOVA, E.A., POTATUEVA, J.A. (1990): Kadmijs v pocsvah, rasztenijah, udobrenijah. *Him. Szelszk. hozj.* 2, pp. 44–47.
- KASSIR, L.N., DARWISH, T., SHABAN, A., OLIVIER, G., OUAINI, N. (2012): Mobility and bioavailability of selected trace elements in Mediterranean red soil amended with phosphate fertilizers: Experimental study. *Geoderma*, 189–190, pp. 357–368.
- KÁTAI J. (2006): Changes in Soil Characteristics in a Mono- and Triculture Long-term Field Experiment. *Agrokémia és Talajtan*, 55 (1), pp. 183–192.
- KÁTAI J. (2011): Alkalmazott talajtan. Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem. Digitális Tankönyvtár:
http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0010_1A_Book_02_Alkalmazott_talajtan/ch03s02.html Keresőprogram: Google. Lekérdezés időpontja: 2016.05.31.
- KÁTAI J. (2011): Talajökológia. Debreceni Egyetem, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Pannon Egyetem. Digitális Tankönyvtár:
http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0010_1A_Book_adaptalt_01_Talajokologia/ch06s02.html#id583553 Keresőprogram: Google. Lekérdezés időpontja: 2015.10.05.
- KÁTAI J., HELMECZI B. (1995): The effect of fertilization and crop rotation on soil microbiological processes. Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos Közleményei, 31, pp. 169–177.
- KHAN, S., CAO, Q., HESHAM, A., XIA, Y., HE, J. (2007): Soil enzymatic activities and microbial community structure with different application rates of Cd and Pb. *Journal of Environmental Sciences*, 19(7), pp. 834–840.
- KIRK, J.L., BEAUDETTE, L.A., MIRANDA HART, M., MOUTOGLIS, P., KLIRONOMOS, J.N., LEE, H., TREVORS, J.T. (2004): Methods of studying soil microbial diversity. Review. *Journal of Microbiological Methods*, 58, pp. 169–188.
- KÖNIGSHOFER, H., LÖPPERT, H-G. (2015): Regulation of invertase activity in different root zones of wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings in the course of osmotic adjustment under water deficit conditions. *Journal of Plant Physiology*, 183, pp. 130–137.
- KRAMER, D.N., GUILBAULT, G.G. (1963): A substrate for the fluorimetric determination of lipase activity. *Analytical Chemistry*, 35, pp. 588–589.
- KSH (2012): Környezeti helyzetkép, 2011. Budapest: KSH, 74 p.
- KSH (2014): Környezeti helyzetkép, 2013. Budapest: KSH, 127 p.
- KSH (2015): A fenntartható fejlődés indikátorai Magyarországon, 2014. Budapest: KSH, 225 p.

- KSH (2016): Értékesített műtrágya mennyisége hatóanyagban.
https://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_omf002.html Hozzáférés: 2016.04.12.
 Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: értékesített műtrágya mennyisége, ksh.
- KUNITO, T., SAEKI, K., OYAIZU, H., MATSUMOTOD, S. (1999): Influence of copper forms on the toxicity to microorganisms in soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 44(2), pp. 174–181.
- KUPERMAN, R.G., CARREIRO, M.M. (1996): Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, pp. 179–190.
- LAGOMARSINO, A., MOSCATELLI, M.C., DI TIZIO, A., MANCINELLI, R., GREGO, S., MARINARI, S. (2009): Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, 9, pp. 518–527.
- LARKIN, R.P. (2003): Characterization of soil microbial communities under different potato cropping systems by microbial population dynamics, substrate utilization, and fatty acid profiles. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, pp. 1451–1466.
- LEHOCZKY É. (2006): Zárójelentés. „tartós műtrágyázás hatása a talajok nehézfém felhalmozására” című kutatásról, 2002-2005. Keszthely. OTKA nyilvántartási szám: T 037925.
- LI, F., YU, J., NONG, M., KANG, S., ZHANG, J. (2010): Partial root-zone irrigation enhanced soil enzyme activities and water use of maize under different ratios of inorganic to organic nitrogen fertilizers. *Agricultural Water Management*, 97, pp. 231–239.
- LI, L., WU, H., GESTEL, C.A.M., PEIJNENBURG, W.J.G.M, ALLEN, H.E. (2014): Soil acidification increases metal extractability and bioavailability in old orchard soils of Northeast Jiaodong Peninsula in China. *Environmental Pollution*, 188, pp. 144–152.
- LI, Y.T., ROULAND, C., BENEDETTI, M., LI, F., PANDO, A., LAVELLE, P., DAI, J. (2009): Microbial biomass, enzyme and mineralization activity in relation to soil organic C, N and P turnover influenced by acid metal stress. *Soil Biology and Biochemistry*, 41 (5), pp. 969–977.
- LIENHARD, P., TIVET, F., CHABANNE, A., DEQUIEDT, S., LELIÈVRE, M., SAYPHOUMMIE, S., LEUDPHANANE, B., PRÉVOST-BOURÉ, N.C., SÉGUY, L., MARON, P.A., RANJARD, L. (2013): No-till and cover crops shift soil microbial abundance and diversity in Laos tropical grasslands. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(2), pp. 375–384.
- LIPMAN, C.B., BURGESS, P. S. (1914): The effects of copper, zinc, iron and lead salts on ammonification and nitrification in soil. *University of California Publications in Agricultural Science*, 1, pp. 127–139.
- LÓPEZ CARNELO, L.G., MIGUEZ, S.R., MARBÁN, L. (1997): Heavy metals input with phosphate fertilizers used in Argentina. *The Science of the Total Environment*, 204, pp. 245–250.
- MÄDER, P., FLIESSBACH, A., OBERHOLZER, H.-R. (2001): Bodenfruchtbarkeit bei integrierter und biologischer Bewirtschaftung. Ertrags- und Umweltleistungen integrierter und biologischer Anbausysteme des Ackerbaus, Zürich- Reckenholz (26-1-2001), *Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau*, Schriftenreihe der FAL, pp. 21–23.
- MANAHAN, S.E. (1991): Environmental Chemistry. 5th edition, USA: Lewis Publishers, 389 p.
- MARTH P., KARKALIK A. (2004): A Talajvédelmi Információs és Monitoring (TIM) rendszer módszertana, működése, informatikai rendszere. Budapest.
www.kep.taki.iif.hu/file/Talaj_Marth.doc Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: TIM toxikus elemek. Lekérdezés időpontja: 2015.03.04.

- MCLAUGHLIN, M.J., TILLER, K.G., NAIDU, R., STEVENS, D.P. (1996): Review: the behaviour and environment impact of contaminants in fertilizers. *Australian Journal of Soil Research*, 34, pp. 1–54.
- MICHÉLI E., FUCHS M., GÁL A., SIMON B., SZEGI T. (2011): Talajvédelem. Gödöllő: Szent István Egyetem. 89 p.
- MIKANOVA, O. (2006): Effects of heavy metals on some soil biological parameters. *Journal of Geochemical Exploration*, 88, pp. 220–223.
- MIRSAL, I.A. (2008): Soil Pollution. Origin, Monitoring & Remediation. 2nd edition. Berlin: Springer-Verlag. 312 p.
- MORENO, J.L., GARCIA, C., HERNANDEZ, T. (2003): Toxic effect of cadmium and nickel on soil enzymes and the influence of adding sewage sludge. *European Journal of Soil Science*, 54, pp. 377–386.
- MORGAN, A.J., KILLE, P., STÜRZENBAUM, S.R. (2007): Microevolution and ecotoxicology of metals in invertebrates. *Environmental Science and Technology*, 41, pp. 1085–1096.
- MSZ 08-0205:1978
- MSZ 20135:1999
- MSZ 21470-2:1981
- MSZ 21470-50:2006
- MSZ 21470-52:1983
- MSZ-08-0206-2:1978
- MSZ-08-1721-2:1986
- MTA TAKI: Országos Talajdegradációs Adatbázis. <http://maps.rissac.hu/degradacio/>
Keresőprogram: Google. Lekérdezés időpontja: 2016.01.15.
- NANNIPIERI, P. (1994): The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. pp. 238–244. In: PANKHURST, C.E. et al. (szerk.): *Soil Biota, Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO Publications, Australia.
- NÉBIH (2013): Élelmiszerlánc-biztonsági Stratégia 2013–2022. VM és NÉBiH, Budapest. 75 p.
- NÉBIH (2016): www.portal.nebih.gov.hu Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: nébih, szennyezett élelmiszer. Lekérdezés időpontja: 2016.03.03.
- NICHOLSON, F.A., SMITH, S.R., ALLOWAY, B.J., CARLTON-SMITH, C., CHAMBERS, B.J. (2003): An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *The Science of the Total Environment*, 311, pp. 205–219.
- NIELSEN, M.N., WINDING, A. (2002): Microorganisms as Indicators of Soil Health. National Environmental Research Institute, Denmark. Technical Report No. 388. 85 p.
- NODAR, R., ACEA, M.J., CARBALLAS, T. (1992): Microbiological response to Ca(OH)₂ treatments in a forest soil. *FEMS Microbiology Letters* 86, pp. 213–219.
- NURULITA, Y., ADETUTU, E.M., GUNAWAN, H., ZUL, D., BALL, A.S. (2016): Restoration of tropical peat soils: The application of soil microbiology for monitoring the success of restoration process. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, pp. 293–303.
- NZIGUHEBA, G., SMOLDERS, E. (2008): Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. *The Science of the Total Environment*, 390, pp. 53–57.
- PÁLMAI O. (2010): A fenntartható termőföldhasználat és az agrárkémizálás. Székesfehérvár, 2010. május 11. Előadás.
http://www.geo.info.hu/portal2007/images/stories/hirek/2010/20100511/palmaio_termofold.pdf
Hozzáférés: 2015.04.03. Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: műtrágya felhasználás magyarországon.
- PAMPULHA, M.E., OLIVEIRA, A. (2006): Impact of an herbicide combination of bromoxynil and prosulfuron on soil microorganisms. *Current Microbiology*, 53, pp. 238–243.
- PAN, J., PLANT, J.A., VOULVOULIS, N., OATES, C.J., IHLENFELD, C. (2010): Cadmium levels in Europe: implications for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 32, pp. 1–12.

- PANKHURST, C.E., LYNCH, J.M. (1995): 12 The role of soil microbiology in sustainable intensive agriculture. *Advances in Plant Pathology*, 11, pp. 229–247.
- PARADELO, R., BARRAL, M. T. (2009): Effect of moisture and disaggregation on the microbial activity of soil. *Soil & Tillage Research*, 104, pp. 317–319.
- PEIJNENBURG, W.J.G.M., ZABLITSKAJA, M., VIJVER, M.G. (2007): Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67, pp. 163–179.
- RAJAPAKSHA, R.M.C.P., TOBOR-KAPŁON, M.A., BĂÁTH, E. (2004): Metal toxicity affects fungal and bacterial activities in soil differently. *Applied and Environmental Microbiology*, 70, pp. 2966–2973.
- RUSTAD, L.E., HUNTINGTON, T.G., BOONE, R.D. (2000): Controls on soil respiration: implication for climate change. *Biogeochemistry*, 48, pp. 1–6.
- SCHMIDT R. (2001): Tápanyag-gazdálkodás, növénytáplálás. pp. 113–145. In: GYURICZA CS. (szerk.): *A szántóföldi talajhasználat alapjai*. 5. fejezet. Gödöllő: Szent István Egyetem. 197 p.
- SCHNÜRER, J., ROSSWALL, T. (1982): Fluorescein diacetate hydrolysis as a measure of total microbial activity in soil and litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 43, pp. 1256–1261.
- SHI, W., BISCHOFF, M., TURCOB, R., KONOPKA, A. (2002): Long-term effects of chromium and lead upon the activity of soil microbial communities. *Applied soil ecology*, 21(2), pp. 169–177.
- SHISHIDO, M., SAKAMOTO, K., YOKOYAMA, H., MOMMA, N, MIYASHITA, S.I. (2008): Changes in microbial communities in an apple orchard and its adjacent bush soil in response to season, land-use, and violet root rot infestation. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, pp. 1460–1473.
- SIMON L. (1999): A talaj szennyeződése szerves anyagokkal. pp. 3–32. In: SIMON L. (Szerk.): *Talajszennyeződés, talajtisztítás*. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató KGMT-5. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet, 219 p.
- SMANI, M.S. (1992): Elimination du cadmium de l'acide phosphorique. In: *Proceedings of the 4th International IMPHOS Conference: „Phosphorus, Life and Environment. From Research to Application”*, Ghent, Belgium, 1992. szeptember 8–11.
- SMICAL, A., HOTEÁ, V., OROS, V., JUHASZ J., POP, E. (2008): Studies on transfer and bioaccumulation of heavy metals from soil into lettuce. *Environmental Engineering and Management Journal*, 7(5), pp. 609–615.
- SOMOGYI Z. (2012): Talaj-ökotoxikológiai vizsgálatok a közönséges televényféréggel (*Enchytraeus albidus*). Doktori (Ph.D) értekezés. Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola.
- SORENSEN, S.R., BENDING, G.D., JACOBSEN, C.S., WALKER, A., AAMAND, J. (2003): Microbial degradation of isoproturon and related phenylurea herbicides in and below agricultural field. *FEMS Microbiology Ecology*, 45(1), pp. 1–11.
- STARK, C.H., CONDRON, L.M., O'CALLAGHAN, M., STEWART, A., DI, H.J. (2008): Differences in soil enzyme activities, microbial community structure and short-term nitrogen mineralisation resulting from farm management history and organic matter amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 40, pp. 1352–1363.
- STEFANOVITS P. (1992): Talajtan. Budapest: Mezőgazda Kiadó, 379 p.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 4. kiadás, 470 p.
- STEFANOWICZ, A.M., NIKLIŃSKA, M., LASKOWSKI, R. (2009): Pollution-induced tolerance of soil bacterial communities in meadow and forest ecosystems polluted with heavy metals. *European Journal of Soil Biology*, 45(4), pp. 363–369.

- STEMMER, M., GERZABEK, M.H., KANDELER, E. (1998): Organic matter and enzyme activity in particle size fractions of soils obtained after low energy sonication. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, pp. 9–17.
- STEPHEN, J.R., CHANG, Y.J., MACNAUGHTON, S.J., KOWALCHUK, G.A., LEUNG, K.T., FLEMMING, C.A., WHITE, D.C. (1999): Effect of toxic metals on indigenous soil β -subgroup proteobacterium ammonia oxidizer community structure and protection against toxicity by inoculated metal-resistant bacteria. *Applied Environmental Microbiology*, 65(1) pp. 95–101.
- STUBBERFIELD, L.C.F., SHAW, P.J.A. (1990): A comparison of tetrazolium reduction and FDA hydrolysis with other measurements of microbial activity. *Journal of Microbiological Methods*, 12, pp. 151–162.
- SVÁB J. (1981): Biometriai módszerek a kutatásban. Budapest: Mezőgazda Kiadó. 557 p.
- SWISHER, R., CARROLL, G.C. (1980): Fluorescein diacetate hydrolysis as an estimator of microbial biomass on coniferous needle surfaces. *Microbial Ecology*, 6, pp. 217–226.
- SZABÓ I. M. (1986): Az általános talajtan biológiai alapjai. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, pp. 14–17, 128–137.
- SZABÓ I.M. (2008): Az általános talajtan biológiai alapjai. Budapest: Mundus Magyar Egyetemi Kiadó Kft. 406.p.
- SZABÓ J. (2011): Az Országos Környezeti Információs Rendszer (OKIR) talajdegradációs alrendszerének (TDR) kialakítása. http://projects.rissac.hu/tdr/tdr_brossura_2011.pdf
Keresőprogram: Google. Keresőszavak: terradegra. Lekérdezés időpontja: 2016.03.31.
- SZABÓ L. (1999): A tápanyagellátás környezeti vonatkozásai. pp. 675–697. In: FÜLEKY GY. (Szerk.): *Tápanyag-gazdálkodás*. Budapest: Mezőgazda Kiadó.
- SZAKÁL P., SCHMIDT R. (2007): Természetes és nélkülözhetetlen a kálisó. *Biokultúra*, 18(6), pp. 7–8.
- SZÉCSY O., UZINGER N., VILLÁNYI I., SZILI-KOVÁCS T., ANTON A. (2011): Összefüggések a Cr, Pb és Zn kioldási frakciói és talajmikrobiológiai mutatók között. *Agrokémia és Talajtan*, 60(2), pp. 383–396.
- SZÉLES É. (2007): Szelénvegyületek átalakulásának vizsgálata tartamkísérletből származó talaj- és növénymintákban. PhD értekezés, Debrecen.
- SZILI-KOVÁCS T. (2004): Szubsztrát indukált respiráció a talajban. Szemle. *Agrokémia és Talajtan*, 53, pp. 198–214.
- 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(1), pp. 241–250.
- SZILI-KOVÁCS T., TAKÁCS T. (2008): A talajminőség mikrobiológiai indikációja: lehetőségek és korlátok. *Talajvédelem Különszám* (szerk. SIMON L.), pp. 321–328.
- SZILI-KOVÁCS T., ZSUPOSNÉ OLÁH Á., KÁTAI J., VILLÁNYI I., TAKÁCS T. (2009): Talajbiológiai és talajkémiai változók közötti összefüggések néhány tartamkísérlet talajában. *Agrokémia és Talajtan*, 58(2), pp. 309–324.
- TÁLLAI M. (2007): Bentonit hatása a talajmikrobák mennyiségi előfordulására, a CO₂-képződésre, valamint a szacharáz enzim aktivitására. *Agrártudományi Közlemények*, 26. (Különszám), pp. 287–293.
- TATE, R.L. III (1995): Soil Microbiology. John Wiley & sons, Inc., New York. 398 p.
- TORSVIK, V., SØRHEIM, R., GOKSØYR, J. (1996): Total bacterial diversity in soil sediment communities – A review. *Journal of Industrial Microbiology*, 17, pp. 170–178.
- TRIPATHY, S., BHATTACHARYYA, P., MOHAPATRA, R., SOM, A., CHOWDHURY, D. (2014): Influence of different fractions of heavy metals on microbial ecophysiological indicators and enzyme activities in century old municipal solid waste amended soil. *Ecological Engineering*, 70, pp. 25–34.

- TU, C., RISTAINO, J.B., HU, S. (2006): Soil microbial biomass and activity in organic tomato farming systems: Effects of organic inputs and straw mulching. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, pp. 247–255.
- UZINGER N. (2010): Nehézfém immobilizációs modellkísérletek lignittel. Doktori (Ph.D.) értekezés. Keszthely. 155 p.
- VAJCSISZ, M.B., ONJUNAK, V.M., SZLAVENE, L.B. (1988): Vlijanie lokalnogo zagrjaznenija atmoszferü na lesznüe pocsvü i rasztitelnoszt. *Pocsvovedenie*. 11, pp. 98–107.
- VÁLYI K., SZÉCSY O., DOMBOS M., ANTON A. (2013): Sampling Design Optimization on Arable Lands for Integrated Soil Monitoring for Sustainable Production. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44, pp. 178–194.
- VÁRALLYAY GY. (2010): A talaj, mint természeti erőforrás. In: KOVÁCS GY., GELENCSÉR G., CENTERI CS. (Szerk.): *Az Élhető Vidékért 2010 környezetgazdálkodási konferencia*. Konferenciakötet. Siófok, 2010. szeptember 22-24. Koppányvölgyi Vidékfejlesztési Közhasznú Egyesület, Törökkoppány. pp. 36–52.
- VÁRALLYAY GY., SZABÓNÉ KELE G., BERÉNYI ÜVEGES J., MARTH P., KARKALIK A., THURY I. (2009): Magyarország talajainak állapota a Talajvédelmi Információs és Monitoring rendszer (TIM) adatai alapján. FVM, 91.p. ISBN 978-963-06-6861-3.(TIM) adatai alapján. Budapest: Földművelésügyi és Vidékfejlesztési Minisztérium. 91 p.
- 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, pp. 89–98.
- VÉR ZS. (2006): Talajok különböző oldhatóságú nehézfém tartalmának vizsgálata a Keszthelyi Országos Mútrágyázási Tartamkísérletekben. PhD Értekezés, Keszthely. p.146.
- VERSTRAETE, W., MERTENS, B. (2004): The key role of soil microbes. Chapter 5. *Developments of soil science*, 29, pp. 127–157.
- VIG, K., MEGHARAJ, M., SETHUNATHAN, N., NAIDU, R. (2003): Bioavailability and toxicity of cadmium to microorganisms and their activities in soil: a review. *Advances in Environmental Research*, 8, pp. 121–135.
- VOGELER, I., VACHEY, A., DEURER, M., BOLAN, N. (2008): Impact of plants on the microbial activity in soils with high and low levels of copper. *European Journal of Soil Biology*, 44, pp. 92–100.
- WANG, W.J., DALAL, R.C., MOODY, P.W., SMITH, C.J. (2003): Relationships of soil respiration to microbial biomass, substrate availability and clay content. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, pp. 273–284.
- WANG, Y., SHI, J., LIN, Q., CHEN, X., CHEN, Y. (2007): Heavy metal availability and impact on activity of soil microorganisms along a Cu/Zn contamination gradient. *Journal of Environmental Sciences*, 19(7), pp. 848-853.
- WARDLE, D.A., PARKINSON, D. (1990): Response of the soil microbial biomass to glucose, and selective inhibitors, across a soil moisture gradient. *Soil Biology & Biochemistry*, 22, pp. 825–834.
- WILLIAMS, C.H., DAVID, D.J. (1973): The effect of superphosphate on the cadmium content of soils and plants. *Australian Journal of Soil Research*, 11, pp. 43–56.
- XIAN, Y., WANG, M., CHEN, W. (2015): Quantitative assessment on soil enzyme activities of heavy metal contaminated soils with various soil properties. *Chemosphere*, 139, pp. 604–608.
- XU, Z., YU, G., ZHANG, X., GE, J., HE, N., WANG, Q., WANG, D. (2015): The variations in soil microbial communities, enzyme activities and their relationships with soil organic matter decomposition along the northern slope of Changbai Mountain. *Applied Soil Ecology*, 86, pp. 19–29.
- YANG, Z. LIU, S., ZHENG, D., FENG, S. (2006): Effects of cadmium, zinc and lead on soil enzyme activities. *Journal of Environmental Sciences*, 18(6), pp. 1135-1141.

- ZHANG, W.J., RUI, W.Y., TU, C., DIAB, H.G., LOUWS, F.J., MUELLER, J.P., CREAMER, N., BELL, M., WAGGER, M.G., HU, S. (2004): Responses of soil microbial community structure and diversity to agricultural deintensification. *Pedosphere*, 15(4), pp. 440–447.
- ZHANG, C., NIEA, S, LIANGA, J, ZENGA, G, WUA, H, HUAA, S, LIUA, J, YUANA, Y, XIAOA, H, DENGA, L, XIANGA, H. (2016): Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure. *Science of The Total Environment*, 557–558, pp. 785–790.
- ZHU, J., ZHANG, J., LI, Q., HAN, T., XIE, J., HU, Y., CHAI L. (2013): Phylogenetic analysis of bacterial community composition in sediment contaminated with multiple heavy metals from the Xiangjiang River in China. *Marine Pollution Bulletin*, 70(1), pp. 134–139.
- ZUUR, A.F., IENO, E.N., ELPHICK, C.S. (2010): A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, pp. 3–4.

M2A potenciálisan toxikus elemek „összes” koncentrációja a vizsgált talajmintákban.

RPR kód	megye	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
		mg/kg											
02001/08A	Baranya	9,12	184,00	0,03	9,99	33,90	16,90	0,12	28,20	5,31	0,39	2,00	62,00
02001/09B	Baranya	9,68	171,00	0,03	9,08	39,60	13,00	0,12	25,70	4,27	0,39	2,50	52,00
02010/01A	Baranya	9,51	186,70	0,20	12,33	38,00	19,97	0,33	30,96	18,32	0,06	3,43	67,00
02010/04A	Baranya	11,69	169,00	0,19	14,04	44,79	24,28	0,30	37,46	19,58	0,06	3,78	74,00
02010/08A	Baranya	11,63	154,46	0,16	13,57	44,50	23,09	0,22	36,73	18,96	0,06	4,58	72,00
02014/08A	Baranya	6,63	120,00	0,03	7,97	26,60	12,10	0,12	17,10	5,54	1,23	3,80	47,00
02015/14A	Baranya	11,70	190,00	0,03	8,75	41,30	12,40	0,12	26,20	3,80	0,68	2,10	61,00
03004/18A	Bács-Kiskun	8,29	131,43	0,22	9,20	31,03	17,12	0,00	23,00	12,56	0,06	3,09	62,00
03005/20A	Bács-Kiskun	7,15	85,10	0,11	6,36	20,76	10,73	0,18	14,51	9,59	0,06	0,92	44,00
03006/11A	Bács-Kiskun	7,36	131,00	0,05	6,27	19,60	24,30	0,12	17,10	4,53	1,19	2,00	48,00
03006/11B	Bács-Kiskun	6,77	130,00	0,08	5,99	17,50	19,10	0,12	16,60	4,83	1,40	2,00	43,00
03008/07A	Bács-Kiskun	8,94	141,00	0,08	7,33	30,40	21,60	0,12	20,50	4,72	0,61	3,10	65,00
03008/14A	Bács-Kiskun	8,62	117,07	0,16	10,47	33,03	22,48	0,23	26,79	15,19	0,06	3,27	68,00
03025/07A	Bács-Kiskun	6,55	135,00	0,06	5,69	21,00	8,73	0,12	14,80	4,52	0,88	2,00	37,00
04001/05A	Békés	8,54	126,30	0,21	12,94	35,15	24,26	0,43	33,89	16,94	0,06	3,49	70,00
04001/06A	Békés	7,43	159,57	0,20	13,58	43,72	33,69	0,17	39,87	19,70	0,06	3,39	80,00
04003/03A	Békés	5,81	122,22	0,11	12,21	36,07	24,57	0,23	26,56	19,32	0,06	3,71	71,00
04003/04A	Békés	6,17	156,00	0,03	8,66	34,00	14,70	0,12	19,80	5,77	0,86	2,00	57,00
04013/01A	Békés	7,72	144,36	0,13	12,20	43,91	32,65	0,15	38,24	19,41	0,06	5,41	86,00
04013/03A	Békés	9,27	234,00	0,03	11,00	57,30	21,30	0,12	34,50	3,96	1,47	2,00	71,00
04013/06A	Békés	8,83	207,00	0,03	9,77	56,90	20,60	0,12	32,70	2,16	2,05	2,00	69,00
04013/15A	Békés	7,67	151,33	0,19	13,14	90,06	28,38	0,34	37,04	20,25	0,06	5,12	82,00
04014/01A	Békés	6,49	213,05	0,19	13,42	42,89	36,05	0,49	39,40	20,22	0,06	4,80	109,00
04014/04A	Békés	12,34	209,69	0,19	15,49	54,89	35,11	0,23	49,32	21,49	0,06	5,73	92,00
04014/05A	Békés	12,09	244,46	0,24	14,94	62,96	35,34	0,26	45,86	22,25	1,76	4,94	94,00
04015/06A	Békés	10,57	236,94	0,20	14,62	55,81	31,05	0,34	42,59	18,89	1,35	4,52	85,00

RPR kód	megye	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
		mg/kg											
04015/09A	Békés	9,77	197,06	0,21	14,51	54,08	34,45	0,30	41,79	20,20	0,06	4,48	91,00
04018/09A	Békés	11,82	199,56	0,20	14,71	53,39	32,85	0,16	42,75	21,55	0,92	4,21	84,00
04018/10A	Békés	10,94	203,43	0,21	13,99	57,70	32,88	0,37	43,58	21,01	0,79	4,53	93,00
05004/05A	BAZ	10,10	197,34	0,17	8,38	46,33	17,30	0,59	24,26	18,94	2,12	3,72	71,00
05004/06A	BAZ	9,55	191,31	0,20	12,09	35,51	16,96	0,39	25,41	20,59	0,06	2,59	65,00
05006/17A	BAZ	10,60	428,00	0,03	10,10	37,90	16,20	0,12	14,40	16,30	1,91	2,40	51,00
05008/15A	BAZ	5,94	255,00	0,03	8,14	80,00	20,10	0,12	32,70	4,55	1,58	4,60	80,00
05010/03A	BAZ	13,19	232,76	0,17	11,20	47,73	17,32	0,90	26,61	21,39	0,91	4,84	76,00
05010/12A	BAZ	11,09	266,42	0,10	17,99	47,74	17,11	0,58	35,21	26,39	0,06	4,33	60,00
05015/01A	BAZ	10,39	198,84	0,11	9,46	30,18	13,66	0,30	18,23	18,91	0,06	3,44	57,00
05015/02A	BAZ	7,51	235,72	0,21	12,09	40,87	18,85	0,47	26,92	21,38	0,06	3,08	92,00
05021/08B	BAZ	8,65	157,00	0,03	7,66	30,20	10,10	0,12	20,30	4,20	1,58	2,00	44,00
06001/02A	Csongrád	1,53	29,00	0,05	1,67	4,84	4,08	0,12	3,20	0,84	2,16	2,00	15,00
06005/01A	Csongrád	1,46	32,00	0,05	1,79	4,84	4,28	0,12	2,90	1,30	1,95	2,00	17,00
06015/03A	Csongrád	1,33	19,00	0,03	1,49	3,47	7,97	0,12	2,80	1,00	1,61	2,00	15,00
07006/25A	Fejér	6,75	140,00	0,07	6,02	24,00	10,40	0,12	16,00	4,53	2,35	2,00	41,00
07006/25B	Fejér	6,94	197,00	0,05	6,28	24,60	18,10	0,12	16,00	4,27	2,51	2,00	42,00
07012/05A	Fejér	8,59	156,31	0,18	10,20	36,56	16,99	0,18	26,22	16,02	0,06	3,05	51,00
07012/08A	Fejér	7,67	131,52	0,16	8,93	32,83	15,14	0,31	23,57	13,75	0,06	3,80	46,00
07015/11A	Fejér	10,08	149,21	0,17	10,91	37,61	17,50	0,26	27,40	16,40	1,43	3,97	54,00
07016/04A	Fejér	10,50	162,00	0,03	10,40	22,40	18,20	0,12	26,30	5,02	2,96	2,00	58,00
07019/03A	Fejér	8,00	109,13	0,15	7,82	28,46	28,31	0,37	18,83	12,25	0,06	2,48	44,00
07019/10A	Fejér	9,24	300,38	0,21	11,07	44,88	24,61	0,35	30,44	16,97	0,63	4,23	63,00
08003/19A	Győr	6,45	161,67	0,18	8,02	29,62	18,00	0,27	20,42	11,38	0,06	2,58	52,00
08003/20A	Győr	12,79	224,50	0,30	12,62	51,52	32,75	0,23	34,73	20,26	0,06	4,89	87,00
08006/05A	Győr	5,90	91,02	0,13	8,21	29,30	36,14	0,35	21,04	11,38	0,06	2,23	45,00
08013/14A	Győr	6,63	211,00	0,03	6,54	29,20	12,00	0,12	17,00	2,49	3,03	2,00	43,00

RPR kód	megye	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
		mg/kg											
08013/14C	Győr	6,72	223,00	0,03	7,17	34,80	12,80	0,12	18,60	2,97	2,86	2,00	49,00
08021/01A	Győr	19,70	273,00	0,10	7,96	46,20	23,40	0,12	29,80	5,38	3,72	2,00	51,00
09005/12A	Hajdú-Bihar	8,76	160,00	0,05	7,48	35,30	11,00	0,12	20,60	4,99	3,05	2,00	48,00
09005/12B	Hajdú-Bihar	7,90	146,00	0,03	7,73	36,20	12,70	0,12	22,20	5,73	2,98	2,00	49,00
09019/04A	Hajdú-Bihar	3,03	57,00	0,03	3,07	6,94	4,58	0,12	7,00	2,14	2,07	2,00	20,00
09020/06A	Hajdú-Bihar	3,31	139,00	0,06	4,37	31,00	13,20	0,12	15,10	4,98	3,02	2,00	38,00
10006/41A	Heves	10,00	283,00	0,03	9,72	50,60	13,90	0,12	23,10	2,76	2,75	7,20	55,00
10007/12A	Heves	11,93	288,56	0,06	15,48	56,58	18,68	0,51	32,28	23,51	1,28	3,12	66,00
10009/06A	Heves	6,39	154,08	0,06	11,95	37,64	9,45	0,77	22,16	16,88	0,06	2,52	53,00
10014/04A	Heves	7,10	275,00	0,03	8,48	41,10	11,20	0,12	18,50	4,75	3,98	2,00	52,00
10018/01A	Heves	7,01	204,00	0,22	8,32	64,80	28,40	0,12	34,50	12,00	3,58	5,00	95,00
11004/10A	Komárom	8,89	220,34	0,18	10,44	35,78	16,91	0,11	25,44	14,81	0,06	3,35	51,00
11004/20A	Komárom	6,70	116,09	0,15	7,37	25,50	14,40	0,08	18,31	10,74	0,06	1,61	41,00
11006/07B	Komárom	8,88	184,00	0,03	9,09	38,60	16,80	0,12	21,60	4,47	3,26	2,00	56,00
11007/01A	Komárom	8,15	135,00	0,05	8,02	29,30	9,35	0,12	18,70	5,22	3,12	2,00	45,00
11017/02B	Komárom	8,20	105,00	0,03	7,23	24,60	7,90	0,12	16,10	1,31	2,33	2,00	44,00
11017/16A	Komárom	8,72	161,30	0,19	12,56	42,55	17,74	0,29	30,57	18,29	1,60	2,88	62,00
13001/01A	Pest	8,05	156,85	0,16	11,76	35,26	15,85	0,33	24,65	18,98	0,06	3,70	64,00
13001/02A	Pest	9,38	162,96	0,19	11,13	39,26	15,60	0,33	26,73	17,74	0,06	2,32	52,00
13001/08A	Pest	4,19	102,14	0,09	7,55	25,83	12,03	0,05	16,51	11,33	0,06	2,53	35,00
13008/02A	Pest	7,73	190,29	0,18	10,55	36,18	18,25	0,06	26,67	16,84	1,46	2,67	59,00
13008/05A	Pest	7,90	151,60	0,19	10,77	36,83	15,83	0,19	25,53	17,56	0,06	2,31	54,00
13008/15A	Pest	10,15	154,66	0,17	10,66	37,01	17,72	0,25	27,38	17,06	1,01	2,99	58,00
13016/02A	Pest	6,35	227,39	0,10	7,21	21,15	10,10	0,08	17,41	11,34	0,06	2,09	37,00
14005/06A	Somogy	10,38	145,74	0,15	12,33	40,92	17,82	0,26	31,33	16,08	0,06	3,40	61,00
14005/08A	Somogy	5,31	89,24	0,11	9,77	29,12	9,92	0,00	21,97	12,77	0,06	1,62	42,00
14007/06A	Somogy	8,33	140,89	0,18	12,21	40,78	19,45	0,23	31,64	16,40	0,06	3,28	67,00

RPR kód	megye	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
		mg/kg											
14009/02A	Somogy	11,80	152,14	0,19	13,39	43,75	19,84	0,11	33,63	17,79	0,74	3,20	67,00
14019/08A	Somogy	9,92	208,50	0,15	13,05	42,49	23,60	0,06	32,01	18,69	0,06	2,80	73,00
15002/01A	Szabolcs	3,19	46,62	0,07	6,03	14,12	7,39	0,18	12,92	8,30	0,06	1,46	28,00
15002/02A	Szabolcs	5,66	80,84	0,11	9,16	24,26	11,31	0,13	25,22	10,40	0,06	2,45	43,00
15004/04A	Szabolcs	10,66	180,88	0,26	12,81	44,80	21,75	0,46	34,75	21,75	0,88	3,62	72,00
15004/05A	Szabolcs	15,87	151,54	0,16	9,80	33,80	16,81	0,39	26,97	15,32	0,06	3,07	63,00
15009/03A	Szabolcs	33,90	200,00	0,03	8,66	48,10	14,20	0,12	28,80	9,59	2,81	2,00	71,00
15011/06A	Szabolcs	7,59	144,00	0,03	9,87	46,70	11,50	0,12	26,40	6,79	3,00	3,20	61,00
16004/04A	Békés	8,84	209,00	0,03	9,25	67,50	20,10	0,12	31,40	3,76	3,07	2,00	69,00
16006/01A	Békés	5,96	156,21	0,18	10,66	39,46	18,56	0,50	25,19	17,84	0,64	3,92	75,00
16006/02A	Békés	7,84	167,38	0,17	12,21	46,71	21,03	0,65	30,40	19,86	1,20	3,97	78,00
16008/01A	Békés	10,66	431,60	0,23	11,64	48,24	25,14	0,15	33,74	17,86	0,06	4,27	68,00
16009/06A	Békés	7,14	213,00	0,03	5,11	26,20	8,88	0,12	13,60	2,45	3,12	2,00	37,00
16010/01A	Békés	9,37	309,46	0,20	14,58	56,35	26,05	0,24	43,61	20,30	0,06	4,32	81,00
16010/02A	Békés	9,62	204,60	0,24	14,93	56,23	26,27	0,58	44,14	20,54	1,20	4,08	83,00
16013/01A	Békés	10,41	207,79	0,23	12,01	45,17	20,06	0,19	32,48	18,39	0,06	4,03	70,00
16013/02A	Békés	24,72	277,72	0,23	15,91	59,19	27,99	1,15	46,64	22,56	1,45	4,50	86,00
16013/14A	Békés	10,00	194,00	0,13	80,30	68,00	22,70	0,19	61,50	5,99	3,00	2,00	63,00
16014/02A	Békés	13,01	283,56	0,18	14,89	70,87	32,65	0,48	48,13	22,27	0,06	5,15	88,00
16015/12A	Békés	11,61	187,64	0,20	13,62	51,58	28,35	0,51	37,76	20,85	0,64	5,32	76,00
16017/15A	Békés	8,79	193,07	0,20	12,25	47,10	21,85	0,43	31,13	19,29	0,06	4,17	71,00
16017/16A	Békés	8,05	135,35	0,19	10,52	35,51	20,82	0,25	25,20	16,67	0,06	3,60	63,00
17002/04C	Tolna	9,12	147,76	0,16	11,72	40,73	20,16	0,32	30,60	16,76	0,71	2,98	61,00
17008/01A	Tolna	7,84	157,00	0,03	7,87	35,50	11,70	0,12	19,90	3,70	3,02	2,00	49,00
17008/01B	Tolna	8,70	150,00	0,03	8,12	41,00	12,20	0,12	21,90	4,29	3,23	2,00	49,00
17016/07A	Tolna	9,68	170,00	0,03	9,05	41,30	14,20	0,12	24,10	4,20	3,21	6,50	54,00
17016/07B	Tolna	9,52	168,00	0,03	10,10	29,30	19,10	0,12	26,30	5,34	3,31	2,00	61,00

RPR kód	megye	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
		mg/kg											
17019/01A	Tolna	8,74	139,16	0,24	11,41	37,91	26,57	0,06	30,41	16,66	1,13	2,84	85,00
17019/07A	Tolna	8,83	138,00	0,03	8,99	26,20	18,50	0,12	24,30	3,25	3,40	2,00	57,00
17020/02A	Tolna	8,70	155,00	0,03	9,33	26,90	18,80	0,12	24,20	2,74	3,30	2,00	54,00
17021/03A	Tolna	9,43	176,00	0,03	10,40	29,00	61,00	0,12	26,50	5,01	2,63	2,00	63,00
18002/04A	Vas	10,90	164,00	0,03	16,70	33,00	13,30	0,12	22,30	10,00	2,51	2,00	55,00
18003/02A	Vas	15,69	229,48	0,15	21,42	74,77	31,06	0,64	52,55	24,13	1,82	5,90	106,00
18003/19A	Vas	14,12	196,29	0,11	16,92	61,82	26,99	0,51	41,94	21,43	0,79	5,09	91,00
18012/15A	Vas	10,20	188,00	0,03	10,20	28,10	20,90	0,12	25,30	6,04	2,49	2,00	66,00
18015/01A	Vas	10,73	215,51	0,19	14,12	58,39	23,06	0,58	39,52	21,06	1,28	2,65	71,00
18018/06A	Vas	12,68	204,60	0,05	18,10	46,54	17,81	0,23	29,70	24,72	0,94	4,21	66,00
18018/08A	Vas	12,46	203,71	0,08	13,86	49,80	17,46	0,01	27,82	22,97	0,06	3,81	66,00
19003/01A	Veszprém	5,68	104,00	0,03	8,12	19,60	12,20	0,32	20,10	4,18	1,89	2,00	44,00
19007/01A	Veszprém	13,16	199,71	0,23	14,09	53,47	24,82	0,80	39,38	21,13	0,06	4,35	73,00
19007/29A	Veszprém	12,00	199,00	0,03	10,50	31,10	20,60	0,12	29,30	5,64	3,00	2,80	63,00
19007/29B	Veszprém	12,10	218,00	0,03	11,70	38,50	25,20	0,12	34,00	5,27	3,23	7,90	73,00
19017/16A	Veszprém	10,70	164,00	0,03	9,86	32,00	19,50	0,15	28,90	4,27	2,82	12,40	63,00
19017/16B	Veszprém	10,90	189,00	0,03	11,00	26,70	16,30	0,12	25,80	4,71	2,96	4,50	59,00
19017/17A	Veszprém	9,36	181,00	0,03	9,48	25,00	16,40	0,12	23,90	4,95	2,49	2,00	53,00
19017/17B	Veszprém	11,10	269,00	0,03	9,69	34,00	21,50	0,12	30,90	3,62	3,84	4,10	63,00
19017/17D	Veszprém	10,60	166,00	0,03	10,10	25,90	14,40	0,12	24,30	5,01	3,12	3,00	55,00
20007/25A	Zala	7,67	113,00	0,03	10,10	21,70	13,90	0,12	21,40	3,79	2,63	2,00	56,00
20017/01A	Zala	8,70	127,00	0,03	11,00	24,00	16,80	0,12	23,70	3,80	2,86	2,00	64,00

M3 Alap talajparaméterek és a vizsgált mikrobiológiai paraméterek

RPR kód	megye	pH (H ₂ O)	pH kategória	humusz	összes só	CaCO ₃ %	K _A	fizikai féleség	FDA	szacharáz	SIR
				m/m %					µg FI/g talaj/óra	mg glükóz/g talaj/ 24 óra	µg CO ₂ -C/g talaj/óra
02001/08A	Baranya	7,72	gyengén lúgos	1,85	0,04	4,6	45	agyagos vályog	30,9	55,0	9,8
02001/09B	Baranya	7,06	semleges	1,77	0,06	5,0	47	agyagos vályog	39,7	23,0	12,2
02010/01A	Baranya	7,3	gyengén lúgos	1,62	0,02	1,9	45	agyagos vályog	25,5	34,0	6,7
02010/04A	Baranya	6,69	gyengén savanyú	2,38	0,02	0,0	45	agyagos vályog	58,8	43,0	7,6
02010/08A	Baranya	7,2	gyengén lúgos	2,10	0,02	0,9	48	agyagos vályog	67,8	26,0	7,5
02014/08A	Baranya	6,13	gyengén savanyú	1,58	0,03	0,0	48	agyagos vályog	53,5	38,0	4,2
02015/14A	Baranya	7,38	gyengén lúgos	2,12	0,05	3,2	50	agyagos vályog	41,2	30,0	7,2
03004/18A	Bács-Kiskun	8,42	gyengén lúgos	2,53	0,02	17,0	44	agyagos vályog	41,5	10,0	8,9
03005/20A	Bács-Kiskun	7,68	gyengén lúgos	2,44	0,02	12,0	38	vályog	13,0	9,0	4,0
03006/11A	Bács-Kiskun	8,17	gyengén lúgos	2,47	0,02	19,0	46	agyagos vályog	9,7	8,0	3,9
03006/11B	Bács-Kiskun	8,16	gyengén lúgos	2,37	0,05	16,0	44	agyagos vályog	10,2	9,0	4,5
03008/07A	Bács-Kiskun	8,18	gyengén lúgos	2,47	0,02	15,0	41	vályog	4,0	17,0	7,3
03008/14A	Bács-Kiskun	7,68	gyengén lúgos	2,63	0,02	15,0	49	agyagos vályog	7,4	11,0	7,4
03025/07A	Bács-Kiskun	7,54	gyengén lúgos	2,64	0,02	6,0	42	vályog	14,2	16,0	9,0
04001/05A	Békés	8,15	gyengén lúgos	2,79	0,05	4,1	43	agyagos vályog	37,1	16,0	6,1
04001/06A	Békés	8,07	gyengén lúgos	3,65	0,08	6,0	46	agyagos vályog	53,5	19,0	7,2
04003/03A	Békés	6,95	semleges	2,40	0,07	0,0	44	agyagos vályog	82,1	34,0	7,5
04003/04A	Békés	6,94	semleges	2,08	0,05	0,0	41	vályog	29,2	37,0	10,5
04013/01A	Békés	7,9	gyengén lúgos	2,56	0,11	4,1	46	agyagos vályog	54,7	11,0	8,3
04013/03A	Békés	7,81	gyengén lúgos	3,66	0,11	0,0	48	agyagos vályog	31,4	52,0	19,0
04013/06A	Békés	7,94	gyengén lúgos	3,55	0,11	3,6	55	agyag	46,6	31,0	14,4
04013/15A	Békés	7,63	gyengén lúgos	3,53	0,04	0,0	58	agyag	56,3	55,0	16,0
04014/01A	Békés	7,67	gyengén lúgos	3,62	0,09	0,0	46	agyagos vályog	55,8	42,0	11,6
04014/04A	Békés	7,78	gyengén lúgos	3,86	0,1	1,3	52	agyag	114,6	52,0	14,0
04014/05A	Békés	8,14	gyengén lúgos	4,42	0,09	3,6	48	agyagos vályog	15,5	23,0	14,3

RPR kód	megye	pH (H ₂ O)	pH kategória	humusz	összes só	CaCO ₃ %	K _A	fizikai féleség	FDA	szacharáz	SIR
				m/m %					µg FI/g talaj/óra	mg glükóz/g talaj/ 24 óra	µg CO ₂ -C/g talaj/óra
04015/06A	Békés	8,14	gyengén lúgos	3,62	0,09	6,0	50	agyagos vályog	43,8	14,0	5,4
04015/09A	Békés	7,9	gyengén lúgos	3,65	0,13	5,0	45	agyagos vályog	82,3	33,0	9,2
04018/09A	Békés	8,1	gyengén lúgos	3,23	0,08	7,0	54	agyag	50,6	18,0	5,9
04018/10A	Békés	7,94	gyengén lúgos	4,36	0,1	5,0	45	agyagos vályog	78,2	28,0	10,8
05004/05A	BAZ	5,97	gyengén savanyú	2,78	0,06	0,0	44	agyagos vályog	103,8	38,0	7,5
05004/06A	BAZ	5,81	gyengén savanyú	1,77	0,02	0,0	43	agyagos vályog	61,7	16,0	5,2
05006/17A	BAZ	6,12	gyengén savanyú	1,37	0,02	0,0	43	agyagos vályog	29,0	30,0	9,4
05008/15A	BAZ	6,32	gyengén savanyú	2,95	0,09	0,0	57	agyag	138,0	26,0	14,2
05010/03A	BAZ	6,67	gyengén savanyú	2,63	0,08	0,0	45	agyagos vályog	102,0	31,0	8,3
05010/12A	BAZ	6,2	gyengén savanyú	1,52	0,02	0,0	43	agyagos vályog	78,2	24,0	7,6
05015/01A	BAZ	5,85	gyengén savanyú	1,40	0,02	0,0	36	homokos vályog	47,0	15,0	4,4
05015/02A	BAZ	7,22	gyengén lúgos	2,25	1,42	0,0	46	agyagos vályog	49,4	61,0	10,3
05021/08B	BAZ	7,24	gyengén lúgos	1,38	0,02	1,3	36	homokos vályog	20,9	31,0	6,1
06001/02A	Csongrád	7,22	gyengén lúgos	1,02	0,02	0,0	29	homok	6,9	15,0	5,9
06005/01A	Csongrád	8,04	gyengén lúgos	1,29	0,02	4,6	28	homok	4,7	4,0	3,1
06015/03A	Csongrád	7,63	gyengén lúgos	0,42	0,02	5,0	29	homok	4,3	4,0	2,4
07006/25A	Fejér	7,72	gyengén lúgos	2,72	0,02	9,0	47	agyagos vályog	24,1	31,0	9,0
07006/25B	Fejér	7,77	gyengén lúgos	2,43	0,02	12,0	45	agyagos vályog	19,8	27,0	7,8
07012/05A	Fejér	7,79	gyengén lúgos	3,06	0,02	5,0	41	vályog	34,9	16,0	6,2
07012/08A	Fejér	7,75	gyengén lúgos	2,78	0,02	13,0	47	agyagos vályog	47,0	6,0	6,1
07015/11A	Fejér	7,78	gyengén lúgos	2,91	0,02	6,0	43	agyagos vályog	46,9	18,0	5,5
07016/04A	Fejér	7,31	gyengén lúgos	2,82	0,08	3,6	45	agyagos vályog	16,3	4,0	6,5
07019/03A	Fejér	7,76	gyengén lúgos	2,48	0,03	17,0	44	agyagos vályog	20,8	19,0	8,0
07019/10A	Fejér	7,69	gyengén lúgos	2,90	0,02	15,0	44	agyagos vályog	36,4	16,0	7,2
08003/19A	Győr	8	gyengén lúgos	1,69	0,02	19,0	37	homokos vályog	13,1	17,0	6,6
08003/20A	Győr	7,7	gyengén lúgos	2,62	0,04	22,0	48	agyagos vályog	37,5	32,0	8,5

RPR kód	megye	pH (H ₂ O)	pH kategória	humusz	összes só	CaCO ₃ %	K _A	fizikai féleség	FDA	szacharáz	SIR
				m/m %					µg FI/g talaj/óra	mg glükóz/g talaj/ 24 óra	µg CO ₂ -C/g talaj/óra
08006/05A	Győr	7,73	gyengén lúgos	1,51	0,02	10,0	34	homokos vályog	13,0	11,0	6,0
08013/14A	Győr	7,66	gyengén lúgos	2,44	0,07	19,0	43	agyagos vályog	29,0	17,0	8,8
08013/14C	Győr	7,69	gyengén lúgos	2,21	0,08	7,0	41	vályog	25,1	22,0	10,1
08021/01A	Győr	7,56	gyengén lúgos	4,40	0,05	17,0	44	agyagos vályog	36,0	7,0	9,0
09005/12A	Hajdú-Bihar	8,08	gyengén lúgos	3,23	0,05	2,7	42	vályog	30,3	24,0	8,7
09005/12B	Hajdú-Bihar	8,05	gyengén lúgos	3,34	0,06	2,3	51	agyag	20,2	16,0	7,2
09019/04A	Hajdú-Bihar	6,22	gyengén savanyú	0,97	0,02	0,0	28	homok	13,0	4,0	1,3
09020/06A	Hajdú-Bihar	7,97	gyengén lúgos	2,86	0,09	7,0	53	agyag	27,2	46,0	9,7
10006/41A	Heves	6,38	gyengén savanyú	2,57	0,08	0,0	52	agyag	64,3	67,0	10,9
10007/12A	Heves	5,94	gyengén savanyú	2,53	0,04	0,0	41	vályog	109,7	48,0	7,9
10009/06A	Heves	5,19	savanyú	1,26	0,02	0,0	39	vályog	36,4	6,0	3,7
10014/04A	Heves	6,85	semleges	2,24	0,09	0,0	44	agyagos vályog	77,4	51,0	12,4
10018/01A	Heves	6,85	semleges	2,91	0,11	0,0	59	agyag	62,3	62,0	12,8
11004/10A	Komárom	7,75	gyengén lúgos	2,65	0,02	6,0	42	vályog	19,2	18,0	7,7
11004/20A	Komárom	7,75	gyengén lúgos	2,07	0,02	7,0	38	vályog	22,2	14,0	5,6
11006/07B	Komárom	6,34	gyengén savanyú	2,17	0,02	0,0	41	vályog	38,0	40,0	10,5
11007/01A	Komárom	6,42	gyengén savanyú	2,28	0,02	0,0	46	agyagos vályog	26,8	18,0	6,9
11017/02B	Komárom	7,28	gyengén lúgos	1,35	0,07	10,0	43	agyagos vályog	22,6	14,0	8,1
11017/16A	Komárom	7,25	gyengén lúgos	2,40	0,04	1,3	47	agyagos vályog	45,5	20,0	8,2
13001/01A	Pest	7,25	gyengén lúgos	2,70	0,02	1,3	46	agyagos vályog	26,4	32,0	7,7
13001/02A	Pest	6,41	gyengén savanyú	2,81	0,02	0,0	39	vályog	51,8	27,0	6,3
13001/08A	Pest	7,52	gyengén lúgos	1,79	0,02	3,2	34	homokos vályog	16,4	4,0	4,5
13008/02A	Pest	7,62	gyengén lúgos	2,53	0,02	6,0	44	agyagos vályog	25,2	20,0	8,2
13008/05A	Pest	7,49	gyengén lúgos	2,16	0,02	4,6	44	agyagos vályog	18,4	18,0	7,4
13008/15A	Pest	7,76	gyengén lúgos	2,55	0,02	8,0	43	agyagos vályog	21,1	20,0	7,1
13016/02A	Pest	6,94	semleges	1,91	0,02	0,0	32	homokos vályog	10,3	22,0	6,5

RPR kód	megye	pH (H ₂ O)	pH kategória	humusz	összes só	CaCO ₃ %	K _A	fizikai féleség	FDA	szacharáz	SIR
				m/m %					µg FI/g talaj/óra	mg glükóz/g talaj/ 24 óra	µg CO ₂ -C/g talaj/óra
14005/06A	Somogy	6,88	semleges	1,30	0,02	0,0	43	agyagos vályog	54,8	11,0	8,1
14005/08A	Somogy	5,9	gyengén savanyú	1,18	0,02	0,0	40	vályog	21,5	6,0	3,7
14007/06A	Somogy	7,36	gyengén lúgos	1,53	0,02	0,0	49	agyagos vályog	13,6	15,0	4,5
14009/02A	Somogy	6,45	gyengén savanyú	1,57	0,02	0,0	43	agyagos vályog	44,5	29,0	6,6
14019/08A	Somogy	5,91	gyengén savanyú	1,10	0,02	0,0	30	homok	63,0	13,0	6,0
15002/01A	Szabolcs	5,17	savanyú	0,53	0,02	0,0	24	durva homok	5,2	4,0	1,5
15002/02A	Szabolcs	8,12	gyengén lúgos	1,12	0,02	3,2	30	homok	13,3	4,0	3,5
15004/04A	Szabolcs	7	semleges	3,21	0,07	0,0	50	agyagos vályog	95,4	46,0	7,9
15004/05A	Szabolcs	8,19	gyengén lúgos	2,67	0,07	11,0	51	agyag	50,1	5,0	5,0
15009/03A	Szabolcs	7,15	semleges	6,40	0,09	0,0	60	agyag	41,2	36,0	7,0
15011/06A	Szabolcs	5,77	gyengén savanyú	2,14	0,04	0,0	41	vályog	54,7	13,0	5,1
16004/04A	Békés	7,31	gyengén lúgos	2,92	0,11	1,3	56	agyag	53,1	74,0	12,8
16006/01A	Békés	7,57	gyengén lúgos	2,08	0,07	2,3	41	vályog	84,5	33,0	10,0
16006/02A	Békés	7,26	gyengén lúgos	2,69	0,08	1,3	42	vályog	85,4	45,0	10,6
16008/01A	Békés	8,06	gyengén lúgos	3,51	0,08	6,0	52	agyag	41,6	23,0	7,5
16009/06A	Békés	8,05	gyengén lúgos	3,62	0,08	17,0	55	agyag	23,7	16,0	8,2
16010/01A	Békés	7,97	gyengén lúgos	3,10	0,09	1,3	48	agyagos vályog	47,0	23,0	8,2
16010/02A	Békés	8,06	gyengén lúgos	3,06	0,07	0,0	47	agyagos vályog	13,8	27,0	6,2
16013/01A	Békés	8,19	gyengén lúgos	3,72	0,04	6,0	48	agyagos vályog	42,1	22,0	7,1
16013/02A	Békés	7,33	gyengén lúgos	3,68	0,07	2,3	45	agyagos vályog	71,2	40,0	8,0
16013/14A	Békés	7,7	gyengén lúgos	2,07	0,1	1,9	55	agyag	19,9	9,0	9,0
16014/02A	Békés	6,97	semleges	3,48	0,09	0,0	48	agyagos vályog	13,5	46,0	8,8
16015/12A	Békés	7,38	gyengén lúgos	3,92	0,08	2,3	49	agyagos vályog	58,9	29,0	10,2
16017/15A	Békés	7,71	gyengén lúgos	3,28	0,03	0,0	41	vályog	28,0	47,0	8,8
16017/16A	Békés	7,67	gyengén lúgos	3,06	0,02	0,0	43	agyagos vályog	13,9	51,0	10,7
17002/04C	Tolna	7,47	gyengén lúgos	2,60	0,05	1,3	44	agyagos vályog	33,4	31,0	7,3

RPR kód	megye	pH (H ₂ O)	pH kategória	humusz	összes só	CaCO ₃ %	K _A	fizikai féleség	FDA	szacharáz	SIR
				m/m %					µg FI/g talaj/óra	mg glükóz/g talaj/ 24 óra	µg CO ₂ -C/g talaj/óra
17008/01A	Tolna	7,56	gyengén lúgos	1,76	0,02	5,0	52	agyag	15,0	17,0	7,3
17008/01B	Tolna	7,08	semleges	1,80	0,02	1,3	44	agyagos vályog	28,6	24,0	8,1
17016/07A	Tolna	7,33	gyengén lúgos	1,93	0,02	0,0	50	agyagos vályog	22,5	29,0	7,8
17016/07B	Tolna	6,66	gyengén savanyú	2,06	0,04	0,0	45	agyagos vályog	26,0	27,0	9,8
17019/01A	Tolna	7,56	gyengén lúgos	2,17	0,02	8,0	49	agyagos vályog	22,6	23,0	7,3
17019/07A	Tolna	7,74	gyengén lúgos	2,08	0,02	7,0	50	agyagos vályog	9,8	15,0	8,0
17020/02A	Tolna	7,67	gyengén lúgos	1,35	0,02	5,0	51	agyag	2,2	4,0	5,3
17021/03A	Tolna	7,25	gyengén lúgos	1,22	0,04	2,3	44	agyagos vályog	5,2	9,0	5,9
18002/04A	Vas	6,04	gyengén savanyú	1,64	0,06	0,0	48	agyagos vályog	9,7	18,0	3,5
18003/02A	Vas	7,52	gyengén lúgos	2,26	0,15	1,3	54	agyag	28,1	11,0	4,9
18003/19A	Vas	7,53	gyengén lúgos	1,92	0,11	1,9	52	agyag	20,6	5,0	3,5
18012/15A	Vas	7,79	gyengén lúgos	2,16	0,06	2,7	45	agyagos vályog	12,3	27,0	6,3
18015/01A	Vas	7,61	gyengén lúgos	2,29	0,13	3,2	50	agyagos vályog	30,1	24,0	4,9
18018/06A	Vas	6,09	gyengén savanyú	1,85	0,02	0,0	43	agyagos vályog	38,1	16,0	5,1
18018/08A	Vas	5,85	gyengén savanyú	2,15	0,08	0,0	43	agyagos vályog	37,8	44,0	4,5
19003/01A	Veszprém	7,01	semleges	1,90	0,02	1,9	39	vályog	24,9	40,0	11,5
19007/01A	Veszprém	7,33	gyengén lúgos	2,78	0,05	0,0	46	agyagos vályog	36,9	34,0	9,1
19007/29A	Veszprém	7,56	gyengén lúgos	2,84	0,06	4,6	49	agyagos vályog	50,1	35,0	10,1
19007/29B	Veszprém	7,53	gyengén lúgos	3,87	0,07	3,6	54	agyag	69,5	41,0	12,6
19017/16A	Veszprém	7,53	gyengén lúgos	2,63	0,03	6,0	48	agyagos vályog	30,6	23,0	8,9
19017/16B	Veszprém	6,91	semleges	2,16	0,04	0,0	42	vályog	30,7	28,0	6,6
19017/17A	Veszprém	7,31	gyengén lúgos	1,94	0,05	11,0	43	agyagos vályog	23,1	7,0	7,6
19017/17B	Veszprém	7,5	gyengén lúgos	3,12	0,05	16,0	49	agyagos vályog	54,7	27,0	9,8
19017/17D	Veszprém	7,2	gyengén lúgos	2,20	0,02	2,7	45	agyagos vályog	27,7	32,0	6,5
20007/25A	Zala	6,33	gyengén savanyú	1,44	0,02	0,0	45	agyagos vályog	29,2	16,0	3,6
20017/01A	Zala	5,67	gyengén savanyú	1,46	0,02	0,0	52	agyag	44,8	16,0	3,4

M4Mútrágya felhasználás a vizsgált területeken, három gazdálkodási évben.

RPR	megye	N-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				P-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				K-felhasználás (hatóanyag), kg/ha			
		2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag
02001/08A	Baranya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02001/09B	Baranya	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
02010/01A	Baranya	98	135	140	124,33	0	0	0	0	0	112	0	37,33
02010/04A	Baranya	135	127	90	117,33	0	0	85	28,3	0	0	115	38,33
02010/08A	Baranya	103	135	115	117,67	0	0	90	30	0	0	126	42
02014/08A	Baranya	108	95	148	117	0	60	0	20	0	90	0	30
02015/14A	Baranya	140	170	140	150	0	26	0	8,7	0	0	0	0
03004/18A	Bács-Kiskun	72	69	59	66,67	28	16	34	26	74	16	58	49,33
03005/20A	Bács-Kiskun	100	300	250	216,67	60	0	0	20	50	0	0	16,67
03006/11A	Bács-Kiskun	107	111	154	124	46	38	29	37,7	126	103	35	88
03006/11B	Bács-Kiskun	107	111	154	124	46	38	29	37,7	126	103	35	88
03008/07A	Bács-Kiskun	123	55	129	102,33	101	69	158	109,3	160	68	264	164
03008/14A	Bács-Kiskun	86	86	40	70,67	36	42	58	45,3	60	64	60	61,33
03025/07A	Bács-Kiskun	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04001/05A	Békés	69	54	32	51,67	0	0	0	0	0	0	0	0
04001/06A	Békés	50	63	92	68,33	0	0	0	0	0	0	0	0
04003/03A	Békés	164	157	160	160,33	0	0	0	0	0	0	0	0
04003/04A	Békés	160	158	162	160	0	0	0	0	0	0	0	0
04013/01A	Békés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04013/03A	Békés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04013/06A	Békés	38	63	17	39,33	28	0	0	9,3	28	0	0	9,33
04013/15A	Békés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
04014/01A	Békés	21	72	157	83,33	92	0	244	112	184	0	232	138,67
04014/04A	Békés	107	83	117	102,33	54	0	151	68,3	0	0	0	0
04014/05A	Békés	50	77	50	59	0	38	41	26,3	0	0	41	13,67

RPR	megye	N-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				P-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				K-felhasználás (hatóanyag), kg/ha			
		2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag
04015/06A	Békés	30	61	61	50,67	0	0	0	0	0	0	0	0
04015/09A	Békés	41	50	83	58	0	0	0	0	0	0	0	0
04018/09A	Békés	95	0	81	58,67	0	0	0	0	0	0	0	0
04018/10A	Békés	112	113	100	108,33	52	45	0	32,3	60	45	0	35
05004/05A	BAZ	68	28	68	54,67	4	2	4	3,3	5	3	5	4,33
05004/06A	BAZ	68	0	34	34	4	2	2	2,7	5	3	3	3,67
05006/17A	BAZ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
05008/15A	BAZ	83	60	60	67,67	0	21	86	35,7	0	63	112	58,33
05010/03A	BAZ	71	34	71	58,67	46	0	46	30,7	0	0	0	0
05010/12A	BAZ	34	71	71	58,67	0	46	46	30,7	0	0	0	0
05015/01A	BAZ	83	53	68	68	15	53	0	22,7	15	53	40	36
05015/02A	BAZ	83	52	102	79	15	52	0	22,3	15	52	0	22,33
05021/08B	BAZ	130	130	110	123,33	0	0	0	0	0	0	0	0
06001/02A	Csongrád	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
06005/01A	Csongrád	0	150	0	50	0	60	0	20	0	360	0	120
06015/03A	Csongrád	80	60	0	46,67	20	30	0	16,7	84	105	0	63
07006/25A	Fejér	110	148	135	131	0	104	60	54,7	150	0	75	75
07006/25B	Fejér	110	148	135	131	0	104	60	54,7	150	0	75	75
07012/05A	Fejér	84	54	54	64	30	0	0	10	30	0	0	10
07012/08A	Fejér	84	54	54	64	30	0	0	10	30	0	0	10
07015/11A	Fejér	124	71	148	114,33	42	52	52	48,7	42	73	60	58,33
07016/04A	Fejér	205	100	225	176,67	150	100	150	133,3	150	100	150	133,33
07019/03A	Fejér	95	45	0	46,67	45	45	0	30	45	45	0	30
07019/10A	Fejér	100	0	0	33,33	0	0	0	0	0	0	0	0
08003/19A	Győr	80	112	79	90,33	0	0	27	9	0	0	27	9
08003/20A	Győr	80	136	79	98,33	0	0	27	9	0	0	27	9

RPR	megye	N-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				P-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				K-felhasználás (hatóanyag), kg/ha			
		2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag
08006/05A	Győr	120	120	110	116,67	90	90	90	90	120	120	120	120
08013/14A	Győr	159	115	116	130	53	30	60	47,7	159	60	120	113
08013/14C	Győr	159	115	116	130	53	30	60	47,7	159	60	120	113
08021/01A	Győr	167	160	167	164,67	53	8	92	51	0	300	120	140
09005/12A	Hajdú-Bihar	146	0	0	48,67	100	0	0	33,3	200	0	0	66,67
09005/12B	Hajdú-Bihar	146	0	0	48,67	100	0	0	33,3	200	0	0	66,67
09019/04A	Hajdú-Bihar	154	103	154	137	93	93	93	93	90	90	90	90
09020/06A	Hajdú-Bihar	0	98	84	60,67	0	0	0	0	0	0	0	0
10006/41A	Heves	144	105	97	115,33	0	0	0	0	0	0	0	0
10007/12A	Heves	116	98	72	95,33	0	22	0	7,3	0	22	0	7,33
10009/06A	Heves	40	40	40	40	0	0	0	0	0	0	0	0
10014/04A	Heves	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10018/01A	Heves	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11004/10A	Komárom	62	16	42	40	4	48	36	29,3	48	48	45	47
11004/20A	Komárom	62	42	42	48,67	48	36	36	40	48	45	45	46
11006/07B	Komárom	113	140	150	134,33	45	45	45	45	45	45	45	45
11007/01A	Komárom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
11017/02B	Komárom	46	160	150	118,67	78	45	45	56	78	45	45	56
11017/16A	Komárom	165	113	150	142,67	45	45	45	45	45	45	45	45
13001/01A	Pest	116	97	68	93,67	82	105	0	62,3	82	105	0	62,33
13001/02A	Pest	119	57	76	84	82	7	72	53,7	82	0	72	51,33
13001/08A	Pest	68	57	84	69,67	0	7	72	26,3	0	0	72	24
13008/02A	Pest	64	34	70	56	0	0	15	5	0	0	20	6,67
13008/05A	Pest	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13008/15A	Pest	64	0	0	21,33	34	0	0	11,3	34	0	0	11,33
13016/02A	Pest	41	38	41	40	0	0	0	0	0	0	0	0

RPR	megye	N-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				P-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				K-felhasználás (hatóanyag), kg/ha			
		2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag
14005/06A	Somogy	136	137	158	143,67	45	28	99	57,3	24	0	126	50
14005/08A	Somogy	136	138	154	142,67	45	28	88	53,7	24	0	99	41
14007/06A	Somogy	129	108	102	113	0	0	0	0	0	0	0	0
14009/02A	Somogy	136	187	102	141,67	0	0	0	0	0	0	0	0
14019/08A	Somogy	126	136		131	60	30		45	60	61		60,5
15002/01A	Szabolcs	15	34	85	44,67	30	36	36	34	30	60	60	50
15002/02A	Szabolcs	81	122	27	76,67	0	30	40	23,3	0	30	56	28,67
15004/04A	Szabolcs	95	24	135	84,67	72	60	70	67,3	72	90	104	88,67
15004/05A	Szabolcs	89	24	14	42,33	48	60	0	36	48	90	0	46
15009/03A	Szabolcs	165	138	138	147	30	30	30	30	30	30	30	30
15011/06A	Szabolcs	132	132	132	132	30	30	30	30	30	30	30	30
16004/04A	Békés	68	0	108	58,67	0	0	0	0	0	0	0	0
16006/01A	Békés	117	13	8	46	0	0	57	19	0	0	0	0
16006/02A	Békés	105	34	6	48,33	0	28	44	24	0	0	0	0
16008/01A	Békés	70	0	70	46,67	0	0	50	16,7	0	0	50	16,67
16009/06A	Békés	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
16010/01A	Békés	56	30	125	70,33	0	0	49	16,3	0	0	557	185,67
16010/02A	Békés	120	124	68	104	60	67	0	42,3	60	67	0	42,33
16013/01A	Békés	34	34	30	32,67	0	0	0	0	0	0	0	0
16013/02A	Békés	40	35	35	36,67	0	0	0	0	0	0	0	0
16013/14A	Békés	102	30	102	78	52	30	45	42,3	52	30	45	42,33
16014/02A	Békés	90	133	131	118	45	84	24	51	45	84	24	51
16015/12A	Békés	41	44	51	45,33	0	0	0	0	0	0	0	0
16017/15A	Békés	167	27	0	64,67	0	19	0	6,3	0	38	0	12,67
16017/16A	Békés	167	27	0	64,67	0	19	0	6,3	0	38	0	12,67
17002/04C	Tolna	127	161	152	146,67	44	0	0	14,7	43	0	0	14,33

RPR	megye	N-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				P-felhasználás (hatóanyag), kg/ha				K-felhasználás (hatóanyag), kg/ha			
		2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag	2010/ 2011	2009/ 2010	2008/ 2009	átlag
17008/01A	Tolna	145	180	180	168,33	32	40	40	37,3	32	40	40	37,33
17008/01B	Tolna	145	180	180	168,33	32	40	40	37,3	32	40	40	37,33
17016/07A	Tolna	158	131	169	152,67	65	80	0	48,3	0	75	0	25
17016/07B	Tolna	158	131	169	152,67	65	80	0	48,3	0	75	0	25
17019/01A	Tolna	117	68	0	61,67	54	0	0	18	18	0	0	6
17019/07A	Tolna	102	102	99	101	0	0	0	0	0	0	0	0
17020/02A	Tolna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
17021/03A	Tolna	0	0	0	0	0	0	0	0	340	0	0	113,33
18002/04A	Vas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
18003/02A	Vas	50	62	85	65,67	0	0	0	0	0	0	0	0
18003/19A	Vas	102	0	92	64,67	0	0	0	0	0	0	0	0
18012/15A	Vas	86	24	64	58	96	72	48	72	96	72	56	74,67
18015/01A	Vas	140	60	120	106,67	25	0	50	25	40	90	75	68,33
18018/06A	Vas	105	0	27	44	60	0	0	20	90	0	0	30
18018/08A	Vas	70	84	105	86,33	40	40	60	46,7	60	60	90	70
19003/01A	Veszprém	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
19007/01A	Veszprém	118	124	122	121,33	110	0	0	36,7	0	0	102	34
19007/29A	Veszprém	135	95	81	103,67	110	0	0	36,7	108	0	0	36
19007/29B	Veszprém	135	95	81	103,67	110	0	0	36,7	108	0	0	36
19017/16A	Veszprém	157	68	135	120	92	0	0	30,7	0	90	0	30
19017/16B	Veszprém	157	68	135	120	92	0	0	30,7	0	90	0	30
19017/17A	Veszprém	159	164	155	159,33	60	40	93	64,3	90	60	0	50
19017/17B	Veszprém	159	164	155	159,33	60	40	93	64,3	90	60	0	50
19017/17D	Veszprém	159	164	155	159,33	60	40	93	64,3	90	60	0	50
20007/25A	Zala	115	148	145	136	38	0	29	22,3	38	0	0	12,67
20017/01A	Zala	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

M5 Termesztett növények 2010/2011-ben

RPR kód	Megye	Termesztett növény 2010/2011-ben	RPR kód	Megye	Termesztett növény 2010/2011-ben
02001/08A	Baranya	lucerna	04015/09A	Békés	őszibúza
02001/09B	Baranya	lucerna	04018/09A	Békés	őszibúza
02010/01A	Baranya	őszibúza	04018/10A	Békés	kukorica
02010/04A	Baranya	őszibúza	05004/05A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
02010/08A	Baranya	őszibúza	05004/06A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
02014/08A	Baranya	egynyári tak.keverék	05006/17A	Borsod-Abaúj-Zemplén	lucerna
02015/14A	Baranya	kukorica	05008/15A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
03004/18A	Bács-Kiskun	őszibúza	05010/03A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
03005/20A	Bács-Kiskun	őszibúza	05010/12A	Borsod-Abaúj-Zemplén	zab
03006/11A	Bács-Kiskun	Vöröshagyma (mag)	05015/01A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
03006/11B	Bács-Kiskun	Vöröshagyma (mag)	05015/02A	Borsod-Abaúj-Zemplén	őszibúza
03008/07A	Bács-Kiskun	zöldborsó	05021/08B	Borsod-Abaúj-Zemplén	kukorica
03008/14A	Bács-Kiskun	őszibúza	06001/02A	Csongrád	kukorica
03025/07A	Bács-Kiskun	lucerna	06005/01A	Csongrád	meggy
04001/05A	Békés	őszibúza	06015/03A	Csongrád	burgonya
04001/06A	Békés	őszibúza	07006/25A	Fejér	kukorica
04003/03A	Békés	őszibúza	07006/25B	Fejér	kukorica
04003/04A	Békés	őszibúza	07012/05A	Fejér	őszibúza
04013/01A	Békés	bükköny	07012/08A	Fejér	őszibúza
04013/03A	Békés	lucerna	07015/11A	Fejér	őszibúza
04013/06A	Békés	silókukorica	07016/04A	Fejér	őszibúza
04013/15A	Békés	tönkölybúza	07019/03A	Fejér	őszibúza
04014/01A	Békés	mák	07019/10A	Fejér	őszibúza
04014/04A	Békés	őszibúza	08003/19A	Győr-Moson-Sopron	őszibúza
04014/05A	Békés	mák	08003/20A	Győr-Moson-Sopron	őszibúza
04015/06A	Békés	őszibúza	08006/05A	Győr-Moson-Sopron	őszibúza

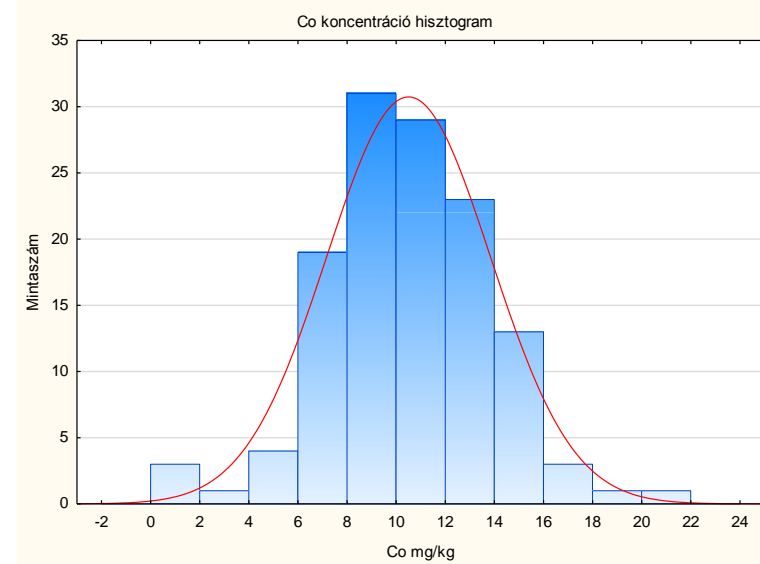
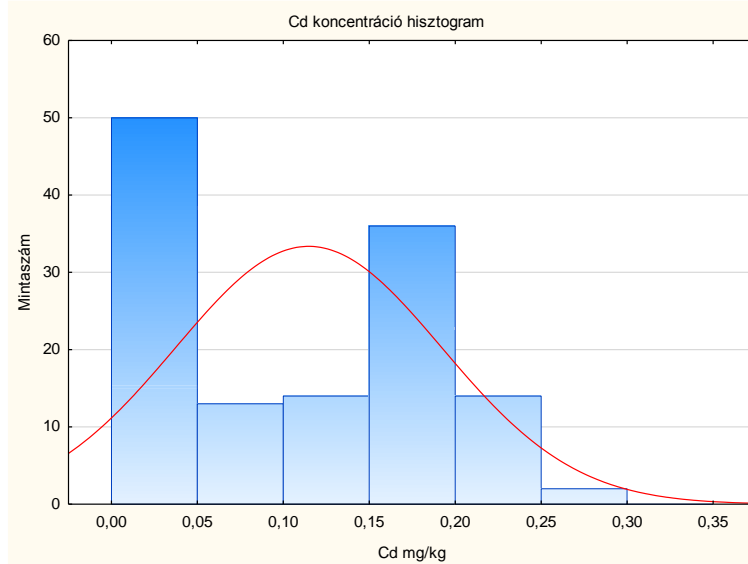
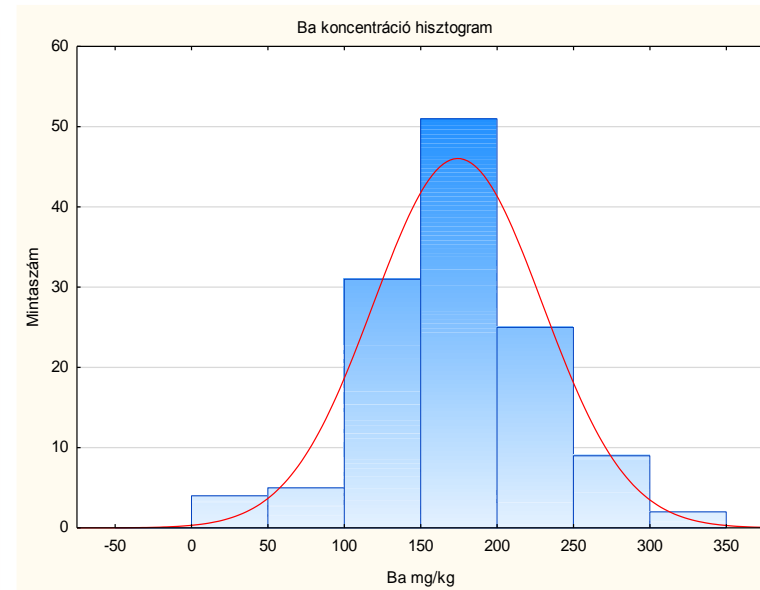
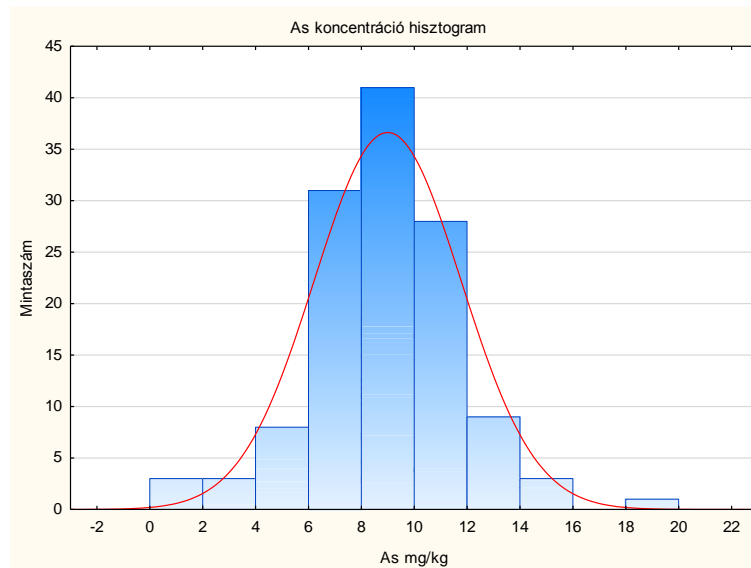
RPR kód	Megye	Termesztett növény 2010/2011-ben	RPR kód	Megye	Termesztett növény 2010/2011-ben
08013/14A	Győr-Moson-Sopron	silókukorica	14005/08A	Somogy	őszi búza
08013/14C	Győr-Moson-Sopron	silókukorica	14007/06A	Somogy	őszi búza
08021/01A	Győr-Moson-Sopron	repce	14009/02A	Somogy	őszi búza
09005/12A	Hajdú-Bihar	őszi búza	14019/08A	Somogy	őszi árpa
09005/12B	Hajdú-Bihar	őszi búza	15002/01A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	őszi búza
09019/04A	Hajdú-Bihar	csemegekukorica	15002/02A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	őszi búza
09020/06A	Hajdú-Bihar	cukorrépa	15004/04A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	őszi búza
10006/41A	Heves	őszi búza	15004/05A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	őszi búza
10007/12A	Heves	őszi búza	15009/03A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	kukorica
10009/06A	Heves	triticale	15011/06A	Szabolcs-Szatmár-Bereg	őszi búza
10014/04A	Heves	köles	16004/04A	Békés	silókukorica
10018/01A	Heves	fűveshere	16006/01A	Békés	őszi búza
11004/10A	Komárom-Esztergom	őszi búza	16006/02A	Békés	őszi búza
11004/20A	Komárom-Esztergom	őszi búza	16008/01A	Békés	őszi búza
11006/07B	Komárom-Esztergom	repce	16009/06A	Békés	zab
11007/01A	Komárom-Esztergom	gyep	16010/01A	Békés	őszi búza
11017/02B	Komárom-Esztergom	napraforgó	16010/02A	Békés	kukorica
11017/16A	Komárom-Esztergom	őszi búza	16013/01A	Békés	őszi búza
13001/01A	Pest	őszi búza	16013/02A	Békés	őszi búza
13001/02A	Pest	őszi búza	16013/14A	Békés	kukorica
13001/08A	Pest	őszi árpa	16014/02A	Békés	őszi búza
13008/02A	Pest	őszi árpa	16015/12A	Békés	napraforgó
13008/05A	Pest	őszi árpa	16017/15A	Békés	őszi búza
13008/15A	Pest	triticale	16017/16A	Békés	őszi búza
13016/02A	Pest	triticale	17002/04C	Tolna	őszi búza
14005/06A	Somogy	őszi búza	17008/01A	Tolna	kukorica

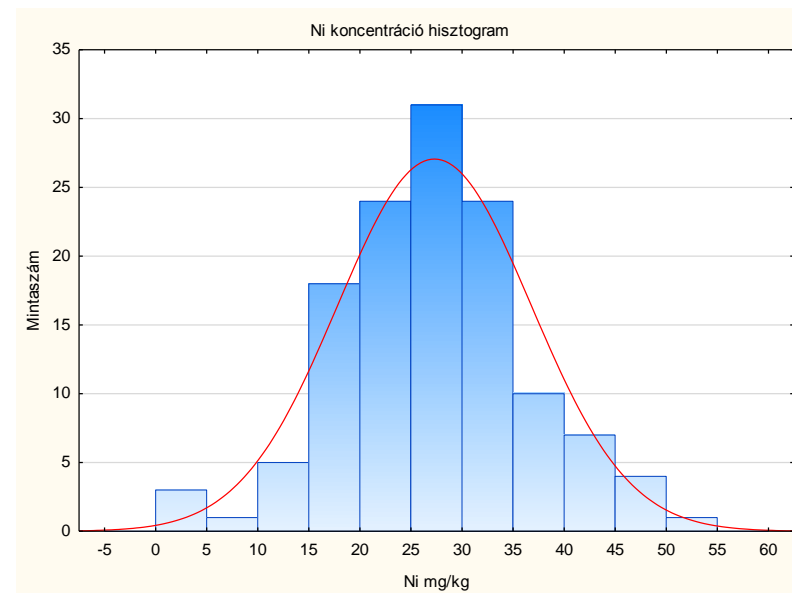
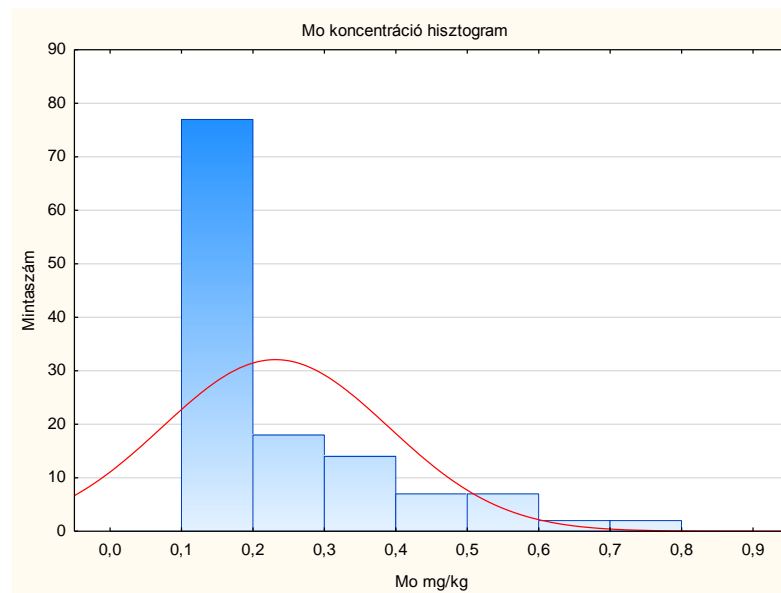
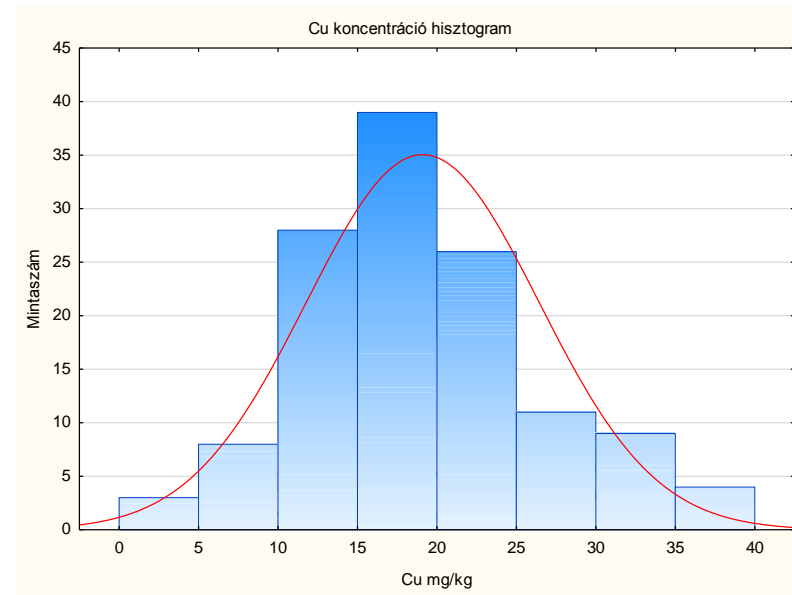
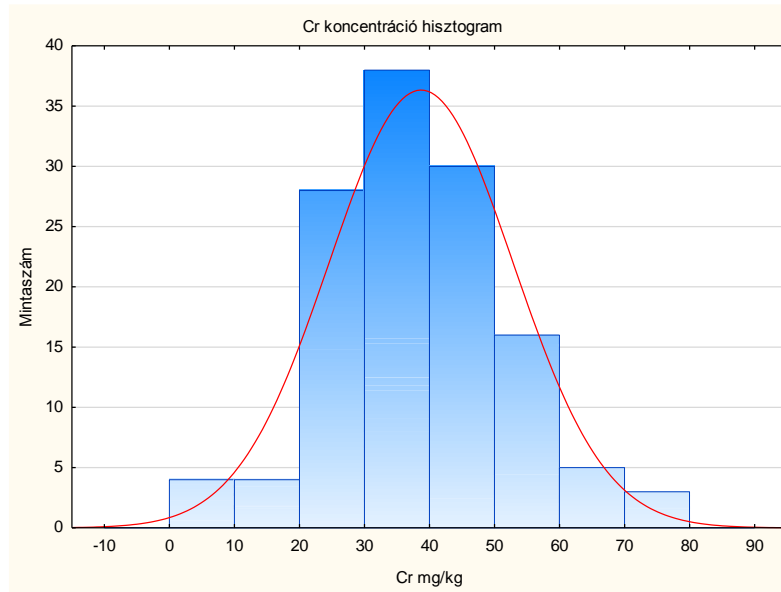
RPR kód	Megye	Termesztett növény 2010/2011-ben
17008/01B	Tolna	kukorica
17016/07A	Tolna	kukorica
17016/07B	Tolna	kukorica
17019/01A	Tolna	őszi búza
17019/07A	Tolna	silókukorica
17020/02A	Tolna	szőlő
17021/03A	Tolna	szőlő
18002/04A	Vas	őszi búza
18003/02A	Vas	őszi búza
18003/19A	Vas	őszi árpa
18012/15A	Vas	kukorica
18015/01A	Vas	őszi búza
18018/06A	Vas	őszi búza
18018/08A	Vas	őszi árpa
19003/01A	Veszprém	rozs
19007/01A	Veszprém	őszi búza
19007/29A	Veszprém	kukorica
19007/29B	Veszprém	kukorica
19017/16A	Veszprém	őszi búza
19017/16B	Veszprém	őszi búza
19017/17A	Veszprém	őszi búza
19017/17B	Veszprém	őszi búza
19017/17D	Veszprém	őszi búza
20007/25A	Zala	őszi búza
20017/01A	Zala	őszi búza

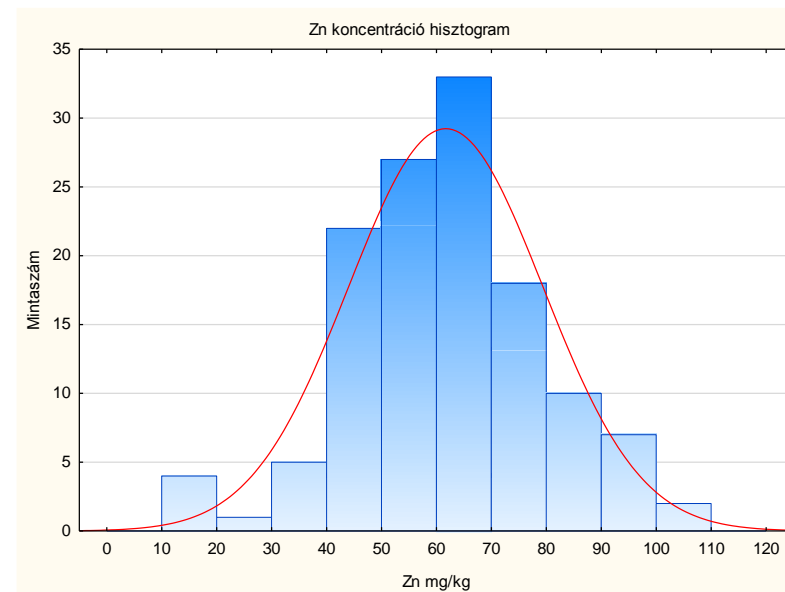
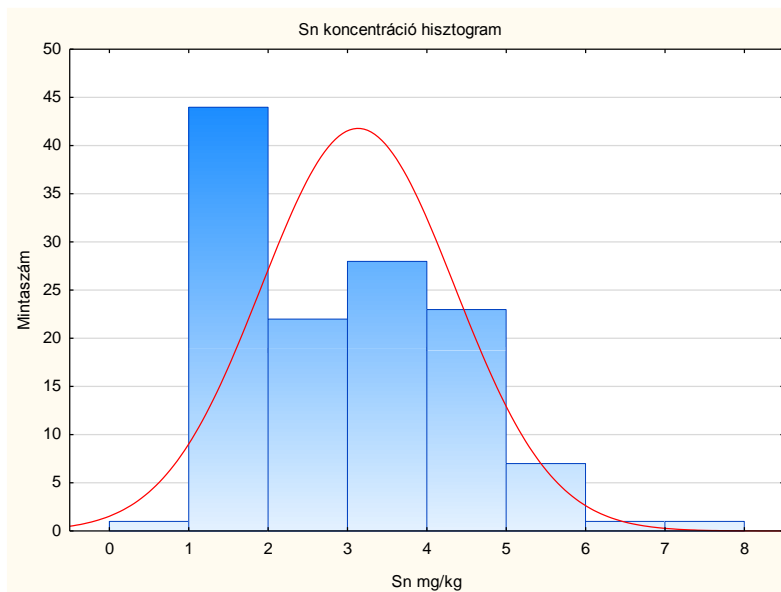
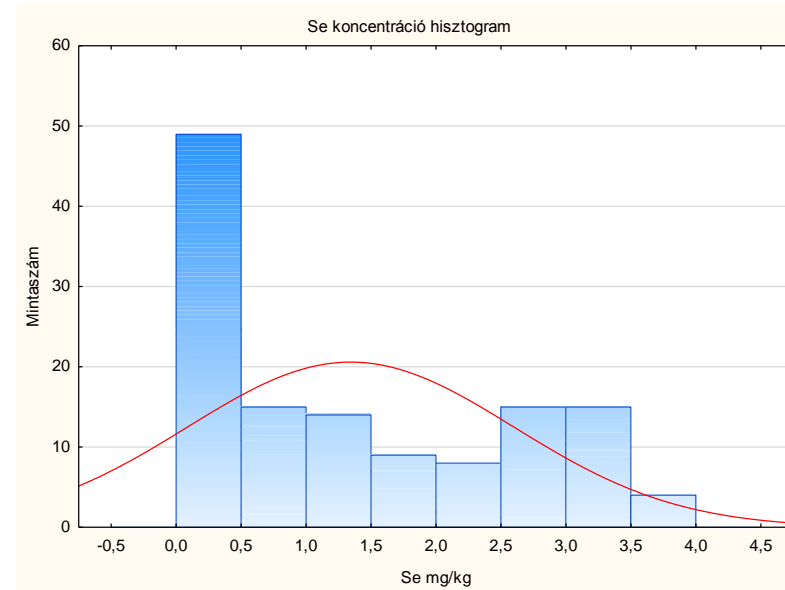
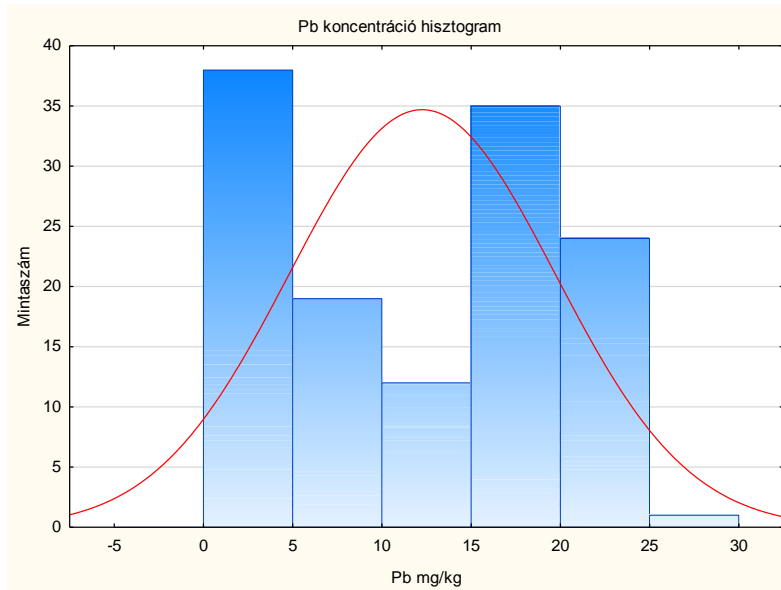
M6 Korrelációtáblázat

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn	pH	H%	K _A	só%	CaCO ₃ %	N	P	K	FDA	szach.	SIR
As	1,00	0,65	0,26	0,69	0,67	0,51	0,31	0,71	0,45	-0,04	0,45	0,65	-0,05	0,43	0,49	0,32	-0,04	0,14	0,08	-0,01	0,31	0,14	0,16
Ba	0,65	1,00	0,17	0,52	0,69	0,40	0,25	0,57	0,33	0,12	0,44	0,54	-0,07	0,50	0,44	0,43	-0,01	0,01	-0,05	-0,11	0,39	0,41	0,43
Cd	0,26	0,17	1,00	0,48	0,50	0,60	0,53	0,60	0,80	-0,62	0,46	0,56	0,25	0,43	0,11	0,14	0,00	-0,11	-0,08	-0,12	0,27	0,07	0,08
Co	0,69	0,52	0,48	1,00	0,78	0,65	0,54	0,87	0,79	-0,34	0,61	0,83	-0,17	0,27	0,39	0,36	-0,35	-0,01	-0,10	-0,29	0,40	0,17	0,06
Cr	0,67	0,69	0,50	0,78	1,00	0,68	0,51	0,88	0,66	-0,15	0,67	0,86	-0,02	0,53	0,55	0,63	-0,25	0,01	-0,12	-0,23	0,47	0,38	0,37
Cu	0,51	0,40	0,60	0,65	0,68	1,00	0,39	0,82	0,61	-0,28	0,58	0,81	0,28	0,54	0,41	0,48	0,07	0,01	0,03	-0,08	0,30	0,18	0,28
Mo	0,31	0,25	0,53	0,54	0,51	0,39	1,00	0,49	0,68	-0,40	0,41	0,47	-0,09	0,18	0,08	0,26	-0,19	-0,09	-0,07	-0,15	0,34	0,11	-0,02
Ni	0,71	0,57	0,60	0,87	0,88	0,82	0,49	1,00	0,72	-0,27	0,67	0,93	0,10	0,52	0,51	0,53	-0,21	0,03	-0,05	-0,24	0,41	0,24	0,28
Pb	0,45	0,33	0,80	0,79	0,66	0,61	0,68	0,72	1,00	-0,67	0,58	0,68	-0,08	0,30	0,11	0,22	-0,25	-0,10	-0,10	-0,21	0,43	0,11	-0,03
Se	-0,04	0,12	-0,62	-0,34	-0,15	-0,28	-0,40	-0,27	-0,67	1,00	-0,21	-0,21	-0,05	0,02	0,25	0,16	0,04	0,10	0,11	0,16	-0,11	0,10	0,20
Sn	0,45	0,44	0,46	0,61	0,67	0,58	0,41	0,67	0,58	-0,21	1,00	0,68	0,01	0,37	0,38	0,41	-0,24	-0,02	-0,08	-0,25	0,43	0,34	0,22
Zn	0,65	0,54	0,56	0,83	0,86	0,81	0,47	0,93	0,68	-0,21	0,68	1,00	0,04	0,49	0,56	0,59	-0,23	-0,01	-0,12	-0,29	0,48	0,33	0,32
pH	-0,05	-0,07	0,25	-0,17	-0,02	0,28	-0,09	0,10	-0,08	-0,05	0,01	0,04	1,00	0,45	0,18	0,21	0,57	-0,10	-0,01	0,12	-0,30	-0,16	0,23
H%	0,43	0,50	0,43	0,27	0,53	0,54	0,18	0,52	0,30	0,02	0,37	0,49	0,45	1,00	0,51	0,48	0,24	-0,07	-0,01	-0,03	0,29	0,30	0,54
K _A	0,49	0,44	0,11	0,39	0,55	0,41	0,08	0,51	0,11	0,25	0,38	0,56	0,18	0,51	1,00	0,52	0,08	-0,07	-0,16	-0,26	0,22	0,30	0,37
só%	0,32	0,43	0,14	0,36	0,63	0,48	0,26	0,53	0,22	0,16	0,41	0,59	0,21	0,48	0,52	1,00	-0,05	-0,13	-0,11	-0,11	0,33	0,29	0,37
CaCO ₃ %	-0,04	-0,01	0,00	-0,35	-0,25	0,07	-0,19	-0,21	-0,25	0,04	-0,24	-0,23	0,57	0,24	0,08	-0,05	1,00	0,03	0,13	0,30	-0,26	-0,38	0,04
N	0,14	0,01	-0,11	-0,01	0,01	0,01	-0,09	0,03	-0,10	0,10	-0,02	-0,01	-0,10	-0,07	-0,07	-0,13	0,03	1,00	0,54	0,41	0,01	0,02	-0,07
P	0,08	-0,05	-0,08	-0,10	-0,12	0,03	-0,07	-0,05	-0,10	0,11	-0,08	-0,12	-0,01	-0,01	-0,16	-0,11	0,13	0,54	1,00	0,77	-0,03	-0,08	-0,02
K	-0,01	-0,11	-0,12	-0,29	-0,23	-0,08	-0,15	-0,24	-0,21	0,16	-0,25	-0,29	0,12	-0,03	-0,26	-0,11	0,30	0,41	0,77	1,00	-0,21	-0,21	-0,16
FDA	0,31	0,39	0,27	0,40	0,47	0,30	0,34	0,41	0,43	-0,11	0,43	0,48	-0,30	0,29	0,22	0,33	-0,26	0,01	-0,03	-0,21	1,00	0,46	0,34
szach.	0,14	0,41	0,07	0,17	0,38	0,18	0,11	0,24	0,11	0,10	0,34	0,33	-0,16	0,30	0,30	0,29	-0,38	0,02	-0,08	-0,21	0,46	1,00	0,62
SIR	0,16	0,43	0,08	0,06	0,37	0,28	-0,02	0,28	-0,03	0,20	0,22	0,32	0,23	0,54	0,37	0,37	0,04	-0,07	-0,02	-0,16	0,34	0,62	1,00

M7 PTE hisztogramok







M8 ICP-OES kimutatási határértékek

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
mg/kg	0,4	0,25	0,02	0,04	0,1	0,25	0,12	0,12	0,2	0,3	0,06	0,25	0,3

M9 Shapiro-Wilk W teszt eredménye a potenciálisan toxikus elemekre

	As	Ba	Cd	Co	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Se	Sn	Zn
W	0,97	0,98	0,86	0,99	0,99	0,97	0,74	0,99	0,89	0,85	0,90	0,99
p	0,01	0,10	0,00	0,32	0,23	0,01	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,31

M10 Kruskal-Wallis tesztek eredményei a potenciálisan toxikus elemekre és a mikrobiológiai paraméterekre, műtrágya-dózis csoportok, ill. fizikai féleség szerinti csoportosításban**Műtrágyadózis-csoportok közötti különbségek: potenciálisan toxikus elemek**

Dep end.:	Multiple Comparisons p values (2-tailed); As (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =4,933290 p =,2942				
	0	1	2	3	4
As	R:48,441	R:72,094	R:66,032	R:61,370	R:59,250
0		0,322554	0,912779	1,000000	1,000000
1	0,322554		1,000000	1,000000	1,000000
2	0,912779	1,000000		1,000000	1,000000
3	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
4	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

Dep end.:	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Ba (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =8,695532 p =,0692				
	0	1	2	3	4
Ba	R:55,250	R:79,578	R:57,819	R:63,821	R:48,250
0		0,308679	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,308679		0,098948	0,980565	1,000000
2	1,000000	0,098948		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,980565	1,000000		1,000000
4	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

Dep end.:	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cd (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =27,12322 p =,0000				
	0	1	2	3	4
Cd	R:44,588	R:90,803	R:64,500	R:50,786	R:44,250
0		0,000346	0,598374	1,000000	1,000000
1	0,000346		0,019479	0,000310	0,186671
2	0,598374	0,019479		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,000310	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,186671	1,000000	1,000000	

a, b, a, a, ab

Dep end.: Co	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Co (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =18,66122 p =,0009				
	0 R:52,912	1 R:86,379	2 R:62,413	3 R:53,804	4 R:32,125
0		0,025105	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,025105		0,046248	0,006312	0,057355
2	1,000000	0,046248		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,006312	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,057355	1,000000	1,000000	

a, b, a, a, ab

Dep end.: Cr	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cr (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =20,07873 p =,0005				
	0 R:51,500	1 R:87,788	2 R:61,574	3 R:53,429	4 R:36,250
0		0,013217	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,013217		0,018612	0,003121	0,086843
2	1,000000	0,018612		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,003121	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,086843	1,000000	1,000000	

a, b, a, a, ab

Dep end.: Cu	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cu (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =12,97141 p =,0114				
	0 R:48,029	1 R:82,227	2 R:62,717	3 R:55,250	4 R:73,500
0		0,020147	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,020147		0,211378	0,046478	1,000000
2	1,000000	0,211378		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,046478	1,000000		1,000000
4	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

a, b, ab, a, ab

Dep end.: Mo	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Mo (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =22,64210 p =,0001				
	0 R:46,618	1 R:86,806	2 R:64,426	3 R:50,304	4 R:52,000
0		0,002968	0,873508	1,000000	1,000000
1	0,002968		0,085860	0,001424	0,750757
2	0,873508	0,085860		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,001424	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,750757	1,000000	1,000000	

a, b, ab, a, ab

Dep end.: Ni	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Ni (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =16,33040 p =,0026				
	0 R:50,118	1 R:85,106	2 R:63,446	3 R:53,375	4 R:45,625
0		0,015807	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,015807		0,104779	0,008708	0,443971
2	1,000000	0,104779		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,008708	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,443971	1,000000	1,000000	

a, b, ab, a, ab

Dep end.: Pb	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Pb (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =26,79874 p =,0000				
	0 R:43,147	1 R:91,242	2 R:63,585	3 R:53,500	4 R:38,500
0		0,000164	0,533926	1,000000	1,000000
1	0,000164		0,011237	0,000852	0,077026
2	0,533926	0,011237		1,000000	1,000000
3	1,000000	0,000852	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,077026	1,000000	1,000000	

a, b, a, a, ab

Dep end.: Se	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Se (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =13,59838 p =,0087				
	0 R:81,235	1 R:52,606	2 R:58,351	3 R:77,857	4 R:86,375
0		0,103101	0,305461	1,000000	1,000000
1	0,103101		1,000000	0,085660	0,879725
2	0,305461	1,000000		0,288373	1,000000
3	1,000000	0,085660	0,288373		1,000000
4	1,000000	0,879725	1,000000	1,000000	

Dep end.: Sn	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Sn (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =22,88880 p =,0001				
	0 R:46,471	1 R:85,970	2 R:65,200	3 R:51,571	4 R:30,750
0		0,003247	0,738589	1,000000	1,000000
1	0,003247		0,138073	0,002754	0,046003
2	0,738589	0,138073		1,000000	0,728206
3	1,000000	0,002754	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,046003	0,728206	1,000000	

a, b, ab, a, a

Depend.: Zn	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Zn (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: N+P+K kategória Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =18,38443 p =,0010				
	0 R:53,176	1 R:86,076	2 R:64,202	3 R:53,768	4 R:29,375
0		0,031998	1,000000	1,000000	1,000000
1	0,031998		0,099848	0,007693	0,041723
2	1,000000	0,099848		1,000000	0,736644
3	1,000000	0,007693	1,000000		1,000000
4	1,000000	0,041723	0,736644	1,000000	

a, b, ab, a, a

Fizikai féleségek közti különbségek: potenciálisan toxikus elemek

Depend.: As	Multiple Comparisons p values (2-tailed); As (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =27,92832 p =,0000				
	homok R:15,429	homokos vályog R:33,333	vályog R:45,300	agyagos vályog R:74,095	agyag R:71,550
homok		1,000000	0,645901	0,000556	0,005164
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,090801	0,257012
vályog	0,645901	1,000000		0,019074	0,241116
agyagos vályog	0,000556	0,090801	0,019074		1,000000
agyag	0,005164	0,257012	0,241116	1,000000	

a, abcd, ac, bd, bcd

Depend.: Ba	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Ba (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =17,16617 p =,0018				
	homok R:17,143	homokos vályog R:54,583	vályog R:53,950	agyagos vályog R:68,027	agyag R:78,375
homok		0,674852	0,227753	0,004720	0,001517
homokos vályog	0,674852		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	0,227753	1,000000		1,000000	0,358570
agyagos vályog	0,004720	1,000000	1,000000		1,000000
agyag	0,001517	1,000000	0,358570	1,000000	

a, a, a, b, b

Depend.: Cd	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cd (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =6,298283 p =,1780				
	homok R:47,857	homokos vályog R:62,250	vályog R:58,725	agyagos vályog R:71,493	agyag R:54,286
homok		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
homokos vályog	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
agyagos vályog	1,000000	1,000000	1,000000		0,622593
agyag	1,000000	1,000000	1,000000	0,622593	

a, a, a, a, a

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Co (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =21,44134 p =,0003					
Depend.: Co	homok R:23,857	homokos vályog R:28,250	vályog R:53,525	agyagos vályog R:74,560	agyag R:62,850
homok		1,000000	0,685755	0,005431	0,166823
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,032548	0,450834
vályog	0,685755	1,000000		0,242409	1,000000
agyagos vályog	0,005431	0,032548	0,242409		1,000000
agyag	0,166823	0,450834	1,000000	1,000000	

a, a, ab, b, ab

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cr (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =26,24533 p =,0000					
Depend.: Cr	homok R:16,286	homokos vályog R:29,500	vályog R:55,400	agyagos vályog R:68,347	agyag R:86,550
homok		1,000000	0,163463	0,003835	0,000161
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,135734	0,009529
vályog	0,163463	1,000000		1,000000	0,079187
agyagos vályog	0,003835	0,135734	1,000000		0,511810
agyag	0,000161	0,009529	0,079187	0,511810	

a, ac, abc, bc, b

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Cu (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =25,04294 p =,0000					
Depend.: Cu	homok R:18,857	homokos vályog R:45,167	vályog R:42,625	agyagos vályog R:73,345	agyag R:74,905
homok		1,000000	1,000000	0,002035	0,005362
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,735246	0,833024
vályog	1,000000	1,000000		0,010161	0,053497
agyagos vályog	0,002035	0,735246	0,010161		1,000000
agyag	0,005362	0,833024	0,053497	1,000000	

a, abcd, ac, bd, bcd

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Mo (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =3,927549 p =,4159					
Depend.: Mo	homok R:44,500	homokos vályog R:65,500	vályog R:64,250	agyagos vályog R:67,692	agyag R:57,000
homok		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
homokos vályog	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	1,000000	1,000000		1,000000	1,000000
agyagos vályog	1,000000	1,000000	1,000000		1,000000
agyag	1,000000	1,000000	1,000000	1,000000	

a,a,a,a,a

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Ni (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =27,13648 p =,0000					
Depend.: Ni	homok R:23,286	homokos vályog R:24,167	vályog R:46,100	agyagos vályog R:72,873	agyag R:78,025
homok		1,000000	1,000000	0,007183	0,007787
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,019690	0,018132
vályog	1,000000	1,000000		0,041309	0,064970
agyagos vályog	0,007183	0,019690	0,041309		1,000000
agyag	0,007787	0,018132	0,064970	1,000000	

a, a, ac, b, bc

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Pb (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =10,85931 p =,0282					
Depend.: Pb	homok R:30,857	homokos vályog R:60,417	vályog R:59,900	agyagos vályog R:72,640	agyag R:55,262
homok		1,000000	0,768818	0,046825	1,000000
homokos vályog	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	0,768818	1,000000		1,000000	1,000000
agyagos vályog	0,046825	1,000000	1,000000		0,597118
agyag	1,000000	1,000000	1,000000	0,597118	

a, ab, ab, b, ab

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Se (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =12,44276 p =,0143					
Depend.: Se	homok R:60,143	homokos vályog R:33,250	vályog R:59,650	agyagos vályog R:63,440	agyag R:86,357
homok		1,000000	1,000000	1,000000	1,000000
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,569764	0,021486
vályog	1,000000	1,000000		1,000000	0,222210
agyagos vályog	1,000000	0,569764	1,000000		0,130255
agyag	1,000000	0,021486	0,222210	0,130255	

ab, a, ab, ab, b

Multiple Comparisons p values (2-tailed); Sn (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 127) =11,54731 p =,0211					
Depend.: Sn	homok R:30,857	homokos vályog R:52,333	vályog R:51,250	agyagos vályog R:70,338	agyag R:68,400
homok		1,000000	1,000000	0,066751	0,201952
homokos vályog	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	1,000000	1,000000		0,396074	1,000000
agyagos vályog	0,066751	1,000000	0,396074		1,000000
agyag	0,201952	1,000000	1,000000	1,000000	

a, a, a, a, a

Depend.: Zn	Multiple Comparisons p values (2-tailed); Zn (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 129) =28,07351 p =,0000				
	homok R:19,000	homokos vályog R:24,833	vályog R:48,575	agyagos vályog R:72,547	agyag R:80,500
homok		1,000000	0,716263	0,002897	0,001636
homokos vályog	1,000000		1,000000	0,026268	0,012963
vályog	0,716263	1,000000		0,108330	0,062703
agyagos vályog	0,002897	0,026268	0,108330		1,000000
agyag	0,001636	0,012963	0,062703	1,000000	

a, a, ab, b, b

Fizikai féleségek szerinti különbségek: mikrobiológiai paraméterek

Depend.: FDA	Multiple Comparisons p values (2-tailed); FDA (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =14,66260 p =,0055				
	homok R:23,786	homokos vályog R:34,000	vályog R:63,775	agyagos vályog R:68,360	agyag R:74,150
homok		1,000000	0,140962	0,023617	0,019902
homokos vályog	1,000000		0,846296	0,290158	0,200556
vályog	0,140962	0,846296		1,000000	1,000000
agyagos vályog	0,023617	0,290158	1,000000		1,000000
agyag	0,019902	0,200556	1,000000	1,000000	

a, ab, ab, b, b

Depend.: szacharáz	Multiple Comparisons p values (2-tailed); szacharáz (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =17,58500 p =,0015				
	homok R:11,929	homokos vályog R:43,750	vályog R:67,200	agyagos vályog R:69,540	agyag R:67,525
homok		1,000000	0,006915	0,000850	0,006428
homokos vályog	1,000000		1,000000	1,000000	1,000000
vályog	0,006915	1,000000		1,000000	1,000000
agyagos vályog	0,000850	1,000000	1,000000		1,000000
agyag	0,006428	1,000000	1,000000	1,000000	

a, ab, b, b, b

Depend.: SIR	Multiple Comparisons p values (2-tailed); SIR (Outlier-ek kihagyva) Independent (grouping) variable: fizikai féleség Kruskal-Wallis test: H (4, N= 128) =21,96919 p =,0002				
	homok R:11,429	homokos vályog R:31,750	vályog R:67,850	agyagos vályog R:67,872	agyag R:76,476
homok		1,000000	0,005332	0,001191	0,000587
homokos vályog	1,000000		0,365506	0,217871	0,091957
vályog	0,005332	0,365506		1,000000	1,000000
agyagos vályog	0,001191	0,217871	1,000000		1,000000
agyag	0,000587	0,091957	1,000000	1,000000	

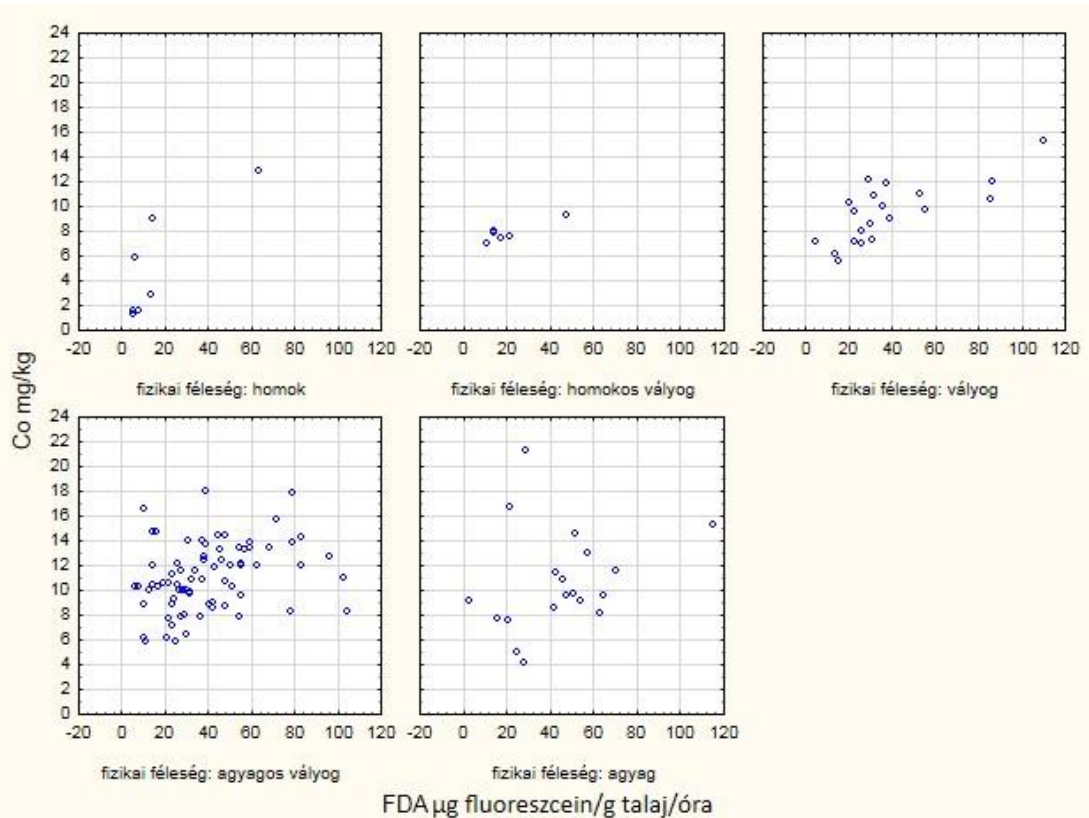
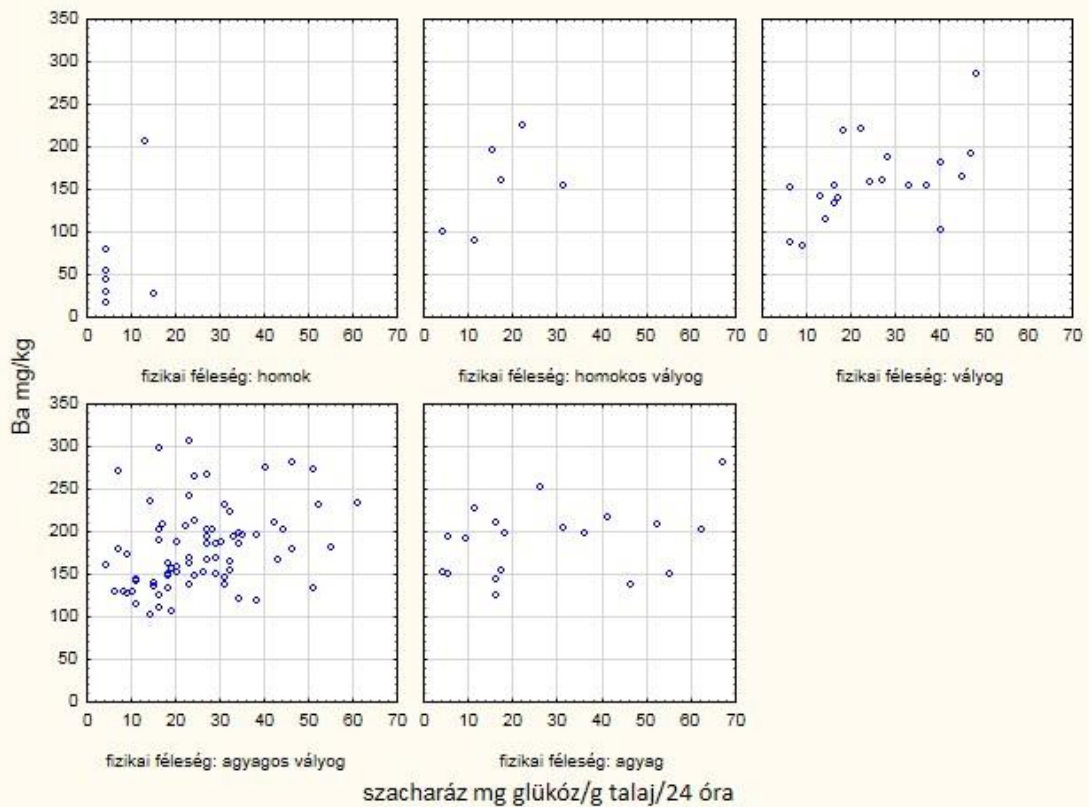
a, ab, b, b, b

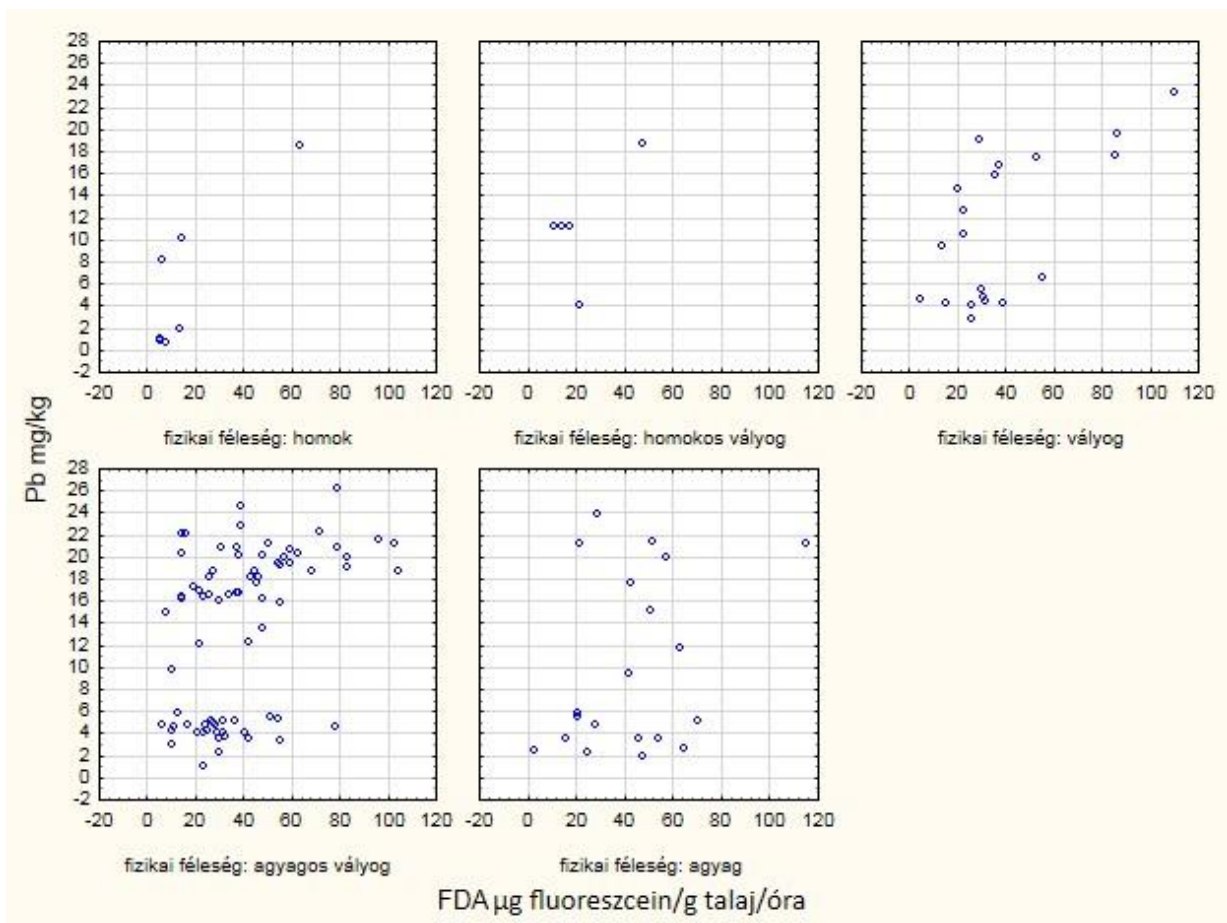
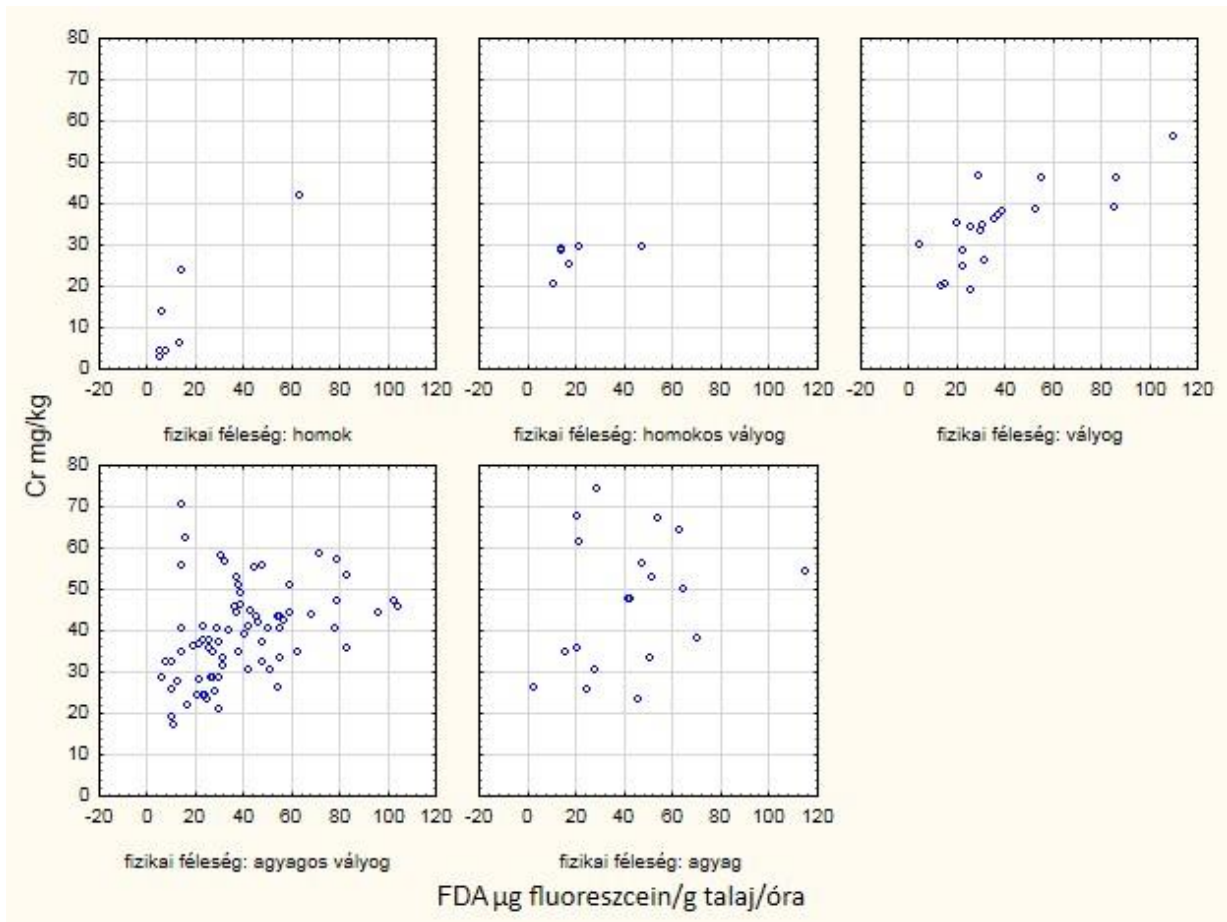
M10 Mann-Whitney teszt eredménye: potenciálisan toxikus elemek a műtrágyázatlan és a műtrágyázott területek közötti összehasonlításban

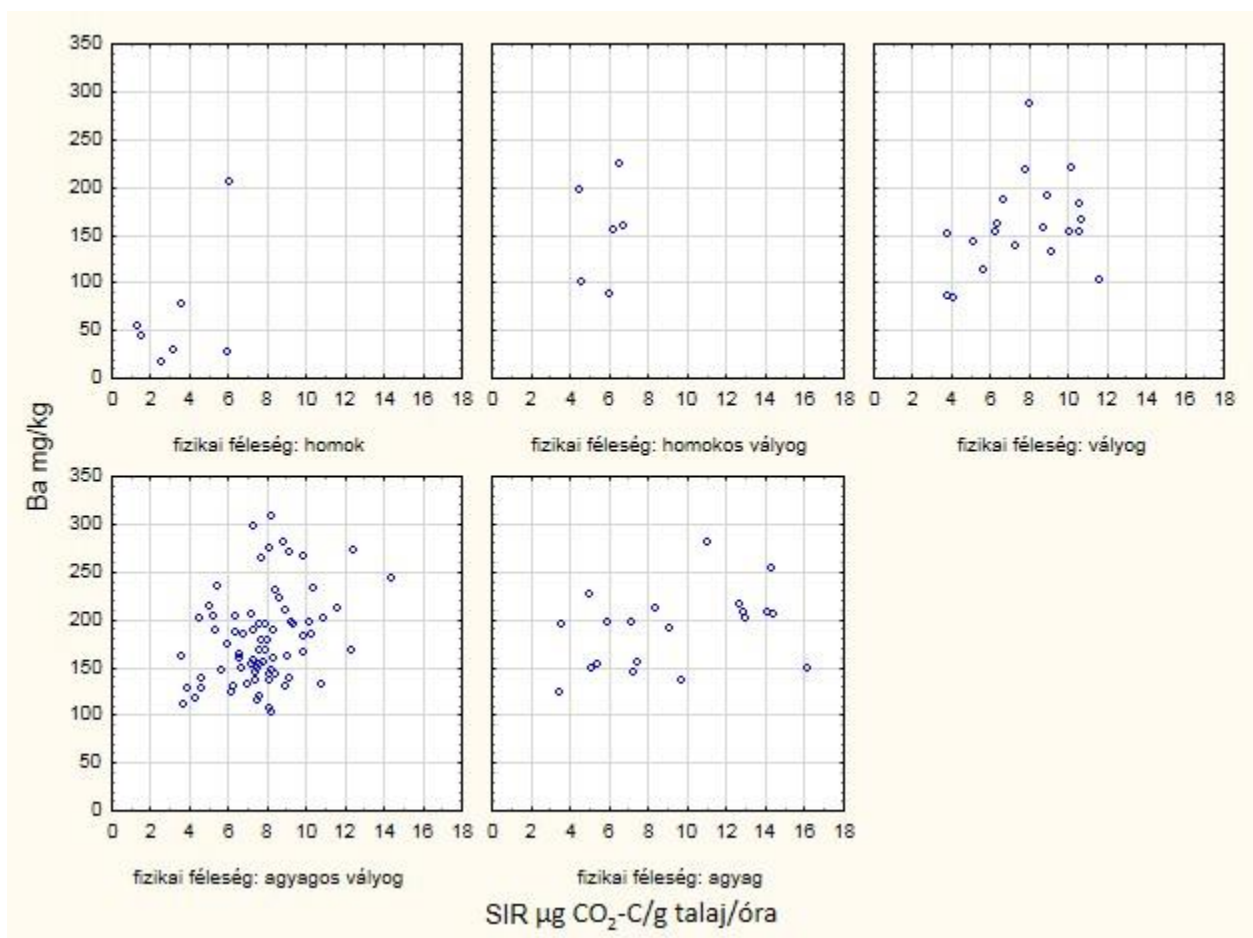
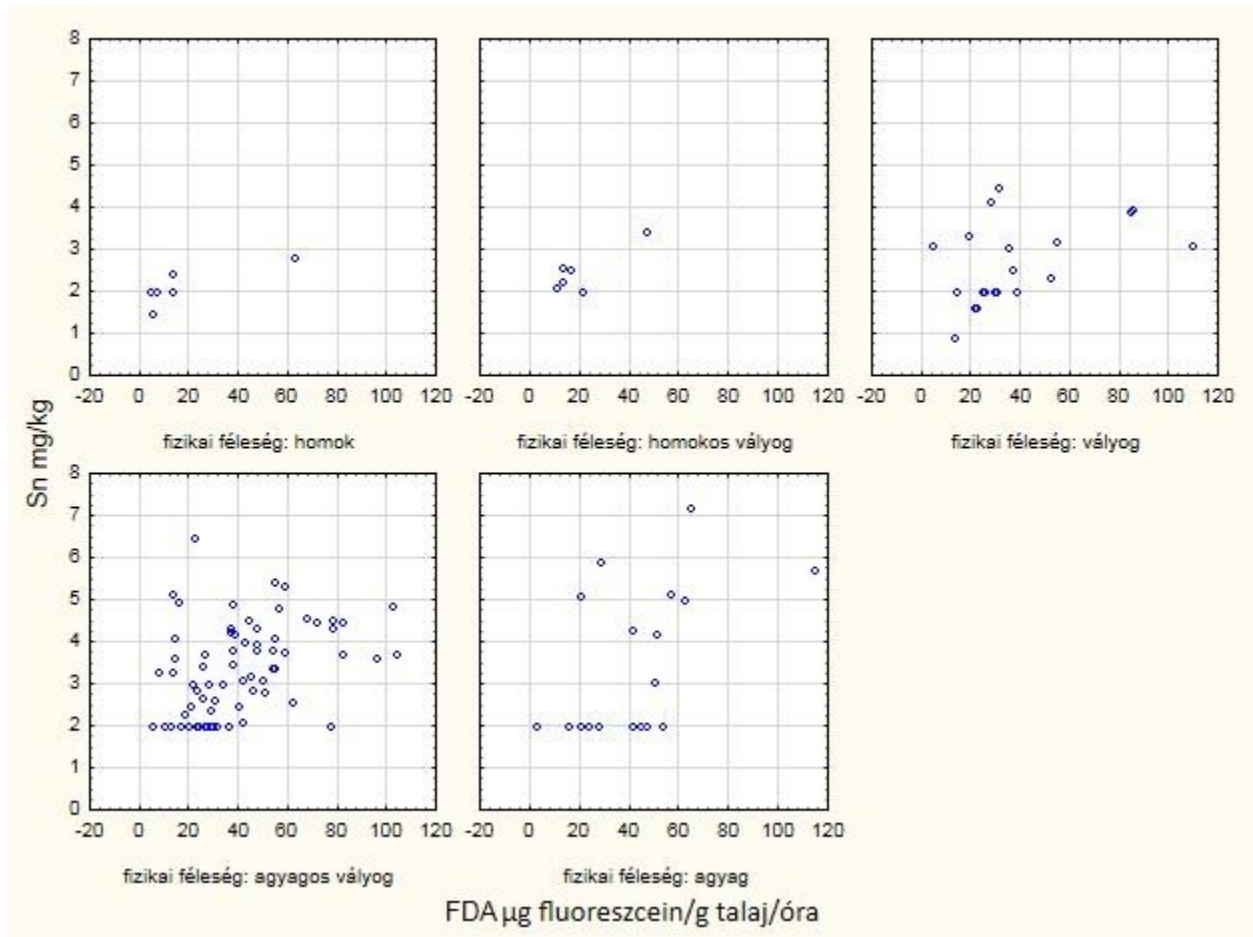
Mann-Whitney U Test (w/ continuity correction) (NPK_1_0) By variable NPK Marked tests are significant at p <,05000										
variab le	Rank Sum Group 1	Rank Sum Group 2	U	Z	p-value	Z adjusted	p-value	Valid N Group 1	Valid N Group 2	2*1sided exact p
As	823,500	7304,500	670,5000	-1,86926	0,061588	-1,86931	0,061581	17	110	0,060689
Ba	884,000	7244,000	748,0000	-1,01353	0,310806	-1,01354	0,310802	16	111	0,313909
Cd	758,000	7627,000	605,0000	-2,41262	0,015839	-2,46044	0,013877	17	112	0,014911
Co	899,500	7356,500	746,5000	-1,37966	0,167692	-1,37971	0,167676	17	111	0,168041
Cr	824,000	7432,000	688,0000	-1,49501	0,134912	-1,49504	0,134905	16	112	0,135899
Cu	816,500	7439,500	663,5000	-1,96242	0,049715	-1,96245	0,049711	17	111	0,048694
Mo	792,500	7335,500	639,5000	-2,08875	0,036731	-2,22226	0,026266	17	110	0,035605
Ni	852,000	7404,000	699,0000	-1,71317	0,086683	-1,71318	0,086680	17	111	0,086750
Pb	733,500	7651,500	580,5000	-2,58321	0,009789	-2,58324	0,009788	17	112	0,008850
Se	1381,000	7004,000	676,0000	1,91826	0,055079	1,96643	0,049249	17	112	0,054564
Sn	790,000	7338,000	637,0000	-2,10645	0,035166	-2,14279	0,032131	17	110	0,034342
Zn	904,000	7481,000	751,0000	-1,39605	0,162701	-1,39655	0,162550	17	112	0,164070

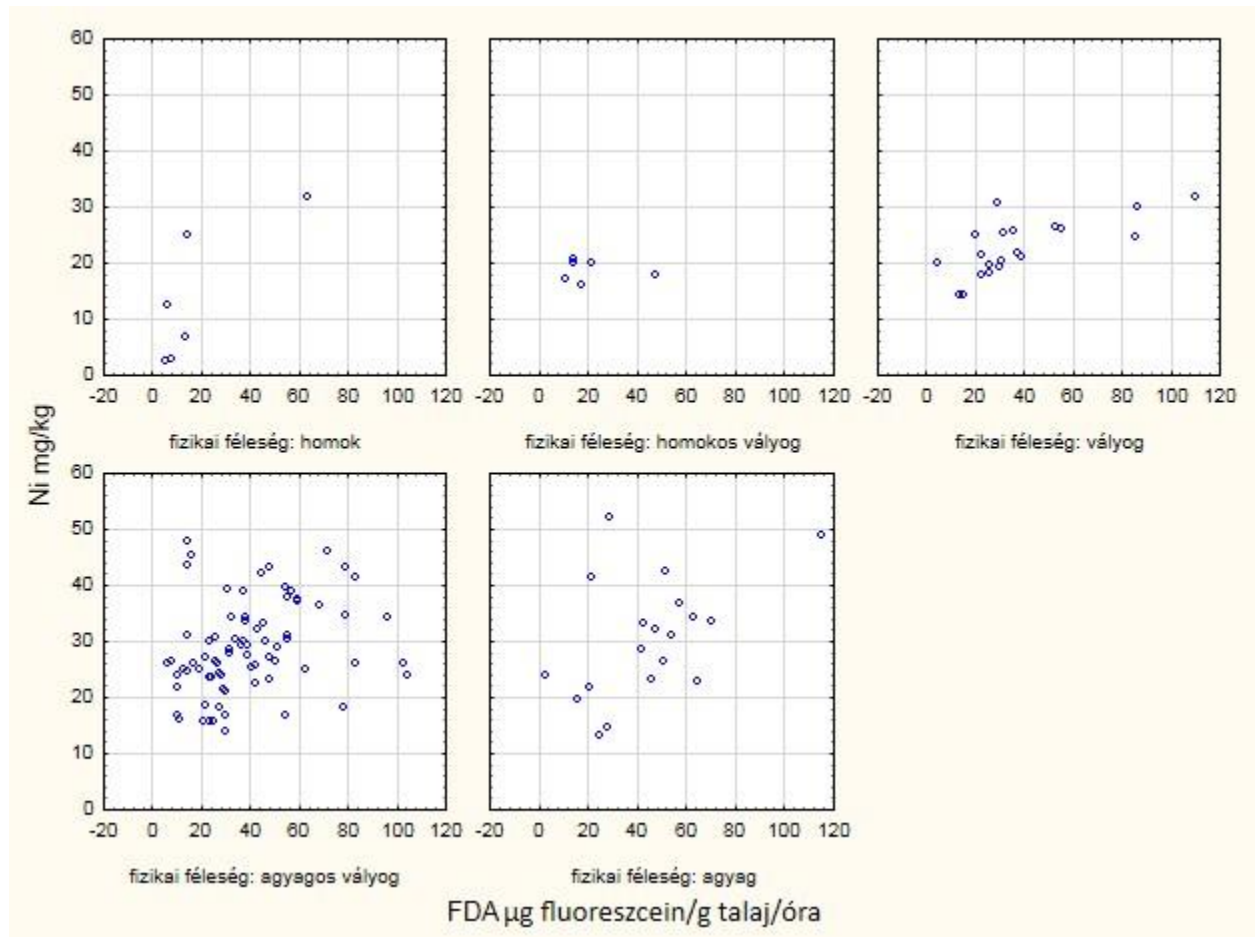
M11 A potenciálisan toxikus elemek koncentrációja és a mikrobiológiai mutatók közti összefüggések, a fizikai féleség szerint kategorizált talajmintákban.

A közepes erősségű korrelációt mutatott változó-párok.









11. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton szeretném kifejezni köszönetemet TAKI-s témavezetőmnek, volt igazgatómnak és osztályvezetőmnek, Anton Attilának, aki elindított az úton, témát és tanácsokat adott, valamint támogatott a kezdetektől, és aki immár több mint két éve nem lehet közöttünk.

Köszönöm belső témavezetőmnek, Heltai Györgynek, hogy kiemelkedő szakmai tudásával, javaslataival segítette munkámat.

Köszönöm konzulensem, Dombos Miklós tanácsait és a statisztikai elemzésekhez nyújtott segítségét. Köszönöm Uzinger Nikolettnek, hogy szívéen viselte disszertációm ügyét és biztatott, valamint számos javaslatát a dolgozathoz.

A mikrobiális mérésekhez nyújtott segítséget köszönöm TAKI-s kollégáimnak, Szili-Kovács Tibornak, Villányi Ilonának és Tóth Gyuláné Arankának. A labormérések elvégzéséért köszönettel tartozom a TAKI-s laboránsoknak, és a Velencei Talajlabor kollégáinak.

Köszönettel tartozom a TDR projekt létrehozásában, tervezésében és végrehajtásában részt vevő valamennyi szakembernek, a mintavételt végrehajtó kollégáknak, a TAKI KIO kollégáinak és a Nébih Talajvédelmi munkatársainak, és köszönöm, hogy az adatokat számomra is hozzáférhetővé tették.

A mintaterületeken gazdálkodóknak köszönöm, hogy adatszolgáltatással segítették a projekt, ezen keresztül az én munkámat is.

Köszönöm munkatársnőm, Draskovits Eszter támogatását, biztatását és hogy folyamatos érdeklődésével fenntartotta figyelmemet.

Végül, de egyáltalán nem utolsósorban köszönöm férjemnek a megértést, támogatást, és édesanyámnak, hogy csodás nagymamaként foglalkozott alig egy éves fiammal a disszertáció elkészülte alatt. Köszönöm Zsombinak, hogy tudtán kívül ő adta a legtöbb motivációt.