

Закарпатський угорський інститут ім. Ференца Ракоці II
Кафедра біології та хімії

Реєстраційний № _____

Кваліфікаційна робота

**ВИВЧЕННЯ ВМІСТУ МІКРОЕЛЕМЕНТІВ У СИСТЕМІ ҐРУНТ-
РОСЛИНИ В ОКОЛИЦІ С. ТИСОБИКЕНЬ (БЕРЕГІВСЬКИЙ РАЙОН)**

ЖЕНДЕЙ КІНГА КАРЛІВНА

Студентка IV-го курсу

Освітня програма 014 Середня освіта (Біологія)

Ступінь вищої освіти: бакалавр

Тема затверджена Вченою радою ЗУІ

Протокол 2/28 вересня 2020 року

Науковий керівник:

Молнар Федір Федорович
спец., викладач

Завідувач кафедру біології та хімії:

Когут Ержебет Імріївна
доктор філософії, доцент

Робота захищена на оцінку _____, «__» _____ 202_ року

Протокол № _____ / 202_

Закарпатський угорський інститут ім. Ференца Ракоці ІІ

Кафедра біології та хімії

Кваліфікаційна робота

**Вивчення вмісту мікроелементів у системі ґрунт-рослини в околиці с.
Тисобикень (Берегівський район)**

Ступінь вищої освіти: бакалавр

Виконав: студентка VI-го курсу

Жендей Кінга Карлівна

Освітня програма 014 Середня освіта (Біологія)

Науковий керівник: **Молнар Федір Федорович**

спец., викладач

Рецензент: **Чома Жужанна Йосипівна**

магістр, викладач кафедри біології та хімії

Берегове
2021

ЗМІСТ

ВСТУП	8
I. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ	9
1.1. Поняття про токсичні важкі метали, їх виникнення в навколишньому середовищі, їх фізіологічний вплив.....	9
1.2. Токсичні важкі метали в ґрунті	11
1.2.1. Природні ресурси.....	13
1.2.2. Антропогенні джерела.....	14
1.2.3. Фактори, що впливають на вміст важких металів у ґрунті	16
1.3. Токсичні важкі метали в рослинах.....	17
1.3.1. Зв'язування важких металів в організмі рослини. Фізіологічні ефекти	17
1.3.2. Фіторе mediaція	19
II. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДОЛОГІЯ	21
2.1. Характеристика досліджуваної області	21
2.2. Характеристика <i>Rosa canina</i> (L.)	23
2.3. Методи випробування ґрунтів	24
2.3.1. Випробування кислотності ґрунту	25
2.3.2. Визначення вмісту гумусу в ґрунті	25
2.3.3. Визначення фізичного різноманіття ґрунтів	27
2.3.4. Визначення потенціальної (скритої) кислотності ґрунтів	28
2.3.5. Визначення вмісту мікроелементів та важких металів у ґрунті, який може засвоюватися рослинами.....	29
2.3.6. Визначення загального вмісту мікроелементів та важких металів у ґрунті	29
2.3.7. Визначення вмісту мікроелементів та важких металів у псевдопротекторах <i>Rosa canina</i> L.	30
2.4. Опис використаних методів.....	30
III. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ОЦІНКА	31
3.1. Кислотність досліджуваних ґрунтів.....	31
3.2. Вміст гумусу у досліджуваних ґрунтах	32
3.3. Фізична різноманітність досліджуваних ґрунтів.....	33
3.4. Потенційна (прихована) кислотність досліджуваних ґрунтів	34
3.5. Результати випробувань на вміст мікроелементів та важких металів.....	35
3.6. Підрахунки та результати	39

ВИСНОВОК.....	46
РЕЗЮМЕ	47
СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ	48
СПИСОК РИСУНКІВ.....	51
СПИСОК ТАБЛИЦЬ	52
ДОДАТКИ.....	53
ПОДЯКИ	
ДЕКЛАРАЦІЯ	

II. Rákóczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola

Biológia és Kémia Tanszék

**A TALAJ-NÖVÉNY RENDSZER MIKROELEM-TARTALMÁNAK
VIZSGÁLATA TISZABÖKÉNY TELEPÜLÉS (BEREGSZÁSZI JÁRÁS)
TERÜLETÉN**

Szakdolgozat

Képzési szint: alapképzés

Készítette: Zsendely Kinga

IV. évfolyamos hallgató

Képzési program: 014 Középfokú oktatás (Biológia)

Témavezető: Molnár Ferenc

SSc, tanár

Recenzens: Csoma Zsuzsanna

MSc, tanár

TARTALOM

BEVEZETÉS	8
I. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	9
1.1. Toxikus nehézfémek fogalma, előfordulása a környezetben, élettani hatásai.....	9
1.2. Toxikus nehézfémek a talajban.....	11
1.2.1. Természetes források.....	13
1.2.2. Antropogén források.....	14
1.2.3. A talaj nehézfém-tartalmát befolyásoló tényezők.....	16
1.3. Toxikus nehézfémek a növényekben	17
1.3.1. Nehézfém megkötés a növényi szervezetben. Élettani hatások.....	17
1.3.2. Fitoremediáció	19
II. ANYAG ÉS MÓDSZER	21
2.1. A vizsgált terület jellemzése	21
2.2. A <i>Rosa canina L.</i> jellemzése.....	23
2.3. Talajvizsgáló módszerek.....	24
2.3.1. A talaj kémhatásának vizsgálata	25
2.3.2. A talaj humusztartalmának meghatározása.....	25
2.3.3. A talaj fizikai féleségének meghatározása.....	27
2.3.4. A talajok potenciális (rejtett) savanyúságának meghatározása.....	28
2.3.5. A talaj növények számára felvehető mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása.....	29
2.3.6. A talaj teljes mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása.....	29
2.3.7. A <i>Rosa canina L.</i> áterméseiben lévő mikroelem-tartalom és nehézfém-tartalom meghatározása.....	30
2.4. A forgalomszámlálás módszereinek ismertetése	30
III. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS	31
3.1. A vizsgált talajok kémhatása	31
3.2. A vizsgált talajok humusztartalma.....	32
3.3. A vizsgált talajok fizikai félesége	33
3.4. A vizsgált talajok potenciális (rejtett) savanyúsága.....	34
3.5. A mikroelem- és nehézfém-tartalmi vizsgálatok eredményei.....	35
3.6. A forgalomszámlálás eredményei.....	39
ÖSSZEFOGLALÁS	46

UKRÁN NYELVŰ ÖSSZEFOGLALÁS	47
FELHASZNÁLT IRODALOM	48
ÁBRÁK JEGYZÉKE	51
TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE	52
MELLÉKLETEK	53
KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	
NYILATKOZAT	

BEVEZETÉS

Földünk egyik legnagyobb globális problémája a környezetszennyezés. Ide tartozik a víz, a légkör és a talaj szennyezése. Napjaink emberei hatalmas mennyiségű szemetet halmoznak fel. Ennek egy része az vízbe, másik nagy része a szabadban vagy a személtlerakókon hever. Ebből adódik a tengerek, óceánok, továbbá a talaj szennyezettsége. A légkör nagymértékű szennyezettsége legfőképp a járműveknek és a gyáraknak köszönhető.

A kémiai környezetterhelés, legfőképpen a potenciálisan toxikus elemek, továbbá a nehézfémek okozta környezetszennyezés meghatározó biológiai, ökológiai és egészségügyi jelentőséggel bír. Ennek az az oka, hogy ezek az elemek biológiailag nem bonthatóak le, felhalmozódhatnak az élő szervezetekben, továbbá biokémiai reakciók eredményeként mérgezési tüneteket okoznak (PAPP ÉS KÜMMEL, 1992).

Kutatásunk során a talajban, mint környezeti elemben, valamint egy mindenki által ismert, előszeretettel alkalmazott gyógynövényben, a vadrózsaiban szeretnénk meghatározni a környezeti nehézfémterhelés mértékét. Azért választottam ezt a témát, mert környékünkön viszonylag sok vadrózsa terem. Nemcsak a szépséget teszi különlegessé, hanem az is, hogy ez egy gyógynövény. Csipkebogyó átermése C-, A-, B-, K-, P- vitaminban, vasban és magnéziumban gazdag. Gyógyteát, gyógybor, szörpöt lekvár, illetve dzsemet készítenek belőle.

Célunknak főként azt tűztük ki, hogy megvizsgáljuk a közlekedésből adódó nehézfémterhelés talajban történő felhalmozódását Tiszabökény település környékén. További céljaink, hogy megvizsgáljuk, hogyan változik a nehézfémtartalom magában az átermésben és a bokrok talajában attól függően, hogy milyen forgalmú útszakaszról gyűjtöttem be azt. Ezen kívül a nehézfémek felhalmozódásának minőségi és mennyiségi vizsgálata a *Rosa canina* áterméseiben, továbbá a talajok valamint a *Rosa canina* áterméseinek nehézfémtartalma közötti összefüggések feltárása is szerepel kitűzött céljaink között.

I. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS

1.1. Toxikus nehézfémek fogalma, előfordulása a környezetben, élettani hatásai

A szakirodalomban gyakran találkozhatunk olyannal, amikor bizonyos elemek csoportjaira (általában fémek és félfémek) nehézfémként hivatkoznak. Ez általában a környezetszennyezés és a toxikológia terén jellemző. A fogalom azonban nem egyértelmű, használata nem következetes (DUFFUS, 2002).

Ennek az oka az lehet, hogy ezeknek a fémek és félfémek vegyületeinek a környezeti, biológiai, illetve toxikológiai hatását veszik csak figyelembe. Ha a fémek élő szervezetekben betöltött szerepét vesszük figyelembe, nem egyenértékű a nehézfém és a toxikus elem fogalma. Ilyen például, amikor a növények számára esszenciális nyomelemek közül a Fe, Mn, Zn, Cu és Mo fémekre nehézfémként hivatkozunk, pedig ezek nem toxikusak, csak egy bizonyos koncentráció felett (FRIEDLAND, 1989).

Már az 1930-as évektől lehetünk tudományos vonatkozású hivatkozást a nehézfémekről, azonban az IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) – vagy más hivatalos szervezet – által ajánlott kémiai nevezéktan nem tartalmazza a „nehézfémek” kifejezést (MCNAUGHT ÉS WILKINSON, 1997).

Az antropogén eredetű, ökoszisztémába kibocsátott, negatív hatást kiváltó anyagokat szennyezőnek nevezzük. Ezek között saját csoportot alkotnak a nehézfémek. A nehézfémek fogalmát a rendszám, a sűrűség, a relatív atomtömeg, a kémiai tulajdonság és a toxikusság alapján próbálták értelmezni. A szakirodalomban a sűrűség és a toxikusság alapján történő értelmezés a leggyakoribb (ATKINS ÉS JONES, 1999).

A sűrűséget figyelembe véve a szakirodalom azokat a fémeket tekinti nehézfémeknek, amelyeknek sűrűsége nagyobb a $3,5\text{--}7\text{ g/cm}^3$ közötti értéknél. A leggyakoribb értelmezés szerint viszont az 5 g/cm^3 -nél nagyobb sűrűségű fémeket nevezik nehézfémeknek. Amik a határértéktől kisebbek, azok a könnyűfémek. A leggyakrabban előforduló, és veszélyességük miatt vizsgált toxikus fémek a következők: Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn (LÁNG, 2002).

Tudományos kutatások igazolják, hogy minden elemre igaz az, hogy a „túl sok” és a „túl kevés” is ugyanolyan rossz. Az egyes fémes elemek toxicitását, az élő rendszerekre való hatását az ionjaik biológiai felvehetősége, komplexképző sajátossága határozza meg. Sposito szerint egy esszenciális vagy toxikus elem csak akkor biológiailag felvehető, ha olyan kémiai formában van, ami a növény számára elérhető, és az elemfelvételt követően az életjelenségeire hatással van (SPOSITO, 1988).

Az Európai Bizottság 2000/532/EK határozatában a következő elemek szerepelnek nehézfémként: arzén, ón, ólom, antimon, kadmium, króm (IV), higany, réz, nikkel, szelén, tallium és tellúr. A magyarországi szakirodalom alapján Láng szerint a legfontosabb nehézfémek a következők: kadmium (Cd), króm (Cr), ólom (Pb), cink (Zn), réz (Cu), nikkel (Ni), higany (Hg), bizmut (Bi), kobalt (Co), szelén (Se), antimon (Sb). A szelén és az arzén nem egy fém és az alumínium is a könnyűfémekhez sorolható, tehát nem sorolhatóak a nehézfémek közé toxikus hatásuk tekintetében (LÁNG, 2002).

Az élőlények nem tudják érzékelni a nehézfémzennyezést, így azok felhalmozódhatnak a táplálékláncban, eljuthatnak az emberi szervezetbe, veszélyeztetve annak egészségi állapotát. A szervezet sem kémiai, sem biológiai úton nem tudja a nehézfémeket semlegesíteni vagy elbontani, csak rendkívül lassan kiválasztással, kiürüléssel távoznak a szervezetből.

A toxicitás viszonylagossága és függése a környezeti feltételektől egyben a határkoncentrációk megállapításának nehézségeit is megmutatja, továbbá a toxicitási határértékek relatív jellegét hangsúlyozza (KÁDÁR, 1995).

Az értekezésben vizsgált toxikus nehézfémek növényi és állati táplálásban játszott szerepét potenciális toxicitásuk, illetve hasznosságuk alapján a 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat

A vizsgált nehézfémek áttekintése potenciális toxicitás, illetve élettani hasznosságuk alapján (ADRIANO, 1986)

Elem jele	Szükséges		Potenciálisan toxikus		Általános észrevételek
	Növény	Állat	Növény	Állat	
As	-	+	+	+	Rákkeltő lehet
Cd	-	-	+	+	Rákkeltő, élemben dúsul
Cr	-	+	+		Rákkeltő, Cr (VI) erős mérég
Cu	+	+	+		Nem mozgékony
Hg	-	-	+		Élelemláncban dúsul, erős mérég
Pb	-	-	+	+	Felhalmozódva mérgező
Zn	+	+			Inkább hiánya gyakori az élelemben

1.2. Toxikus nehézfémek a talajban

A földfelszíntől a mállásfolyamatok által még nem érintett közetréteg felső határáig terjedő rész a talajzóna. Ez a természeti környezet fizikai, kémiai és biológiai folyamatai számára alapvető fontosságú. A litoszféra, a hidroszféra és az atmoszféra érintkezési felületénél heterogén rendszert alkotó régió intenzív anyag és energiacsere színhelye. A talaj és a talajt képező rétegek egyidejűleg a mikroorganizmusok, a növények és állatok életteréül is szolgálnak. A benne lejátszódó természetes folyamatok és az antropogén hatások miatt a talajzóna állandó átalakulásnak van kitéve (PAPP ÉS KÜMMEL, 1992).

A talaj ökológiai funkciói közé tartozik a biomassza termelése, a szűrő, kiegyenlítő, átalakító, és raktározó szerep, az ökológiai élettér továbbá a genetikai tartalék képzése. A talaj legfontosabb tulajdonsága a termékenység, a növények tápanyagokkal és vízzel való ellátása. A talaj egy rendkívül sérülékeny ökológiai rendszer. A nehézfémekkel már jelentősen szennyezett talajok alapvető környezeti problémát jelentenek, mivel igen sok elem a feltalajban maradvá évszázadokon, talán évezredekken keresztül is megőrizheti potenciális mérgező hatását. A talajok és a ráható környezeti tényezők között dinamikus egyensúly áll fenn, a kedvezőtlen környezeti hatások megváltoztatják a fémeknek a talajból való növények általi felvehetőségét, így a fémek potenciális mérgező hatása megnyilvánulhat (VÁRALLYAY, 1990).

A talaj nehézfém-tartalmának növekedése kétféle hatás miatt következhet be: természetes és antropogén. A természetes úton történő nehézfém dúsulást valószínűleg a talajképző kőzetek és ásványok nehézfém-tartalma okozza. Antropogén nehézfém-szennyeződés okai között legfőképp a szennyvizek, a szennyvíziszapok, az öntözővíz, a termelési (elsősorban energiatermelés, fémfeldolgozó ipar, ércbányászat) emissziók, a légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés, a mezőgazdasági vegyszerek (műtrágyák, növényvédő szerek, stb.) felhasználása, valamint a közlekedési kibocsátások és a fokozódó urbanizáció említhető (SZABÓ, 1998).

A természetes és az antropogén forrásokból származó nehézfém-emissziók egymáshoz viszonyított arányát a 2. táblázat mutatja be.

2. táblázat:**Globális nehézfém-emisszió, tonna/év (SZABÓ, 2000)**

Elem jele	Természetes	Antropogén	Antropogén/Természetes
As	28	780	28
Cd	2,9	55	19
Cr	580	940	1,6
Co	70	44	0,6
Cu	190	2600	14
Pb	59	20000	340
Mn	6100	3200	0,5
Hg	0,4	110	275
Mo	11	510	46
Ni	280	980	2,5
Se	4,1	140	34
Sn	52	430	8,3
V	50	2100	3,2
Zn	360	8400	23

Ebből a táblázatból látható, hogy az antropogén kibocsátás többszöröse a természetes eredetű szennyezéseknek. Az ólom és higany esetén az antropogén emisszió különösen meghatározó, továbbá az antropogén kibocsátás az arzén, a kadmium, a molibdén, a szelén és cink esetén is egy nagyságrenddel meghaladja a természetes emissziót.

A talajba jutó nehézfémek forrásai az alábbiak szerint csoportosíthatóak:

- talajképző kőzetek és ásványok nehézfém-tartalma
- műtrágyákkal és meszezőanyagokkal, peszticidekkel, szerves-trágyákkal, szennyvizekkel, szennyvíziszapokkal a talajba juttatott nehézfémek;
- ipari és bányászati tevékenység, fosszilis energiahordozók égéstermékei, hulladékdepóniák, szélrózsió által szállított talajrészecskék, vulkáni hamu, kísérleti atomrobbantások, pollenek, meteorok fémtartalma, a közlekedés nehézfém-szennyezése;
- vízerózióval szállított talajrészecskék fémtartalma, öntözővízzel kijuttatott fémek, fémvegyületek (LISK, 1972).

1.2.1. Természetes források

A talajok természetes állapotukban is tartalmazznak nehézfémeket, amelyek az alapkőzet mállása során kerülnek a talajba. Ezt nevezzük geokémiai szennyeződésnek. A talajban megfigyelhető fémtartalom döntően attól függ, hogy milyen alapkőzeten játszódott le a talajképződés.

A 3. táblázat szerint az ultrabázikus kőzetek Cr-,Co- és Ni-tartalma kimagasló, a bázikus kőzeteknek pedig magas a Cu-, V-, Zn-tartalma. A gránitban és az agyagpalában jelentős Pb tartalom mérhető.

3. táblázat

A fontosabb kőzettípusok átlagos nehézfém-tartalma, mg/kg (ALLOWAY, 1995)

Elem jele	Kéreg	Vulkanikus kőzetek			Üledékes kőzetek		
		ultrabázikus	bázikus	gránit	mészkö	homokkő	agyagpala
As	1,5	1	1,5	1,5	1,0	1	13 (1-900)
Cd	0,1	0,12	0,13	0,09	0,028	0,05	0,22 (<240)
Co	20,0	110,0	35	1	0,1	0,3	19
Cr	100,0	2980,0	200	4	11	35	90 (<550)
Cu	50	42,0	90	13	5,5	30	39 (<300)
Hg	0,05	0,004	0,01	0,08	0,16	0,29	0,18
Mn	950	1040,0	1500	400	620	460	850
Mo	1,5	0,3	1	2	0,16	0,2	2,6 (<300)
Ni	80	2000,0	150	0,5	7	9	68 (<300)
Pb	14	14	3	24	5,7	10	23 (<400)
Se	0,05	0,13	0,05	0,05	0,03	0,01	0,5 (<675)
Sn	2,2	0,5	1,5	3,5	0,5	0,5	6
V	160	40	250	72	45	20	130 (<2000)
Zn	75	58	100	52	20	30	120<1000)

A vizsgált nehézfémek legfontosabb ásványai és ásványércei az alábbiak:

- Arzén: auripigment (As_2S_3), arzenopirit ($FeAsS$), arzenit (As_2O_3)
- Cink: szfalerit (ZnS), cinkit (ZnO), smithsonit ($ZnCO_3$), willemmit (Zn_2SiO_4)

- Hígany: cinnabarit (HgS)
- Kadmium: greenockit (CdS).
- Króm: kromit ($\text{FeO} \cdot \text{Cr}_2\text{O}_3$), krokoit (PbCrO_4)
- Réz: kalkozit (Cu_2S), kuprit (Cu_2O), malachit [$\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$], kalkopirit (CuFeS_2), azazurit [$2 \text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$]
- Ólom: galenit (PbS), cerusszit (PbCO_3), anglezit (PbSO_4)

A szennyezetlen mezőgazdasági talajokban előforduló nehézfémkoncentrációkat a 4. táblázat mutatja be.

4. táblázat

A vizsgált nehézfémek száraz tömegre vonatkozó koncentrációi szennyezetlen mezőgazdasági talajokban, mg/kg (SIMON, 1999a)

Elemek	Általános érték	Tartomány
As	1-20	0,1-50
Cd	0,2-1	0,01-2,4
Cr	70-100	5-1500
Cu	20-30	2-250
Hg	0,03-0,06	0,01-0,3
Pb	10-30 vidéken 30-100 városban	2-300
Zn	50	10-300

Egyes talaj típusokban a természetes nehézfém-tartalom nagyon magas is lehet, de gyakoribb, hogy a termőtalajok természetes nehézfém-tartalma emberi tevékenység (antropogén hatás) következtében emelkedik meg (SIMON, 1999a).

1.2.2. Antropogén források

A mezőgazdasági termelések során a szennyvíziszapok kihelyezésével, foszfor- és nitrogén-műtrágyák, meszező anyagok, peszticidek, szerves- és hígtrágyák használatával és szennyezett öntözővízzel kerülhetnek nehézfémek a termőtalajokba.

A mezőgazdasági termelés során felhasznált anyagok nehézfém-tartalmát az 5. táblázat foglalja össze. A táblázat szerint a talajterhelés szempontjából a szennyvíziszapok Cd-, Ni-, Cr-,

Cu-, Pb-, Zn-tartalma, a műtrágyák Cd-, Cr-, Mo-, Pb-, V-, Zn-tartalma, a szerves trágyák Cu-, As-, Zn-tartalma, a peszticidek: Cu-, As-, Hg-, Pb-, Mn-, Zn-tartalma tekinthető jelentősnek.

5. táblázat

A talajok nehézfémzennyeződésének mezőgazdasági forrásai (ALLOWAY, 1995)

Elem jele	Szennyvíz- iszap*	Foszfor- műtrágya	Nitrogén- műtrágya	Istálló- trágya	Meszező- anyag	Szemét komposzt	Peszticid
	mg/kg*						%*
Ag	<960	-	-	-	-	-	-
As	3-30	2-1200	2,2-120	3-25	0,1-25	2-52	22-60
Cd	<1-3410	0,1-170	0,05-8,5	0,1-0,8	0,04-0,1	0,01-100	-
Co	1-260	1-12	5,4-12	0,3-24	0,4-3	-	-
Cr	8-40600	66-245	3,2-19	1,1-55	10-15	1,8-410	-
Cu	50-8000	1-300	-	2-172	2-125	13-3580	12-50
Hg	0,1-55	0,01-1,2	0,3-2,9	0,01- 0,36	0,05	0,09-21	-
Mn	60-3900	40-2000	-	30-969	40-1200	-	-
Mo	1-40	0,1-60	1-7	0,05-3	0,1-15	-	-
Ni	6-5300	7-38	7-34	2,1-30	10-20	0,9-279	-
Pb	29-3600	7-225	2-27	1,1-27	20-1250	1,3-2240	60
Sb	3-44	<100	-	-	-	-	-
Se	1-10	0,5-25	-	2,4	0,08-0,1	-	-
V	20-400	2-1600	-	-	20	-	-
Zn	91-49000	50-1450	1-42	15-566	10-450	82-5894	1,3-25

* száraz tömegre vonatkozóan

Mindezek mellett a talajok szennyezettségéhez ugyanúgy hozzájárulnak az ipari létesítmények (bányák (meddőhányók), fémfeldolgozó üzemek, kohók), a fosszilis energiahordozókkal működő erőművek, az elektronikai ipar, a vegyipar és a közlekedés is.

A közlekedés okozta nehézfémzennyezés problematikájára az 1960-as években világszerte felfigyeltek, a közlekedési utak környezeti elemekben (talaj, növényzet, állatok, vizek, levegő) végbemenő nehézfém dúsulás okán. A közlekedés által kibocsátott nehézfémek

közül az ólom, a kadmium, a cink és a réz emissziója volt a legjelentősebb. Az ólom főként a benzintől, a cink és a réz pedig a fékbetétek és súrlódó felületek kopásából, de a kadmium a gumiköpenyek porlásából eredhet. A nehézfém-vegyületek a kipufogógázból aeroszol, por és szemcsék alakjában kerülnek a levegőbe, majd ezután kiülepedés, kicsapódás, lemosódás útján jutnak az utak környezetébe. A légkörbe került nehézfém-tartalmú por és korom szemcsék napokig, sőt hetekig is a levegőben maradhatnak lebegő állapotban és akár több kilométerre is eljuthatnak az emisszió helyétől (KÁDÁR, 1993b).

1.2.3.A talaj nehézfém-tartalmát befolyásoló tényezők

A talaj egy háromfázisú diszperz rendszer, amiben a szilárd fázis szervetlen (ásványi) és szerves anyagokból, a talajoldat oldott sókból, oldott szerves anyagokból és gázokból, a talajlevegő pedig vízgőzből és különböző gázokból (CO_2 , O_2 , N_2) áll (FILEP, 1988).

A talaj nehézfém-tartalmát, a nehézfémek mobilitását és kimosódását a nehézfémek tulajdonságai, továbbá a talajban lejátszódó fizikai-kémiai-biológiai folyamatok egyaránt befolyásolhatják. A legfontosabb tényezők a következők:

- a nehézfémek kémiai tulajdonságai, ionformája, oxidációs foka;
- a talaj kémhatása;
- a talaj szerves és szervetlen anyag (agyag és oxid) tartalma, és azok minősége;
- a talaj típusa, szemcseösszetétele;
- a talaj kationcsere kapacitása;
- a talaj redoxi viszonyai;
- a nehézfémek szinergizmusa, antagonizmusa (KÁDÁR és NÉMETH, 2003).

FILEP (1988) szerint a nehézfém-ionok különböző és változatos kötésformákat hozhatnak létre a talaj folyékony és szilárd fázisában, melynek eredményeképpen eltérő mozgékonyaságú formákban vannak jelen a talajban:

1. Folyékony fázisban:

- szabad hidratált fémion ($[\text{Cd}_{(\text{aq})}]^{2+}$, $[\text{Cu}_{(\text{aq})}]^{2+}$, $[\text{Pb}_{(\text{aq})}]^{2+}$),
- ionpárok és szervetlen komplexek (CdCl^+ , CdCl_2 , PbCl^+ stb.),
- szerves komplexek (humín- és fulvosav komplex).

2. Szilárd fázisban:

- szervetlen kolloidokon kicserélhető és nem kicserélhető formában kötött fémionok,

- szerves kolloidokhoz kötött fémionok (kicserélhető formák és fém-huminsav komplexek),
- csapadékok (PbCO₃, CdCO₃, CdS stb.).

1.3. Toxikus nehézfémek a növényekben

1.3.1. Nehézfém megkötés a növényi szervezetben. Élettani hatások

Mind az emberek, mind az állatok fogyasztanak növényi eredetű táplálékot. Ezek különböző talajokból és agrotechnikával termesztett növények is lehetnek. Viszont ezek a növények kémiai elem tartalmukat tekintve hiányos lehet a fogyasztók számára, és hosszabb távon akár kóros megbetegedéseket is okozhatnak. (pl. jódiány esetén golyvás megbetegedés is kialakulhat). De emellett meg kell említenünk azt is, hogy a növényi tápanyagok egyes elemei az emberekre és az állatokra is toxikusan hathat koncentrációja miatt. Mivel az állatok és a növények elemigénye nem azonos, nincs meg a tökéletes „összhang” a kettő között. Tehát egy egészséges növény nem biztos, hogy ki tudja elégíteni az állat tápelemigényét.

A foszfor hiánya általában a gyenge csontozatban nyilvánul meg. Megfigyelték, hogy azok a szarvasmarhák, akik foszforhiányos réteken legelnek, gyengébb csontozatuk van, mint egészséges társaiknak. A zabszalma például minden körülmény között foszforhiányos a teheneknek, viszont maga a zab már nem. Az embereknél ritkán alakul ki foszforhiány, hiszen a hús, a különböző magvak, a liszt mind foszforban gazdagok.

A kalcium a növényeknél és az állatoknál is egyaránt fontos, és viszonylag nagy mennyiségben szükséges is. A növények ritkán szenvednek kalcium hiányban, hiszen a talajból pótolni tudják szükségleteiket. A talajok meszezése növeli valamennyi termesztett növény kalcium tartalmát.

A magnéziumot nem ugyanolyan mennyiségben akumulálják a különböző növényfajok egyedei. A hüvelyesek például magnéziumban gazdagok, míg a burgonya vagy a gabonafélék talajtól függetlenül magnéziumszegények. A juhoknál és a szarvasmarháknál a magnézium az „ellenszere” a kergeségnek.

A kobalt is egy fontos elem. A talajból általában a kilúgzás távolítja el. Azok a juhok, amiket nem etetnek hüvelyessel, kobalttal kell helyettesíteni, hogy elegendő B₁₂ vitaminhoz jussanak.

A rész talajban a szerves anyagokkal komplexet képez, viszont ilyen formában a növényeknek felvehetetlen. Ezért szükséges réztrágyázni azokat a legelőket, ahol kérődzők legelnek. Ez azért szükséges, mert ezek az állatok nagyon érzékenyek a rézhiányra.

A jódban a növények számára nem esszenciális. Az emberi golyva, továbbá a talajok és növények jódszintje között szoros az összefüggés. A talajok jódrágyázása viszont felesleges, hiszen van más természetes mód, hogy ezt pótoljuk.

A vas hiánya a növényeknél, az állatoknál és az embereknél is súlyos következményekkel járhat. Mindezek ellenére, nem letek még összefüggést az emberi vashiány és a talaj- vagy növény vashiánya között.

A molibdénre is ugyanolyan szüksége van a növényeknek és az állatoknak, mint a fent említett elemekre, még ha mennyisége nagyon csekély is. Nagyon fontos a mennyisége. Ha a takarmány 10-20 mg/ kg molibdént tartalmaz, súlyos molibdenózist idézhet elő. A réti növények ezt az elemet széles körben képesek tolerálni, viszont az állatok nem. Ha a növény tenyészközegében folyamatos a molibdén jelenléte, egy idő után akkumulálni kezdi azt. Ezek hátterébe általában geológiai tényező áll (pl. gránitok, palák, finomszemcsésű homokkövek). Az ilyen talajok általában nedvesek, szerves anyagokban gazdag.

A szelén kis mennyiségben szükséges az állandó testhőmérsékletű állatoknak. Hiánya a szarvasmarháknak rendkívül súlyos problémát jelent. Viszont vigyázni kell vele nagyon. A növények a légkörből is képesek toxikus mennyiségű szelént megkötni, ami miatt az 1934-es években tömeges szarvasmarha pusztulások is történtek.

A cink hiányterületnek számít az állatok és a növények körében is. Ha a talaj ebben a hiányban szenved, cinktrágyázást javasolnak a bajok elkerülése érdekében.

Az arzén, az ólom, a higany és a kadmium hatalmas környezetszennyezést jelentenek. A rovarvédők használata miatt az arzén felhalmozódik a talajban. Ez elsősorban a növényeket károsítja. A természetes talajok nem tartalmazzak kadmiumból veszélyes koncentrációt, csak akkor lesz veszélyes, ha ipari szennyvizet bocsátanak a talajra. A levegőt az autók kipufogógázai és más ipari források ólommal szennyezik. A levegő után a talajok ólomdúsulása következik. A talajban a növények számára felvehetetlen állapotban van, de néhány esetben mégis sikerül bejutnia a hajszálgökökerekén keresztül, akkor is a gyökérrendszerben marad. Ha már a föld fölötti részekhez is eljut a növényben, nagyon nagy ólomszennyezés van az adott területen. A higany szennyeződés is ipari szennyvíz miatt keletkezhet. A növények ezt a nehézfémeket sem tudják egykönnyen felvenni (SZABÓ, 1992).

1.3.2. Fitoremediáció

A fitoremediáció lényege, hogy a természetben előforduló vagy génebeszeti úton előállított növények segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket. Tehát a talaj fitoremediációja néhány növényfaj azon különleges tulajdonságán alapszik, hogy a tápanyagokkal együtt felszív egyes talajszennyezőket, és anyagcseréjének megzavarása nélkül felhalmozza őket bizonyos szöveteiben, főként gyökereiben, szárában (törzsében) és kisebb mértékben a leveleiben. E közé az elemek közé soroljuk a talajt, a talajvizet, a felszíni vizet, az ipari szennyvizet, és a levegőt a szerves és szervetlen szerves kémiai szennyező anyagoktól.

A szó a görög fito = növény szóból ered. A remediáció pedig a szennyezett terület helyrehozatalát, "meggyógyítását" jelenti. A latin remedium = orvoslás, gyógyszer, orvosság szóból ered. Ezt a szakkifejezést használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, melynek a kockázata már elfogadható (SIMON, 2004).

1982-ben javasolták legelőször a fitoremediációt talajtisztításra, abból kiindulva, hogy egyes növények megélnék és fejlődnek is a szennyezett talajokon. Az első megfigyelések azonban csak a kis növésű, lágyszárú fajokat érintette, melyekkel 20 évig is eltarthatna a kellő eredményű talajremediálás. Emiatt erőteljes gyökérzetű és szárú, továbbá nagyobb termetű és gyors növésű fajokat kellett keresni. Ezek fejlődését pedig a növény ökofiziológiai, talajerőfokozó, mobilizáló stb. adalékokkal támogatni. Az alábbi technika alkalmazásával a növények száraz anyagra számítva közel 2% tömegnyi szennyező anyagot képesek felhalmozni, üvegházi körülmények között akár 4%-ot is (PEREI et al., 2012).

A fitoremediáció előnyei közé tartozik, hogy környezetkímélő technológia, tehát jóval olcsóbb, mint a hagyományos fizikai vagy fizikai-kémiai talajtisztítási eljárások. A fitoremediáció során kevesebb másodlagos szennyeződés keletkezik, a talaj fizikai szerkezete nem károsodik, a biológiai aktivitása nem szűnik meg, és a termékenysége a legtöbb esetben megmarad. Az eljárás nagy felületen is in situ alkalmazható. A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából égetés után a koncentrált nehézfémek visszanyerhetőek. A fitoremediáció várhatóan 4-7-szer olcsóbb lesz, mint a szennyezett talaj kitermelése vagy a fizikai és kémiai módszerekkel történő remediációja. A fitoremediációnak hátrányai is vannak. Ide tartozik, hogy időigényes folyamat, a növények nem vesznek fel, vagy nem bontanak le minden szennyezőanyag-féleséget, és a fitoremediáció során a növényeket gondozni kell. Gondolunk itt tápanyagokra és locsolásra. Az eljárás elsődlegesen az olyan mérsékelten szennyezett talajok tisztítására alkalmas, ahol nem kell az összes szennyező anyagot eltávolítani,

hiszen elegendő azok mennyiségét a határérték alá csökkenteni. Egy gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiáról van szó. A fitoremediációt vizsgáló kutatások a kilencvenes években gyorsultak fel a leginkább. A fitoremediáción belül újabb fogalmak, illetve eljárások alakultak ki az elmúlt időszakban, amelyek közül a fitoextrakció, fitofiltráció, fitovolatizáció, fitostabilizáció és a fitodegradáció a legígéretesebb.

A fitoextrakció, fitofiltráció, fitovolatizáció a szennyező anyagok felvételén, továbbá áthelyeződésén alapul. A fitostabilizáció során a szennyező anyagok immobilizálódnak, míg a fitodegradáció során a szennyező anyagok lebomlanak, vagyis átalakulnak (SIMON, 2004).

II. ANYAG ÉS MÓDSZER

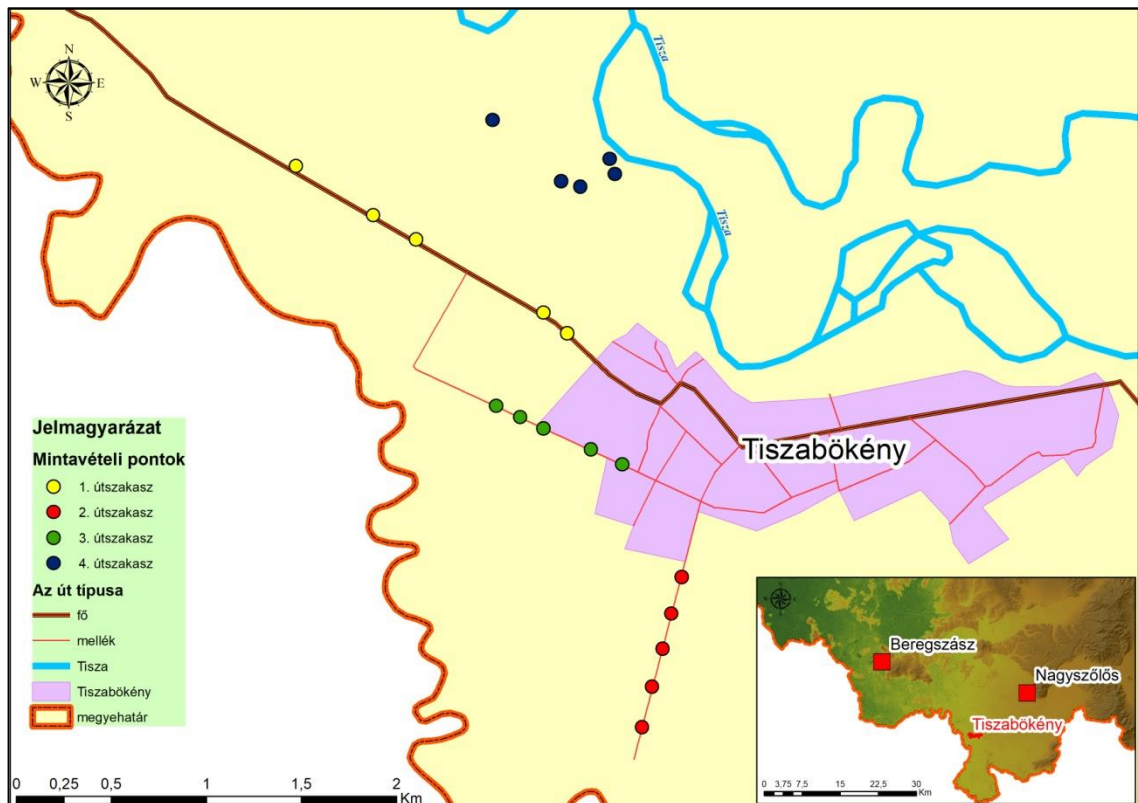
2.1. A vizsgált terület jellemzése

A vizsgált terület Nagyszőlőstől 20 km-re délnyugatra, Beregszásztól pedig 25 km-re délkeletre a Tisza bal partján fekszik. Tiszabökény egy magyar község az ukrán-magyar államhatár mentén a Tisza jobb partján. A falun halad keresztül a Királyháza - Tiszaújlak között Nagyszőlős illetve Beregszász irányába. Határában ível át a Tisza-híd Tiszabecs felé. Tiszaújlak irányából a többi tiszaháti faluhoz hasonlóan közúton közelíthető meg.

1971-ben Tiszafarkasfalvával egyesítették, korábban Tiszapéterfalvához tartozott. Tiszabökény jelenleg még négy faluval egyetemben (Forgolány, Tivadar, Tiszafarkasfalva, Péterfalva) a Péterfalvai Polgármesteri Hivatal közigazgatása alá tartozik.

A 2001-es népszámlálási adatok szerint Tiszabökény lakosságának száma 2216 ember, ebből 2144 a magyar nemzetiségű. A lakosság többsége református és görög katolikus, de ezek mellett ortodox és római katolikus vallásúak is vannak (MOLNÁR-MOLNÁR, 2005).

A mintavételi pontokat a faluban, továbbá a falu határától nem messze a Tisza partjának környékén jelöltük ki. Ezeket láthatjuk az 1. ábrán.



1. ábra. A mintavételi terület Tiszabökény településen és környékén (saját szerkesztés)

Igyekeztünk olyan útszakaszokat választani, ahol eltérő a forgalom. Ezért esett a választásunk a legforgalmasabb útként a főútra. Ez annak az útszakasznak a része, ami összeköti Tiszabökényt és Tiszaújlakot (2. ábra).



2. ábra. Az 1. számú útvonal környéke *(saját felvétel)*

A második (3a. ábra) és a harmadik (3b. ábra) útszakasz nagyon hasonló. Mind a kettő a faluban található olyan helyen, ahol már csak mezők vannak, viszont a harmadik útszakasz forgalmasabb, mint a második.



a

b

3. ábra. A 2. számú (*a*) és a 3. számú (*b*) útvonal környéke *(saját felvétel)*

Az utolsó mintavételi terület a Tisza partján lévő fás rész lett (4. ábra). Mivel a Tiszát 2000 óta több hullámban is nehézfém szennyezés érte, ezért feltételezzük, hogy ezek az eredményeken is meglátszanak majd.



4. ábra. A 4. számú útvonal (a Tisza partja) látképe (saját felvétel)

2.2. A *Rosa canina* L. jellemzése

A vadrózsa (*Rosa canina* L.), más néven gyepű- vagy csipkerózsa a zárvatermők (*Magnoliophyta*) törzsébe, a rózsavirágúak (*Rosales*) rendjébe, és a rózsafélék (*Rosaceae*) családjába tartozó faj. Maga a latin név fordítása szó szerint „kutyarózsát” jelent, amelyet több európai nyelv használ köznyelvi megnevezésére. Ennek eredete, hogy a rómaiak veszett kutya harapásának kezelésére javasolták ezt a növényt (HOWARD, 1987).

Ez egy őshonos gyógy- és fűszernövény. Népies elnevezései: gyepű-, parlagi-, vagy vadrózsa, túskefa. Erdőszéleken, cserjésekben vagy bokros helyeken, mezőn gyakran találkozhatunk vele (VERMEULEN, 2005).

Morfológiájáról elmondható, hogy 1-3 m magas, ívesen meghajló, lombhullató, tüskés cserje. Leveleik rendszerint 5-7 páratlanul szárnyas, összetett levelei hosszúkás tojás alakúak, szélükön fűrészesek, mindkét oldalukon simák, ritkább esetben gyéren szőrösek. A levél jellegzetessége a levélnyelhez hozzánőtt keskeny, sallangos pálha.

Sátorozó, fürtökben nyíló virágai világos rózsaszínűek vagy fehérek, elvirágzás után visszahajlanak. Gyenge illatúak, 5-6 cm átmérőjűek és az oldalhajtásokon fejlődnek. A virágok kocsányának hossza 0,5-2 cm, sem a kocsány, sem a vacok nem szőrös, és nem mirigyes. A csészelevelek élükön mirigyesek, pillásak, elvirágzás után szétállók, termésérés előtt lehullók. Szíromlevelei kicsípelt csúcsúak, visszás tojásdadok, kinyíláskor a legmélyebb árnyalatúak és folyamatosan halványodnak. Sok porzója a portokok felnyílása előtt sárga, kinyílván megsötétednek, megbarnulnak. Alsó állású magháza a serleg alakú vacokba süllyedt, melyből a porzók közepén csak a bibék látszanak ki.

Áltermése csipkebogyó, ami, tojás vagy gömbölyű alakú, sima felszínű. Belsejében csontszínű, kemény, sarkos aszmagok fejlődnek, az aszmagokat szűrös szőrök borítják. A csipkebogyó éretten 1,5-3 cm hosszú, élénk skarlátpiros, csészelevelek nincsenek rajta. A bogas virágzat elsőrendű virágaiból nagyobb áltermések fejlődnek. Késő ősszel érik (BARTHA, 1999).

Gyógyteát, gyógybor, szörpöt lekvár, illetve dzsemet készítenek belőle. Vadon élő és termesztett gyógynövény, amit a világ minden táján úgy ismernek, hogy az egyik legjobb C-vitamin forrás. A legtöbb C vitamint tartalmazza a gyümölcsök között, van benne továbbá alma és citromsav, vas, magnézium, A-, B-, K- és P-vitamin. A vadrózsa gyümölcsét augusztus végétől gyűjtik. A vértisztító hatásával szintén egy egész tucat betegségtől védelmez. Így hat az emésztő szervekre és a kiválasztó szervekre is, különösen gyulladások esetében, valamint a légzőszervekre meghűléses betegségekben (BODOR, 1983).

2.3. Talajvizsgáló módszerek

A kijelölt helyeken, ahonnan a talajmintákat begyűjtöttük, pontmintákból történő átlagminta készítésével gyűjtöttük be a növény gyökérzetének közvetlen közeléből.

Azt, hogy milyen mélyről vettük a mintát az határozta meg, hogy milyen vizsgálatot akarunk rajta elvégezni. Mi 30 cm mély furatokat készítettünk, mert kutatásunk a talaj felső részében mérhető nehézfém-tartalomra terjed ki.

A következő lépés hogy a vödörben lévő talajt egy 1 m²-nyi felületű műanyag fólián alaposan összekeverjük és ebből 1,5-2 kg-nyit beleteszünk a mintazacskóba. Ezután már úgy kezeljük, mint a szelvénygödörből begyűjtött mintákat.

Mindenképp készítsünk felvételi jegyzőkönyvet, amiben a mintavétel helye, ideje, módja, eszköze, a minta mélysége, a száma és nem utolsósorban a mintavevő neve kerül (CSOMA, 2009).

Az általános talajvizsgálatokhoz a kiszárított mintákat 2 mm lyukbőségű szitán engedjük át, szükség esetén kiszedjük a kavicsokat, valamint a talajrögöket dörzsmocsárban törtük.

2.3.1. A talaj kémhatásának vizsgálata

A talaj kémhatását direkt potenciometriás módszerrel, kombinált üvegelektroda segítségével határozhatjuk meg. E vizsgálat célja, hogy az eltérő kémhatású talajminták kálium-kloridos és vizes kivonatban mért pH-értékét potenciometrikusan meghatározzuk. Ehhez szükségünk van pH-mérő kombinált üvegelektrodára, tára-mérlegre, egy üvegedényre, 1 M KCl oldatra, kalibrációs pufferoldatokra és desztillált vízre.

pH (KCl): a 100 cm³ üvegedénybe 20 g talajmintát mérünk, majd hozzáadunk 50,0 cm³ 1 M KCl-oldatot. Egy órán keresztül rázzuk, majd állni hagyjuk 24 órát.

pH (H₂O): a 100 cm³ üvegedénybe 20 g talajmintát mérünk, majd hozzáadunk 50,0 cm³ desztillált vizet. Ezt 2-3 percen keresztül összerázzuk, majd egy órát állni hagyjuk.

Ezután a következő lépés a műszer kalibrálása. Ezután az üvegelektrodát desztillált vízzel leöblítjük, majd a mérés előtt felrázott talajt a szuszpenzióba tesszük. A szuszpenzió pH-értékét 1-2 perc várakozás után olvashatjuk le a műszerről (CSOMA, 2009).

6. táblázat

A talajok osztályozása kémhatásuk szerint (CSOMA, 2009)

pH	Kémhatás
< 4,5	erősen savanyú
4,5-5,5	savanyú
5,5-6,8	gyengén savanyú
6,8-7,2	semleges
7,2-8,5	gyengén lúgos
8,5- 9,0	lúgos
> 9,0	erősen lúgos

2.3.2. A talaj humusztartalmának meghatározása

A talaj humusztartalmának meghatározása a Tyurin-módszer szerint határoztuk meg.

A vizsgálat során a talaj humuszanyagait krómsavas oxidációval elroncsoljuk. Savas közegben a kálium-dikromát (K₂Cr₂O₇) a talaj szerves anyagában lévő szenet erélyesen oxidálja.

E folyamat által a szerves kötésű szén szén-dioxiddá oxidálódik és mindeközben a hat vegyértékű króm három vegyértékűvé redukálódik. Mivel a kálium-dikromátból főleg is marad az oxidáció után, ezt a megmaradt részt Mohr-sóval megtitráljuk. Az oxidációhoz bemért és a visszamaradt kálium-dikromát különbségéből tudjuk kiszámolni a szerves szén és a humusz mennyiségét.

A Tyurin módszerrel akár a humuszanyagok 85-90 %-át is meghatározhatjuk. Mielőtt nekilátunk a vizsgálatnak fontos, hogy a talajmintákat kellőképpen előkészítsük. Ezután következik a szerves anyag roncsolása, tehát az oxidáció. Először lemérünk 0,1-1,0 g mennyiségű mintát. E minta hozzávetőleges humusztartalmára a 7. táblázat alapján következtetünk.

7. táblázat

A hozzávetőleges humusztartalom megállapítása a talaj színe alapján (CSOMA, 2009)

A talaj színe	Humusztartalom, %	A bemérendő minta tömege, g
szürkésfehér	0,5-1	0,5
világosszürke	1-2	0,4
szürke	2-4	0,3
sötétszürke	4-7	0,2
fekete	7-10	0,1
nagyon fekete	10-15	0,05

A bemért talajt egy Erlenmeyer-lombikba tesszük, ügyelve, hogy csak a lombik aljára kerüljön a talajból. Bürettából hozzáadjuk a kénsavas $K_2Cr_2O_7$ -oldatot. Lassan, cseppenként adjuk hozzá az oldatot, bikromát kénsavas oldatának a viszkozitása viszonylag nagy. A lombik tartalmát körkörös mozdattal óvatosan összekeverjük, ügyelve arra, hogy az edény oldalán ne maradjon talajszemcse. Ezután kis tölesért teszünk az edény szájára, majd a már meleg főzőlapra tesszük melegedni. Az első forrási buborékok megjelenésétől 5 percig forraljuk. Ha a forrás során narancssárga színűből barnás narancs lesz, akkor levehetjük a főzőlapról és hűlni hagyjuk. Ha viszont az oldat megzöldül, az azt jelenti, hogy a bikromát mennyisége nem elegendő az oxidációhoz. Ilyen esetben hozzáadunk ugyanannyi bikromát oldatot, mint előzőleg és újabb 5 percig forraljuk.

A visszamaradt kálium-dikromát meghatározása (titrálás)

Amint az elegy kihűlt, a tölesért és a lombik száját kevés vízzel a lombikba öblítjük. Csak minimális vizet használunk, hiszen a fenilnitrilsav színátcsapása csak erősen savas közegben

éles. Hozzáadunk eddigi oldatunkhoz 5-6 csepp fenilnitrilsav indikátort. Ezt közvetlen titrálás előtt tegyük. Ezt követően a bürettából Mohr-sóoldattal a szervesanyag oxidálásánál fel nem használt kálium-dikromátot visszatitráljuk. A titrálás során eleinte meggyvörös, majd lilává válik az oldat akár nagyon kis mennyiségű Mohr-sóoldattól is (CSOMA, 2009).

Az eljárást vakpróbával is megismételjük.

A titrálás alapján a talaj humusztartalmát a következő képletek alapján határozhatjuk meg:

$$C, \% = \frac{(V_{K_2Cr_2O_7} \times N_{K_2Cr_2O_7} - V_{Mohr-só} \times N_{Mohr-só}) \times 0,003 \times 100}{m}$$

C – a talajban található szerves szén mennyisége, %

$V_{K_2Cr_2O_7}$ – az oxidáláshoz bemért $K_2Cr_2O_7$ térfogata, cm^3

$N_{K_2Cr_2O_7}$ – a kálium-dikromát koncentrációja, N

$V_{Mohr-só}$ – a titrálásnál fogyott Mohr-só térfogata, cm^3

$N_{Mohr-só}$ – a Mohr-só koncentrációja, cm^3

m – a bemért talajminta mennyisége, g

0,003 – 1 cm^3 0,2N Mohr-só 0,003 g szerves szénrel mennyiségének felel meg

A talaj humusztartalma a szerves szén mennyiségéből számítható:

$$H, \% = 1,724 * C$$

2.3.3. A talaj fizikai féleségének meghatározása

A talaj fizikai féleségét a gyakorlatban egyszerűbb módszerekkel is meghatározhatjuk. Erre több speciális vizsgálatot használunk, ami nem más, mint az Arany-féle kötöttségi szám, a talaj higroszkóposága, az 5 órás kapillaris vízemelés.

Az Arany-féle kötöttségi szám az a vízmennyiség (cm^3 -ben kifejezve), amit 100 g légszáraz talajhoz kell adni a képlékenység felső határának eléréséig.

Ha a talajmintánkhoz vizet adunk, és fokozatosan növeljük ezt a vízmennyiséget, a talaj először képlékeny, tehát alakíthatóvá válik. Ha ezután is tovább adagoljuk a vizet, a talajpép szétfolyik.

A vizsgálat első lépése, hogy lemérünk 50 g talajt a porcelántálba. A bürettából apránként hozzáadjuk a vizet addig, amíg egy egynemű, csomómentes és képlékeny pépet nem kapunk. Ehhez a péphez fogjuk hozzáadni állandó keverés mellett $0,5 \text{ cm}^3$ -ként a desztillált vizet. Ezt addig csináljuk, míg a pép el nem éri a képlékenységi felső határát. Ez fonalpróbával tudjuk megállapítani. A fonalpróbát egyszerű elvégezni, hiszen annyit kell tenni, hogy a porcelántörőt bele kell nyomni, majd hirtelen ki kell húzni a talajpépből. Akkor értük el a képlékenységi felső határát, ha egy teljesen visszahajló fonal keletkezik, mikor kihúzzuk a talajpépből (CSOMA, 2009).

2.3.4. A talajok potenciális (rejtett) savanyúságának meghatározása

A talajok potenciális savanyúságát a talajkolloidok felületén megkötött hidrogén ionok okozzák. A H^+ -ionok egy része kémiaiilag kötődik a rács felületére, másik része pedig a szolvátrétegben adszorbeálódik. A kolloidokon megkötött hidrogénionok egy része külső hatásokra szabaddá válik, viszont egy másik része a talajoldatba jutva növelheti a talaj aktív savanyúságát.

A teljes rejtett savanyúságot csak nagyobb energiájú külső behatással lehet felszabadítani, például a lúgosan hidrolizáló só oldatával. A kapott értéket hidrolitos aciditásnak nevezzük.

A hidrolitos aciditást a Kappen-féle módszer szerint határozzuk meg, aminek célja a talajminták összes savanyúságának meghatározása. A vizsgálathoz szükségünk van táramérlegre, rázógépre, Erlenmeyer lombikokra, üvegtölcsérekre, pipettára, bürettára, szűrőpapírra, 1 N CH_3COONa , 0,1 N NaOH, fenolftalein oldatra.

A vizsgálatot azzal kezdjük, hogy a lombikokba bemérünk 40 g porított, légszáraz talajmintát. Hozzáadunk pipettával 100 cm^3 1 N CH_3COONa oldatot, aminek pH értékét már előzőleg ellenőriztük. A lombikot és tartalmát egy órán keresztül rázzuk. Ezután szűrőpapíron átszűrjük úgy, hogy az egész talajt a szűrőpapírra visszük.

Miután egy átlátszó szűrletet kaptunk, 50 cm^3 -t egy lombikba pipetázunk. Három percen keresztül forraljuk az oldatot, hogy a széndioxid eltávolodjon belőle. Miután kicsit hűlt, hozzáadunk 8-10 csepp fenolftaleint, és 0,1 N NaOH oldattal halványrózsaszínűre titráljuk. Befejezettnek akkor tekinthetjük a titrálást, ha a szín nem tűnik el egy percen belül (CSOMA, 2009).

A hidrolitos aciditás értékét milligramm egyenértékben (mg-eé) lehet kifejezni 100 g talajra vonatkoztatva. A számításhoz az alábbi képletet alkalmazzuk:

$$H_r, \frac{mg - eé}{100 g} = \frac{V_{NaOH} * N_{NaOH} * V_{CH_3COONa} * 1,75 * 100}{V_A * m}$$

H_r - a hidrolitos aciditás, mg-eé/100 g talaj

V_{CH_3COONa} - a hozzáadott 1 N CH_3COONa oldat térfogata, cm^3

V_{NaOH} - a titrálásra fogyott 0,1 N NaOH térfogata, cm^3

N_{NaOH} - a NaOH koncentrációja, N (0,1 N)

V_A - a titráláshoz vett szűrlet térfogata, cm^3

m - a bemért talajminta mennyisége, g

1,75- átszámítási együttható.

2.3.5. A talaj növények számára felvehető mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása

A talajból a növények számára felvehető mikroelem- és nehézfém mennyiségének meghatározásához a légszáraz talajmintákat achátmozsárban törtük 2 mm-es maximális szemcseméretig. A növények által felvehető mikroelem- és nehézfém-tartalom kivonását az ukrainai szabványoknak megfelelően ammónium-acetát pufferoldattal (AAP, pH 4,8) végeztük, 1:5 talaj:kivonószer arány mellett (ДСТУ 4770.2:2007; ДСТУ 4770.3:2007; ДСТУ 4770.6:2007; ДСТУ 4770.8:2007; ДСТУ 4770.9:2007). Egyórás rázást, majd szűrést követően a talajból kioldott fémek koncentrációit Agilent240 AA típusú atomabszorpciós spektrofotométer segítségével határoztuk meg.

2.3.6. A talaj teljes mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása

A talajkivonatot salétromsav-hidrogén-peroxid keverékével végzett feltárással határoztuk meg. A vizsgálathoz szükségünk volt salétromsavra, hidrogén-peroxidra, szárítószekrényre, teflonbombákra, mikrohullámú roncsolóra, továbbá 50 cm^3 mérőlombikokra.

A már előkészített talajmintákból 1,00 g-ot kimérünk, majd ehhez hozzáadunk 5 cm^3 salétromsavat és 2 cm^3 hidrogén-peroxidot. A teflonbombákat lezárjuk, majd 3 órán keresztül 105±2 °C hőmérsékleten tartjuk. Ezután hagyjuk szobahőmérsékletre kihűlni. Lehűlés után a roncsolt mintákat a lombikokba szűrjük, a mosófolyadékokat a szűrőbe visszük. A mérőlombikokat ezután jelig felöntjük 0,3 M salétromsavval. Tartalmát összerázással

homogenizáljuk, ezután ebből az oldatból végezzük a műszeres méréseket (TALAJVÉDELMI INFORMÁCIÓS ÉS MONITORING RENDSZER, 1995).

2.3.7. A *Rosa canina* L. áterméseiben lévő mikroelem- és nehézfém-tartalom meghatározása

A vizsgálathoz kimérünk 300 mg-ot a vizsgálandó (száraz) növényi részekből. Belehelyezzük a teflonbombákba, majd ehhez hozzáadunk 5,0 ml 65 % salétromsavat ezután 2,0 ml hidrogén-peroxidot. Ezt óvatosan összerázzuk, vagy üvegpálcával összekeverjük. Legalább 10 percet várjunk, míg lezárjuk az edényeket. A roncsolást Speedwave two DAP-60K típusú mikrohullámú roncsoló segítségével, 60 percig tartó feltárással végezzük el (SPEEDWAVE TWO USER MANUAL, 2004).

2.4. A forgalomszámlálás módszereinek ismertetése

A forgalomszámlálás célja, hogy meghatározzuk az utakon a keresztmetszeti forgalmat. Azért szerettük volna alkalmazni ezt az eljárást, hogy megbizonyosodjunk arról, hogy van-e összefüggés a talaj nehézfém-tartalma és a forgalom nagysága között.

A kézi forgalomszámlálások időtartalma általában vagy 12 vagy 24 óra. Ezt megszakítás nélkül kell végezni, és folyamatosan jegyezni a járműveket. Ha a számlálást több ember végzi, akkor válthatják egymást. Viszont ha csak egy, akkor folyamatosan megszakítás nélkül ott kell lennie. Kisforgalmú úton nem kell a két sávot külön lapon jegyezni, lehet egyre is. Nagyobb forgalmú utakra tanácsos legalább két embernek mennie.

A megszámlolt járműveket óránkénti lebontásba kell feljegyezni. Ennek feljegyzésére speciális forgalomszámláló lap áll a rendelkezésünkre. Ilyenkor a kerékpárral közlekedőket is fel kell jegyezni. A számlálást forgalmi irányonként és sávonként kell végezni.

Vannak esetek, amikor a számlálást meg kell ismételni. Ezek a következők:

- a számlálás nem folyamatos
- nem 6-18 óra között történik
- a számláló túl nagy hibaszázalékkal dolgozik
- a számláló nem a megadott helyen számol (SZÁMLÁLÁSI ÚTMUTATÓ, 2012).

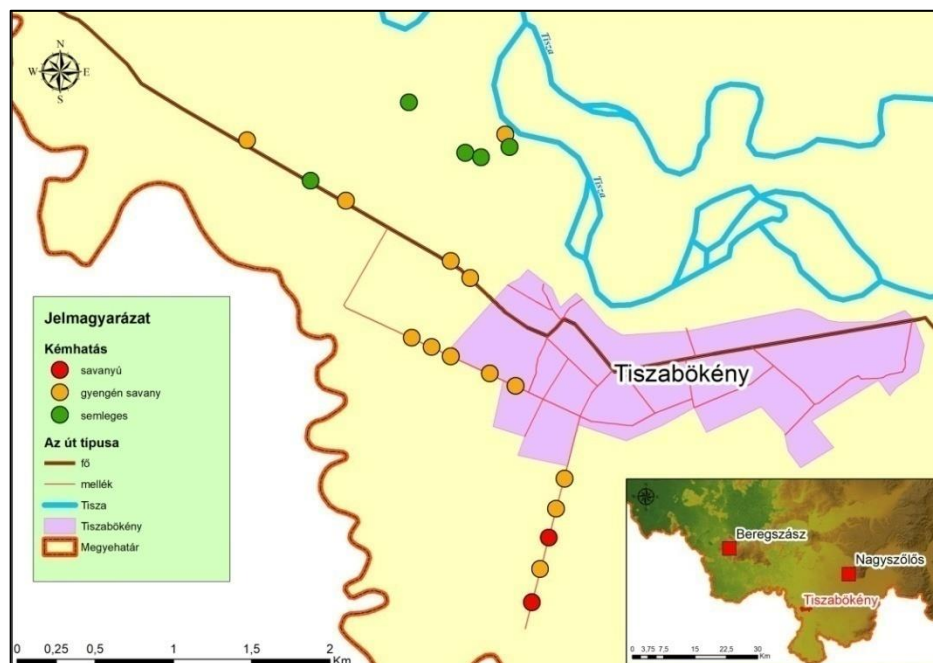
III. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉS

3.1. A vizsgált talajok kémhatása

Begyűjtés után a talajmintákat és álműveket azonosító címkékkel láttuk el. Ezután a talajminták egy részét - száradásuk és porcelánmozsárban történő aprításuk után - 2 mm-es lyukbőségű szitán engedték át az általános vizsgálatokhoz (kémhatás, hidrolitos aciditás, Aranyféle kötöttségi szám, humusztartalom).

Ezek közül először a talaj kémhatását vizsgáltuk megdesztillált vizes és 1M kálium-kloridos kivonatot alkalmazva. Ennek eredményeképp megállapítottuk, hogy Tisza partjához közel fekvő mintaterület talajainak kémhatása átlagosan semlegesnek (pH 6,90) mondható. A többi esetben a legtöbb mért érték a gyengén savanyú kategóriába esik (pH 5,31-6,3). A főút mentén mért értékek között több semleges kémhatású (pH 6,8-7,0) is adódott, míg a hármasszámú mintaterület talaja egységesen gyengén savanyúnak (pH 5,6-5,9) mutatkozott. A legalacsonyabb értékeket a 2. sz. mintaterület talajaiban mértük, kémhatásuk pH 5,3-6,2 között mozgott. A legmagasabb értékeket pedig a 4. sz. mintaterület talajaiban mértük, kémhatásuk pH 7,2-8,5 között mozgott.

A kapott eredmények alapján a toxikus nehézfémek mobilizálódását tekintve a 2. sz. mintaterület a leginkább veszélyeztetett. Az eredményeket az 5. ábra és a 8. táblázat foglalja össze.



5. ábra. A vizsgált talajok kémhatása (saját szerkesztés)

A vizsgált talajok kémhatásvizsgálatának összefoglaló táblázata

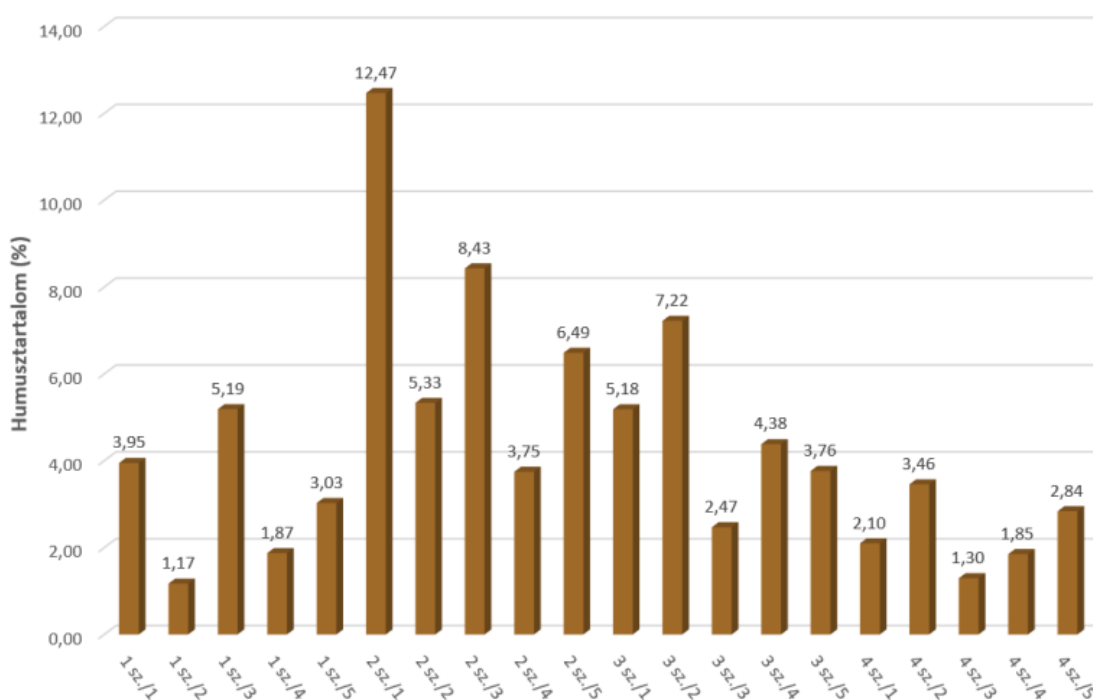
Mintaszám	Minta neve	pH (1M KCl)	pH (H ₂ O)	Kémhatás
1.	1 sz./1	6,18	6,54	gyengén savanyú
2.	1 sz./2	6,31	6,88	semleges
3.	1 sz./3	6,79	6,98	semleges
4.	1 sz./4	6,96	7,11	semleges
5.	1 sz./5	6,79	7,16	semleges
6.	2 sz./1	6,00	6,35	gyengén savanyú
7.	2 sz./2	6,22	6,49	gyengén savanyú
8.	2 sz./3	5,31	5,77	gyengén savanyú
9.	2 sz./4	5,99	6,43	gyengén savanyú
10.	2 sz./5	5,34	5,99	gyengén savanyú
11.	3 sz./1	5,81	6,23	gyengén savanyú
12.	3 sz./2	5,63	6,05	gyengén savanyú
13.	3 sz./3	5,86	6,37	gyengén savanyú
14.	3 sz./4	5,83	6,21	gyengén savanyú
15.	3 sz./5	5,89	6,25	gyengén savanyú
16.	4 sz./1	7,09	7,26	gyengén lúgos
17.	4 sz./2	6,96	7,14	semleges
18.	4 sz./3	6,75	7,3	gyengén lúgos
19.	4 sz./4	6,91	7,17	semleges
20.	4 sz./5	6,82	7,12	semleges

Korrelációs vizsgálatokat végeztünk adatsorainkon, összefüggést keresve a vizes kivonatban mérhető pH érték, és a növények számára felvehető nehézfém-tartalom között. Ezen vizsgálatok eredményeként elmondható, hogy a vizes kivonatban mért pH értékek nem mutat összefüggést a talaj mobilis cink és kadmium tartalmával. Ellenben az ólommal, ahol közepes korrelációt ($r=0,428$), valamint a rézzel, ahol szoros kapcsolatot ($r=0,747$) mutattak az eredmények. A mangán esetén gyenge, viszont negatív kapcsolat volt megfigyelhető, tehát ahogy növekszik a talaj savanyúsága, úgy csökken a növények számára felvehető mangántartalom.

3.2. A vizsgált talajok humusztartalma

A vizsgált talajok humusztartalmát Tyurin módszerével határoztuk meg. A kapott értékek alapján elmondhatjuk, hogy a vizsgált terület talajai változó humusztartalommal rendelkeznek. A legalacsonyabb érték az 1. sz. útszakasz 2. mintavételi pontján (1,17%), a legmagasabb pedig a 2. sz. útszakasz 1. mintavételi pontján (12,47%) volt megfigyelhető. A legalacsonyabb átlag a 4. sz. útszakasznál volt megfigyelhető, ami 2,31% volt, a legmagasabb pedig a 2. sz.

útszakasznál, ahol a humusztartalom átlagosan 7,29% volt. A kapott eredményeket a 6. ábra foglalja össze.

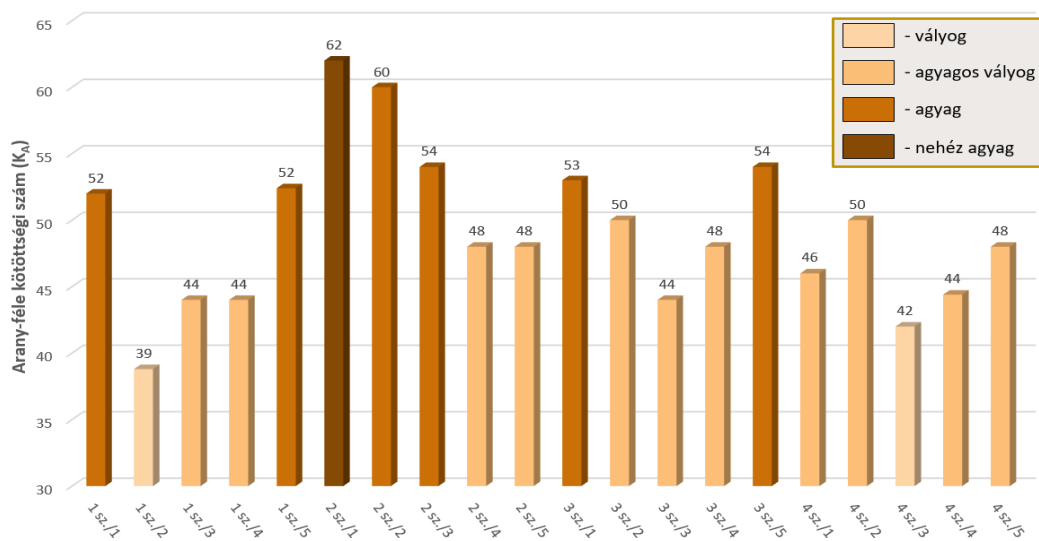


6. ábra. A vizsgált talajok humusztartalma

Korrelációs vizsgálatokat végeztünk ezen adatsorainkon is, összefüggést keresve a talajban lévő agyagfrakció mennyisége és a növények számára felvehető mobilis nehézfém tartalom között. A kapott eredmények alapján elmondható, hogy az agyagfrakció mértéke nem mutat összefüggést a talaj mobilis cink, mangán és kadmium tartalmával. Ellenben a rézzel, ahol közepes erősségű negatív korrelációt ($r=-0,437$) tapasztaltunk, tehát ahogy növekszik a talajban lévő agyagfrakció mértéke, úgy csökken a növények számára felvehető réztartalom. Az ólom esetén gyenge és szintén negatív kapcsolat volt megfigyelhető.

3.3. A vizsgált talajok fizikai félesége

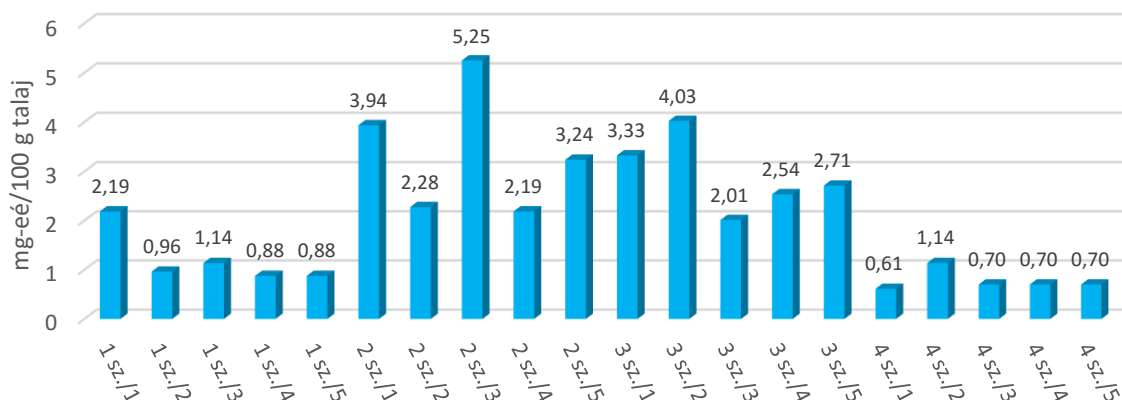
A talajminták fizikai féleségére az Arany-féle kötöttségi szám alapján tudunk következtetni. Ezen értékek alapján a vizsgált terület talajai a vályog és a nehéz agyag között mozog. A talajok magasabb agyagtartalma megnehezítheti a mezőgazdasági művelést és termelést, ugyanakkor nagyobb hatékonysággal tompítja az esetleges nehézfém szennyeződést. A kapott eredményeket a 7. ábra foglalja össze.



7. ábra. A vizsgált talajok fizikai félesége

3.4. A vizsgált talajok potenciális (rejtett) savanyúsága

A hidrolitos aciditás azt mutatja meg, hogy mennyi a talajkolloidok felületén lévő savanyúságot okozó, főleg H⁺-ionok mennyisége. A legmagasabb átlagot a 2. számú útszakasz mutatta, ahol a hidrolitos aciditás értéke 3,38 mg-eé volt. A többi útszakaszon ezek az értékek alacsonyabbak voltak: a 3. számú útszakaszon 2,92 mg-eé, az 1. számú útszakaszon 1,21 mg-eé, a legalacsonyabb átlag pedig a 4. számú útszakaszon volt megfigyelhető, 0,77 mg-eé. Az egyes mintavételi pontokon mért hidrolitos aciditás értékét a 8. ábra mutatja be.



8. ábra. A vizsgált talajok potenciális (rejtett) savanyúsága

3.5. A mikroelem- és nehézfém-tartalmi vizsgálatok eredményei

Munkánk során a következő vizsgálatokat végeztük el: a talaj növények számára felvehető mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása, a talaj teljes mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása, a *Rosa canina L.* áterméseiben lévő mikroelem- és nehézfém-tartalom meghatározása. Kutatásunk során az alábbi nehézfémeket vizsgáltuk a talaj- és növéymintákban: cink, réz, kadmium, ólom, mangán.

Az Ukrajnai Agrárpolitikai és Élelmiszer Minisztérium adatai alapján a fent említett nehézfémek maximálisan megengedett növények számára felvehető értéke a következő (БАЛАСВ-ГАЛИЩ, 2011; МЕДВЕДСВА-ЛАКТИОНОВОЇ, 1998):

- Zn- 23 mg/kg
- Cu- 3 mg/kg
- Pb- 6 mg/kg
- Cd- 0,7 mg/kg

Egyes nehézfémek bogyós gyümölcsökben megengedett határértékei nem sokban térnek el a növények számára felvehető értéktől. Ezek a határértékek a következők:

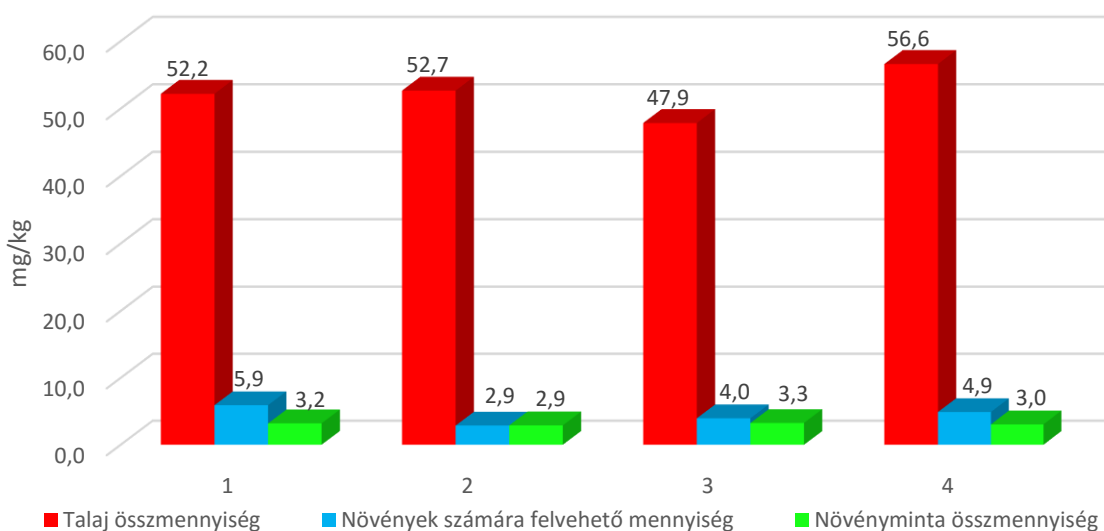
- Zn- 10 mg/kg
- Cu- 5 mg/kg
- Pb- 0,03 mg/kg
- Cd- 0,7 mg/kg

A talajban lévő nehézfémek megengedett határértékei sokkal magasabbak, mint az előző kettőnél:

- Zn- 100 mg/kg
- Cu- 55 mg/kg
- Pb- 32 mg/kg
- Cd- 3 mg/kg
- Mn-1500 mg/kg

A növények számára felvehető cink mennyisége jóval a határérték alatt volt. A legmagasabb átlag az 1. számú útszakaszon volt megfigyelhető: átlagosan 5,9 mg/kg. A legalacsonyabb átlagot a 2. számú útszakasz mutatta, ahol a kapott érték 2,9 mg/kg. A 20 mintavételi pont közül a legmagasabb érték az 1. sz. útszakasz 1. pontján mutatkozott meg, az itt kapott cink érték 16,2 mg/kg volt. A talajban mértösszmenyiség értékek szintén a megengedett határ alatt voltak. Útszakaszonként nem volt nagy eltérés, a legmagasabb átlag a 4. számú útszakasznál (56,6 mg/kg), míg a legalacsonyabb a 3. számú útszakasznál (47,9 mg/kg) volt megfigyelhető. Az 1. sz./1. pontján ismét szokatlanul magas volt a cink összmenyisége a talajban, 73,2 mg/kg. Az átermésben mért cinktartalom átlagosan 2,9-3,3 mg/kg között mozgott.

A kapott eredmények a 9. ábrán figyelhetőek meg. Megvizsgáltuk az eddigiekben taglalt minták között a talaj teljes és mobilis cinktartalma közötti összefüggést, ahol közepes korrelációt ($r=0,681$) tapasztaltunk. A talaj- és növényminták teljes cinktartalma ($r=-0,561$), továbbá a talaj mobilis és növényminták cinktartalma ($r=-0,459$) között pedig közepes, de negatív korrelációt tapasztaltunk.

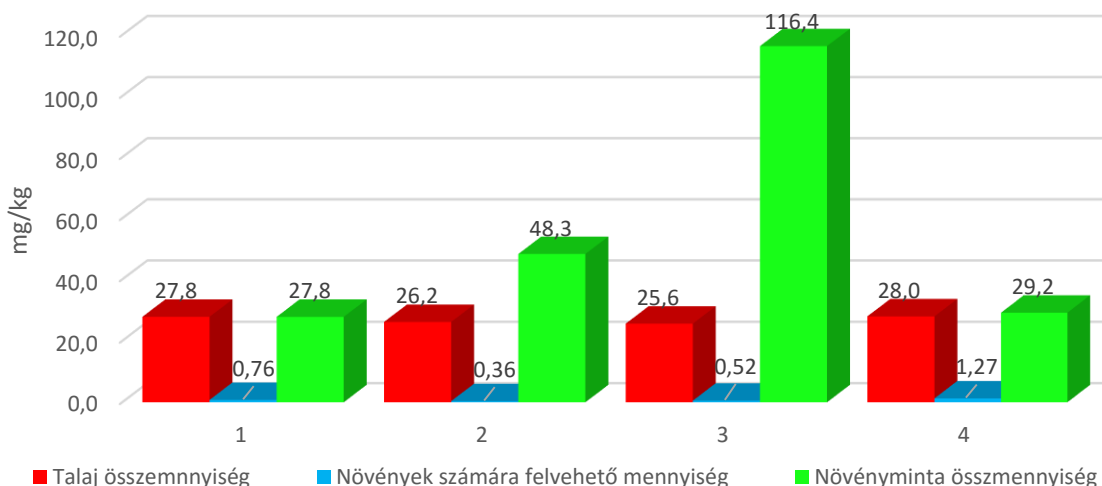


9. ábra. A vizsgált minták cinktartalma

A növények számára felvehető mennyiség a cinkhez hasonlóan, a réz esetében is jóval a megengedett határérték alá esett. A legalacsonyabb átlag a 2. számú mintaterületen (0,36 mg/kg), a legmagasabb pedig a 4. számú mintaterületen (1,27 mg/kg) mutatkozott meg. A 4. sz./1. pontján volt a legmagasabb a réz bemért mennyisége, 1,91 mg/kg, viszont ez is a megengedett határérték alatt volt. A talajban mért értékek szintén a megengedett határ alatt voltak. Útszakaszonként nem volt nagy eltérés, a legmagasabb átlag a 4. számú útszakasznál, míg a legalacsonyabb a 3. számú útszakasznál volt megfigyelhető. Az 1. sz./1. pontján volt a legmagasabb a réz bemért mennyisége, 37,7 mg/kg. Az átermésben mért réztartalom, a legtöbb esetben jóval a határérték fölé esett. A legmagasabb átlag a 3. számú útszakasznál (116,4 mg/kg), míg a legalacsonyabb az 1. számú útszakasznál (27,8 mg/kg) volt megfigyelhető. A 20 mintavételi pont közül a legmagasabb érték a 3. sz./4. pontján mutatkozott meg, az itt kapott rézmennyiség 327,4 mg/kg volt. Ez a szokatlanul magas réztartalom azzal magyarázható, hogy azon a környéken pár évvel ezelőtt uborka termesztés zajlott, s feltételezzük, hogy a

rézterhelés a növényvédelmi intézkedések során került a talajba. A kapott eredményeket a 10. ábra foglalja össze.

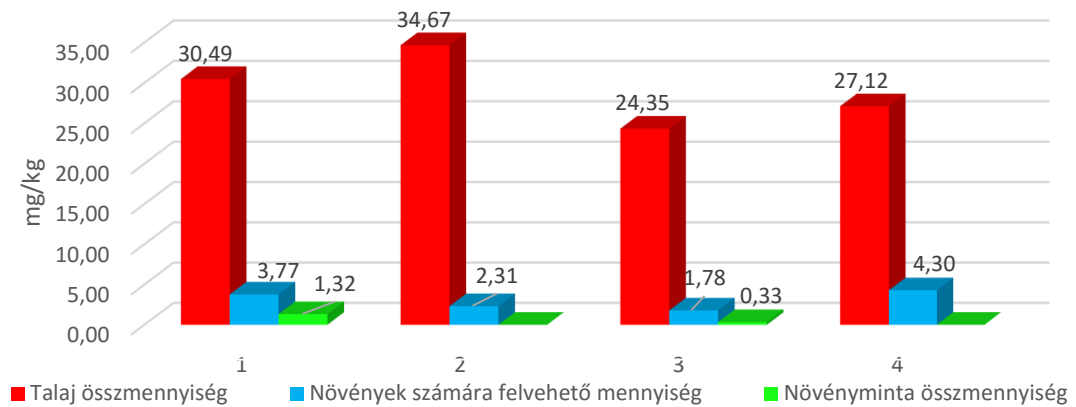
Megvizsgáltuk az eddigiekben taglalt minták között a talaj teljes és mobilis réztartalmának esetleges összefüggéseit is, ahol gyenge korrelációt tapasztaltunk. A talaj- és növényminták teljes réztartalma, továbbá a talaj mobilis és növényminták réztartalma között pedig gyenge, de negatív korrelációt tapasztaltunk.



10. ábra. A vizsgált minták réztartalma

A növények számára felvehető ólom mennyisége a legtöbb esetben a határérték alatt volt. A legmagasabb átlag a 4. számú útszakaszon (4,30 mg/kg), a legalacsonyabb átlag pedig a 3. számú útszakaszon (1,78 mg/kg) volt megfigyelhető. Az 1. sz./3. (7,17 mg/kg) és a 4. sz./5. (10,78 mg/kg) pontján volt a megengedett határértéknél magasabb az ólomtartalom. A talajban mért értékek esetében már jellemzőbb volt, hogy a kapott eredmények a megengedett határérték fölé estek. A legmagasabb átlag a 2. számú útszakasznál (34,67 mg/kg), míg a legalacsonyabb a 3. számú útszakasznál (24,35 mg/kg) volt megfigyelhető. Míg a többi útszakasznál egy-egy minta lépte túl a megengedett határértéket, addig a 2. számú útszakasz összes mintája a határérték felett volt. A 20 mintavételi pont közül a legmagasabb érték az 1. sz./5. pontján mutatkozott meg, az itt kapott ólom mennyiség értéke 38,6 mg/kg volt. Az átermésben mért ólomtartalom, három minta kivételével, a kimutatási határérték alatt volt. A kapott eredményeket a 11. ábra foglalja össze.

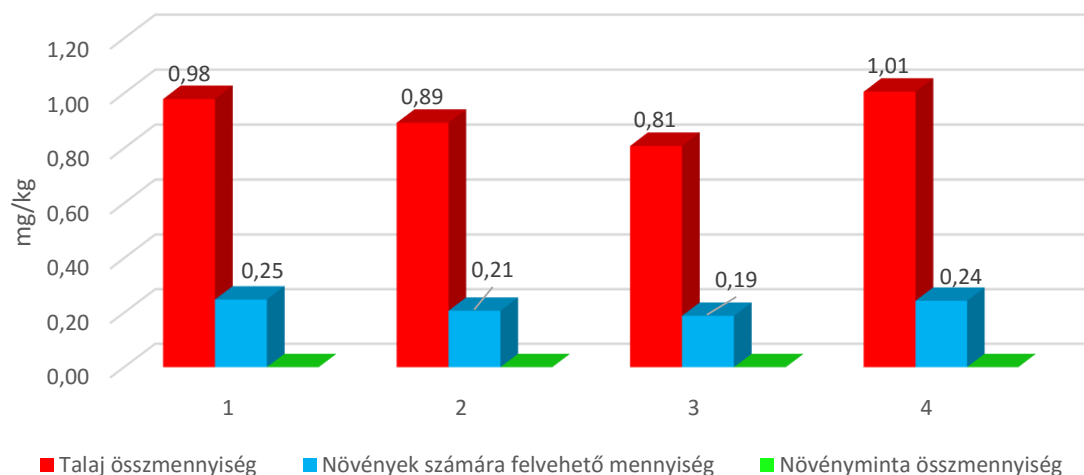
Az ólom korrelációs vizsgálatainak eredményei azt mutatták, hogy minden vizsgált adatsor között gyenge kapcsolat áll fenn.



11. ábra. A vizsgált minták ólomtartalma

A növények számára felvehető kadmium mennyisége jóval a határérték alatt volt. A legmagasabb átlag az 1. számú útszakaszon volt megfigyelhető: ez az érték 0,25 mg/kg volt. A legalacsonyabb átlagot a 3. számú útszakasz mutatta, ahol a kapott érték 0,19 mg/kg. A 20 mintavételi pont közül a legmagasabb érték a 4. sz./1. pontján mutatkozott meg, az itt kapott kadmium-mennyiség értéke 0,28 mg/kg volt. Az átermésben mért kadmium tartalom, mindegyik minta esetében a kimutatási határérték alatt volt. A kapott eredményeket a 12. ábra foglalja össze.

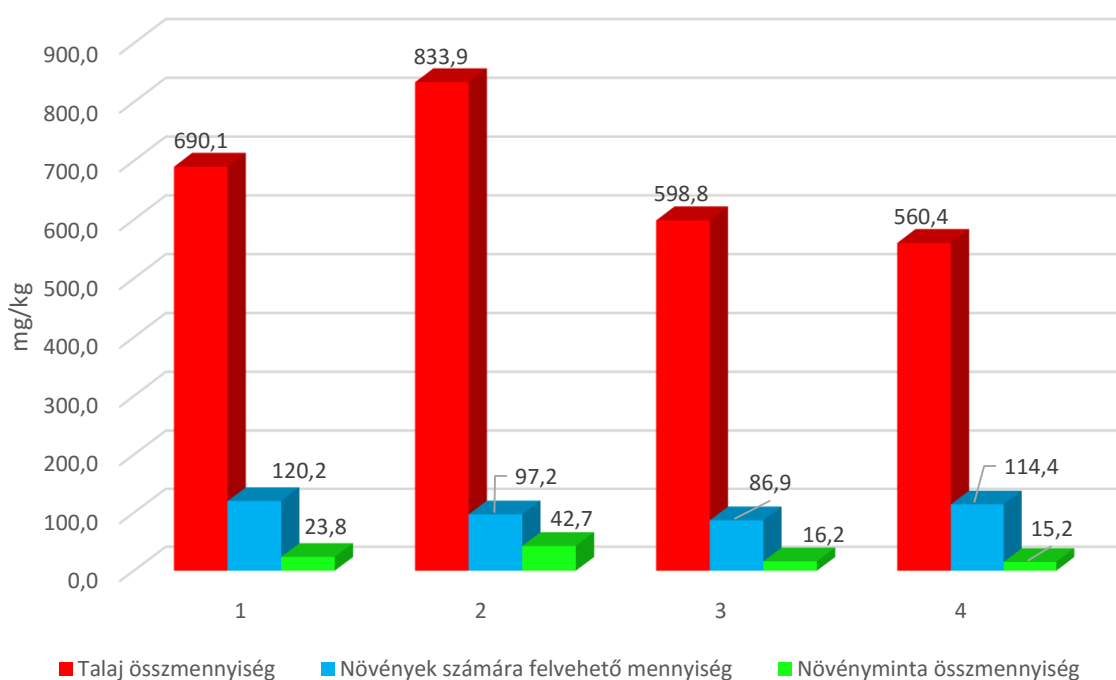
Megvizsgáltuk az eddigiekben taglalt minták között a talaj teljes és mobilis kadmiumtartalmát, ahol közepes korrelációt ($r=0,691$) tapasztaltunk. A talaj- és növényminták teljes kadmiumtartalmának értékeinél nem volt elemezhető a korreláció, a talaj mobilis és növényminták kadmiumtartalma között pedig gyenge, de negatív korrelációt tapasztaltunk.



12. ábra. A vizsgált minták kadmiumtartalma

A talajban fellelhető mangán mennyisége mindegyik mintavételi pont esetén a megengedett határérték alá esett. A legnagyobb átlagot a 2. számú útszakasznál mutattuk ki, ahol a kapott érték 833,9 mg/kg volt. A legalacsonyabb átlag a 4. számú útszakasznál volt megfigyelhető, a kapott érték itt 560,4 mg/kg volt. A 20 mintavételi pont közül a legmagasabb érték a 2. sz./3. pontján mutatkozott meg, 1089,2 mg/kg volt. Az átlagban mért mangántartalom változó volt: átlagosan 16,2 és 42,7 mg/kg között mozgott. A legmagasabb átlag a 2. számú útszakasznál (42,7 mg/kg), míg a legalacsonyabb a 4. számú útszakasznál (15,2 mg/kg) volt megfigyelhető. A kapott eredmények a 13. ábrán figyelhetőek meg.

Megvizsgáltuk az eddigiekben taglalt minták között a talaj teljes és mobilis mangántartalma közötti összefüggéseket, továbbá a talaj mobilis és a növényminták teljes mangántartalmát, ahol gyenge korrelációt tapasztaltunk. A talaj- és növényminták teljes mangántartalma között közepes korrelációt ($r=0,646$) állapítottunk meg.



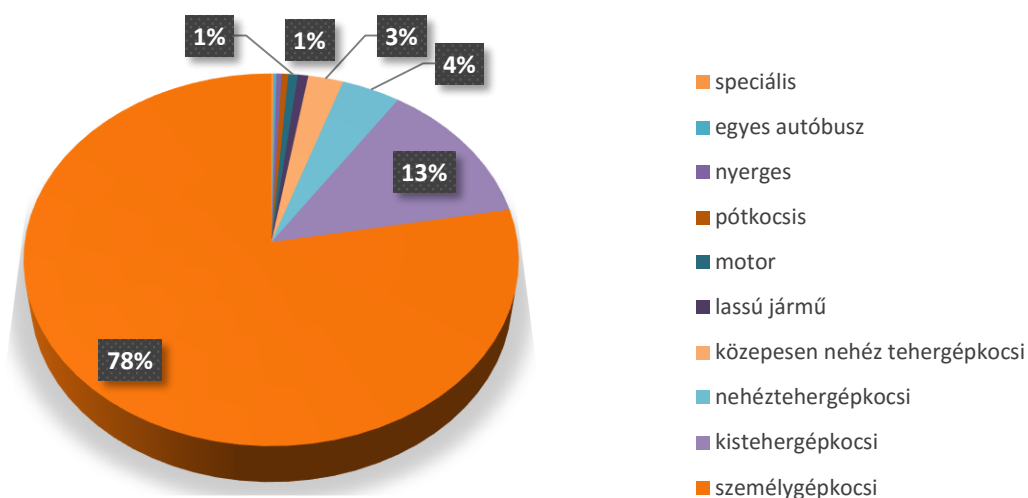
13. ábra. A vizsgált minták mangántartalma

3.6. A forgalomszámlálás eredményei

2020. második félévében sikerült megvalósítani a forgalomszámlálást. A számlálás szombati napokon történt reggel és délután 6 óra között. A számlálás pontos dátumai:

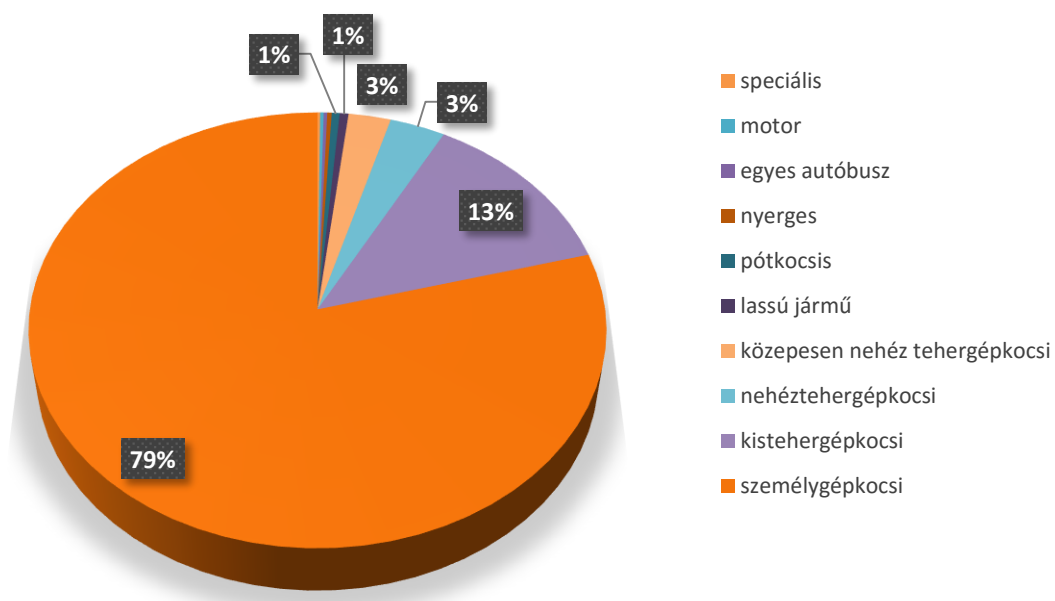
- 1. sz. útszakasz- 2020. 09. 12.
- 2. sz. útszakasz- 2020. 10. 10.
- 3. sz. útszakasz- 2020. 09. 05.
- 4. sz. útszakasz- 2020. 10. 17.

A 14. ábrán a teljes járműforgalom kategóriák szerinti megoszlása látható. A teljes gépjárműforgalom kategória szerinti megoszlását tekintve a személygépkocsik dominálnak 78 százalékkal. Útszakaszonként azonban jelentős eltérések vannak az egyes kategóriák között.



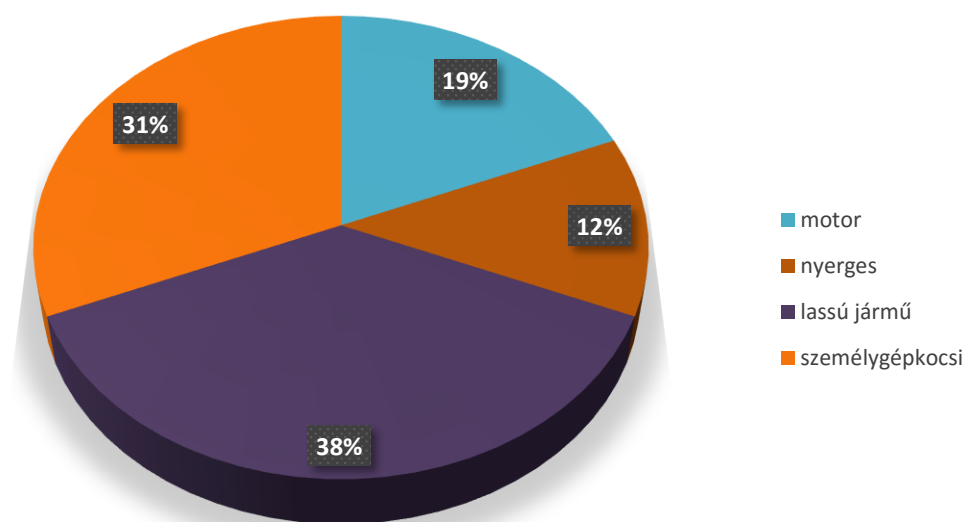
14. ábra. A teljes járműforgalom kategória szerinti megoszlása

Az 1. számú útszakasz a főút volt. Mint az a 15. ábrán is megfigyelhető a személygépkocsik teszik ki a legnagyobb részarányt 79%-al. Ezután következnek a kistehergépkocsik 13%-kal. 3-3%-ban volt jellemző a motor és a speciális járművek, és 1-1%-ban pedig a lassú és pótkocsis járművek.



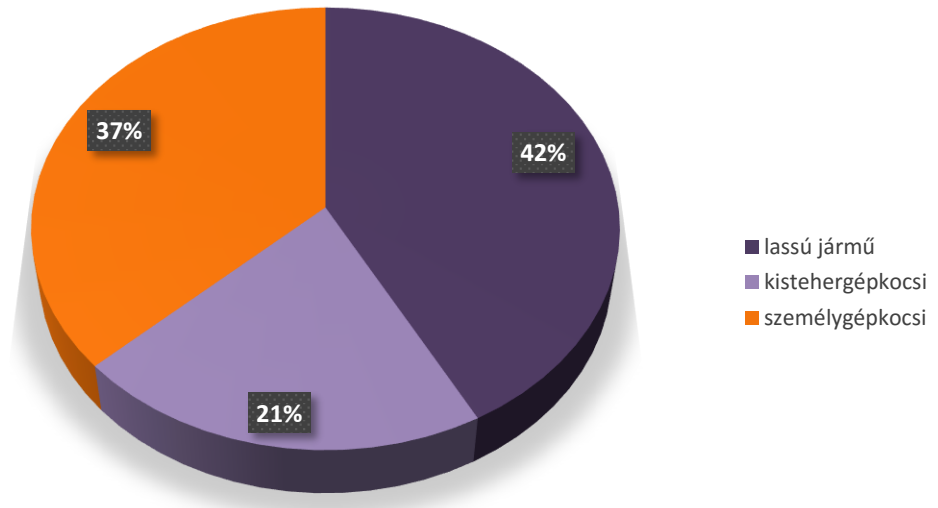
15. ábra. Az 1. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása

A 2. számú útszakaszon jelentősebben kevesebb típusú és számú jármű fordult meg (10. ábra). Ez azzal magyarázható, hogy egy nem túl forgalmas mellékútról van szó. A lassú járművekből volt a legtöbb, összesen 38%. A forgalom további 31%-a személygépkocsi, 19%-a motor és 12%-a nyerges jármű volt.



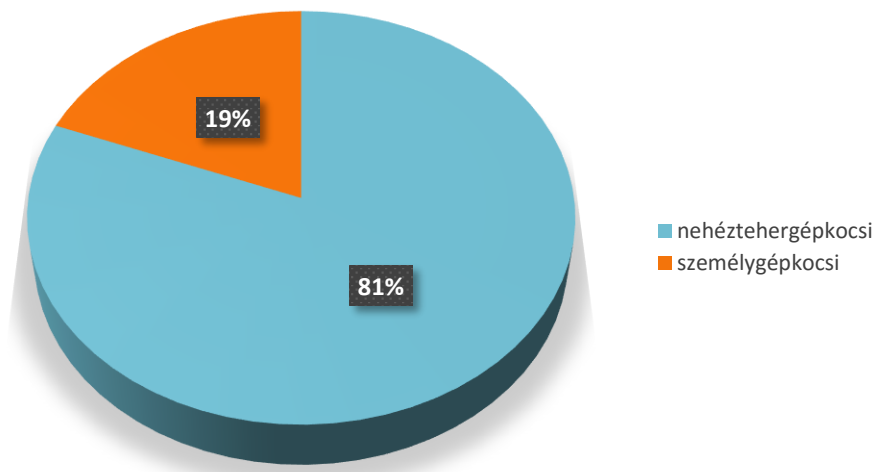
16. ábra. A 2. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása

A 3. számú útszakasz szintén egy mellékút és három járműkategória volt rá jellemző. A kategória szerinti megoszlás 42%-át a lassú járművek, 37 %-át a személygépkocsik, és 21%-át a kistehergépkocsik adják (17. ábra).



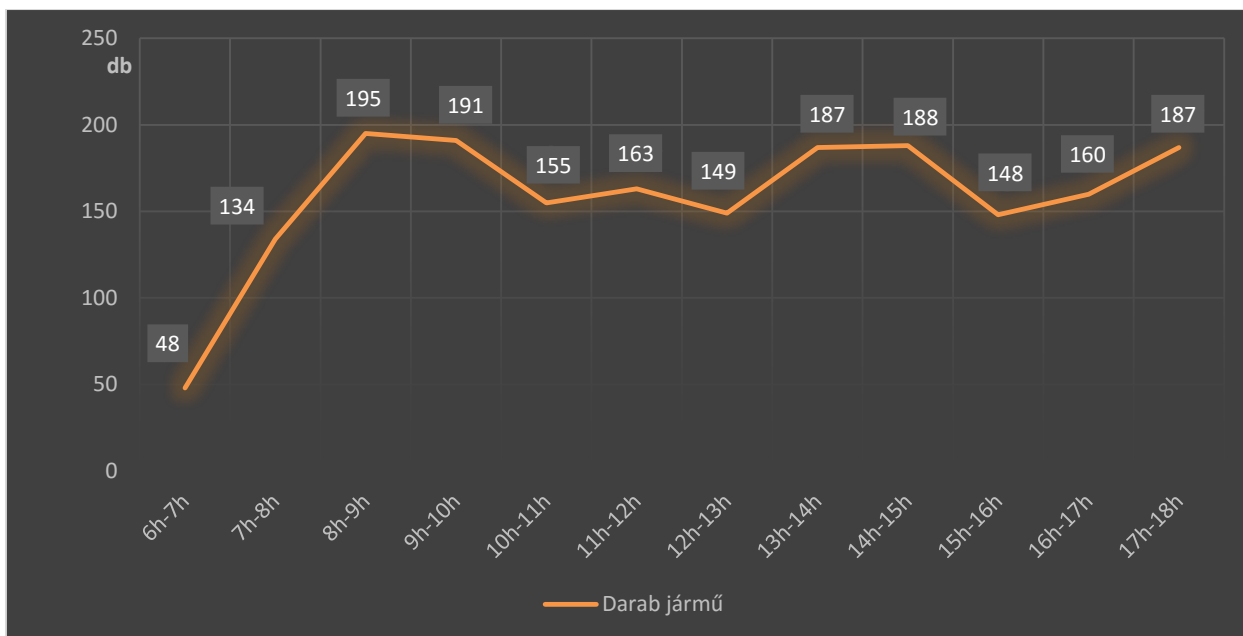
17. ábra. A 3. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása

A 4. számú útszakaszt mindössze két járműtípus jellemezte: 81%-ban nehéz tehergépkocsi, 19%-ban pedig személygépkocsi (18. ábra). Mivel a Tisza partjáról folyamatos a homok és a kavicsos homok elszállítása, emiatt fordul elő ilyen nagy százalékban a nehéz tehergépkocsi.



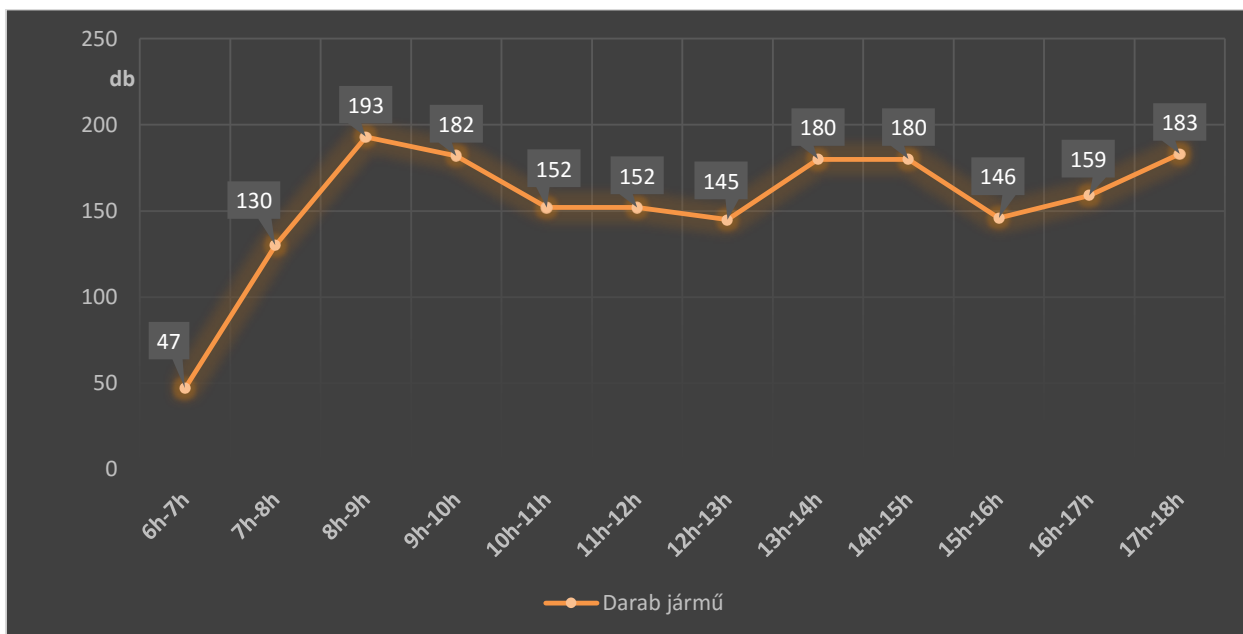
18. ábra. A 4. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása

A négy útszakaszon a teljes járműforgalom napi járása váltakozó volt. Átlagosan a legnagyobb forgalom reggel 8 és 9 óra között volt megfigyelhető, míg a legalacsonyabb reggel 6 és 7 óra között. Ezek az adatok a 19. ábrán figyelhetőek meg.



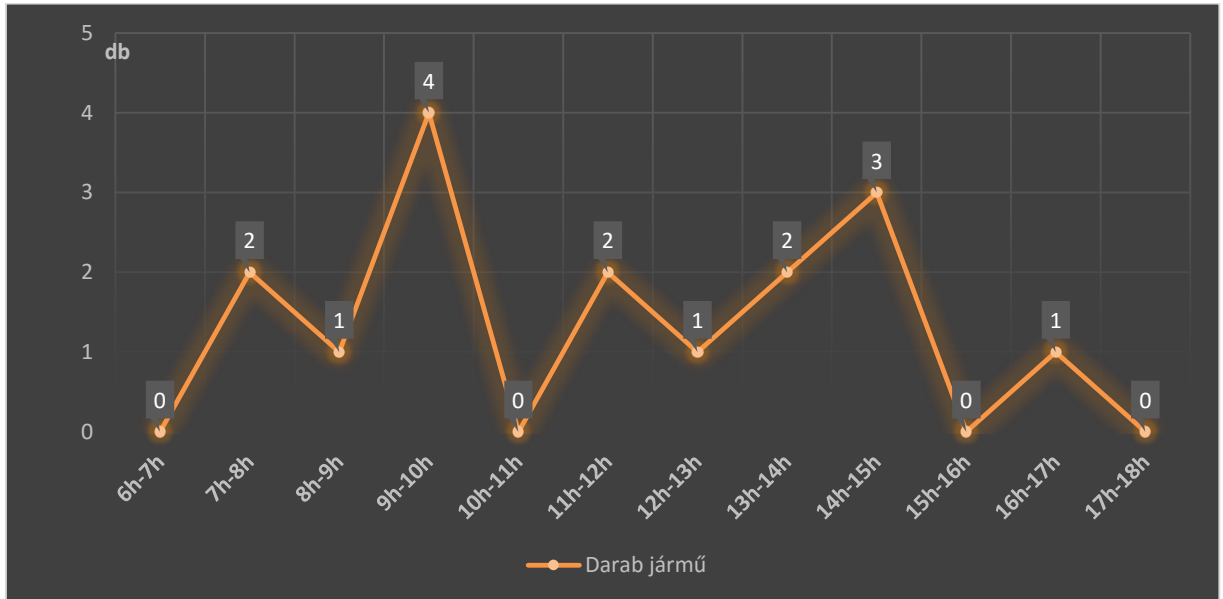
19. ábra. A teljes járműforgalom napi járása

Mivel az 1. útszakasz járműforgalma adta a teljes járműforgalom nagy részét, ezért, mint az a 20. ábrán is látszik, nagyon hasonló a kettő.

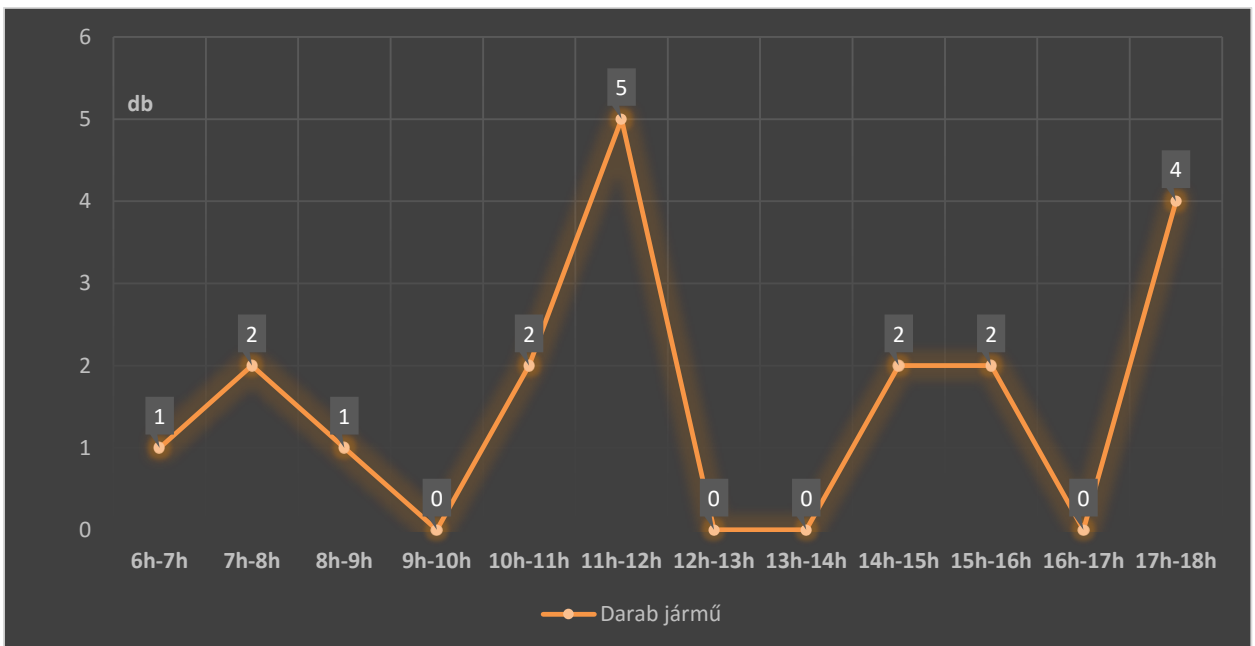


20. ábra. Az 1. sz. útszakasz forgalmának napi járása

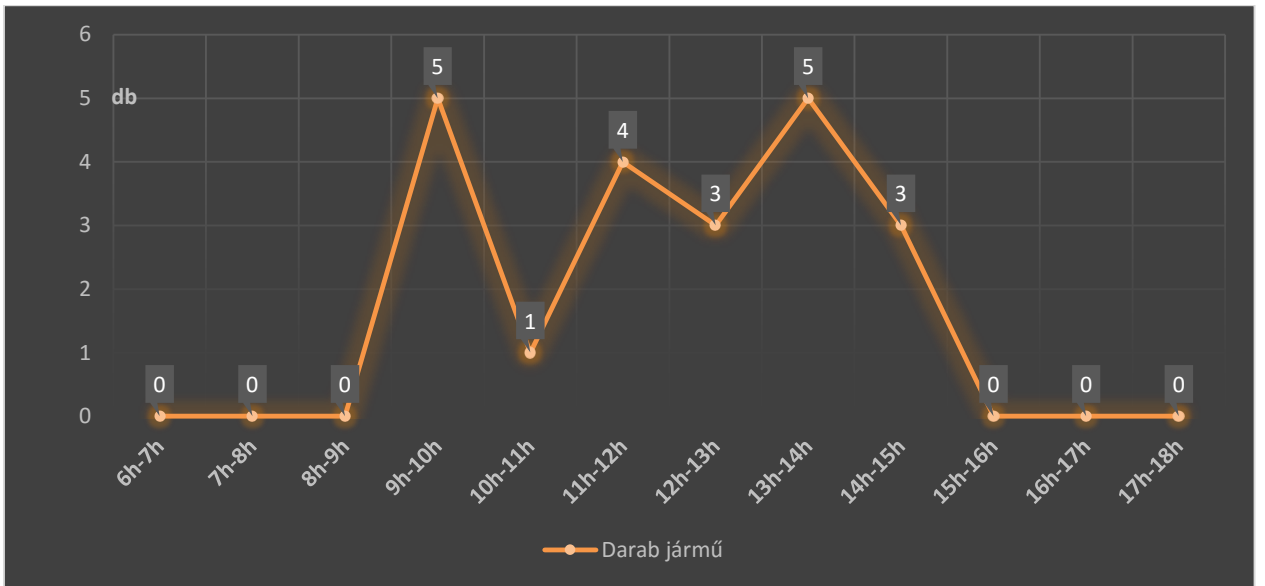
A többi útszakasz forgalmának napi járása más képet mutat: míg például a 2. számú útszakasz 9-10 órakor érte el a maximumot, a 3. útszakaszon ez 11-12 óra között történt. A 4. útszakasznak két maximuma is volt, az egyik 9-10 óra között, a másik pedig 13-14 óra között. Általánosan mindegyikről elmondható, hogy a korai órákban a legkisebb a forgalom (21-23. ábra).



21. ábra. A 2. sz. útszakasz forgalmának napi járása



22. ábra. A 3. sz. útszakasz forgalmának napi járása



23. ábra. A 4. sz. útszakasz forgalmának napi járása

ÖSSZEFOGLALÁS

Szaktervezésem céljából azt tűztem ki, hogy megvizsgáljam, miként változik a toxikus nehézfém-tartalom a vadrózsa áltermésében és a bokrok talajában attól függően, hogy milyen forgalmú útszakaszon gyűjtöttem be azt.

Nemcsak a szépsége teszi különlegessé ezt a növényt, hanem az is, hogy ez egy gyógynövény. Csipkebogyó áltermése C-, A-, B-, K-, P-vitaminokban, vasban és magnéziumban gazdag. Fontosnak tartottuk megvizsgálni, hogy a forgalmas útszakaszok mentén nagyobb toxikus nehézfémterhelés éri-e az itt fekvő talajokat, valamint hogyan mutatkozik ez meg a vadrózsa áltermésének nehézfém-tartalma szempontjából.

A vizsgálatok végeztével elmondhatjuk, hogy nem mindig van összefüggés a forgalom és a talaj/növénytörzsekben fellelhető mikroelem- és nehézfém-tartalom között. Munkánk során a következő vizsgálatokat végeztük el: a talaj növények számára felvehető mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása, a talaj teljes mikroelem- és nehézfém-tartalmának meghatározása, valamint a *Rosa canina L.* álterméseiben lévő mikroelem- és nehézfém-tartalom meghatározása.

Az általam mért nehézfémek és mikroelemek mennyisége (cink, réz, ólom, kadmium, mangán) a kijelölt mintaterületeken a legtöbb esetben a megengedett határérték alatt volt. Voltak azonban kivételek. A réz és az ólom esetében több olyan minta is volt a vizsgálatok során, ami átlépte a megengedett határértéket. A réz esetében ez az álterméseknél volt megfigyelhető. A magas réztartalom azzal hozható összefüggésbe, hogy az adott területen a mezőgazdasági tevékenységek, pontosabban a réz alapú permetszerek használata miatt a szokottnál több halmozódott fel az áltermésben. Az ólom mobilis mennyisége, továbbá a talajban mért össz mennyisége több útszakasznál is magas volt. Az ólom esetében vártuk a legjelentősebb összefüggést a forgalom és a nehézfém-tartalom között, viszont az eredmények csak részben igazolták hipotézisünket, hiszen a 2. számú útszakaszon némileg magasabb volt a talajok teljes ólom-tartalmának átlaga (34,67 mg/kg), mint az 1. számú útszakaszon (30,49 mg/kg). A talaj mobilis ólom-tartalma a 4. sz. útszakasz esetén volt a legmagasabb (4,30 mg/kg), miközben a legforgalmasabb 1. sz. útszakasz talajának mobilis ólom-mennyisége (3,77 mg/kg) volt.

Eredményeink alapján arra a megállapításra jutottunk, hogy a forgalom nagysága mellett számos egyéb tényező is befolyással lehet a talajban és a növényekben jelenlévő nehézfémek mennyiségére.

РЕЗЮМЕ

Метою моєї роботи, було дослідити, як змінюється вміст важких токсичних металів у диких псевдолегеневих культурах та кущовому ґрунті залежно від тої ділянки, з якої я їх збирала.

Не тільки її краса робить цю рослину особливою, але й те, що вона є лікувальною. Шипшина багата вітамінами С, А, В, К, Р, залізом і магнієм. Вважаємо важливим дослідити, чи є більшим токсичне навантаження важких металів вздовж більш «рухомих» ділянок дороги, і як це відображається на вмісті важких металів при врожаї шипшини.

Після завершення досліджень можна сказати, що не завжди існує зв'язок між товарообігом та вмістом мікроелементів та важких металів у зразках ґрунту/рослин. В ході нашої роботи були проведені такі випробування: визначення вмісту мікроелементів та важких металів у ґрунті для рослин; визначення загального вмісту мікроелементів та вмісту важких металів у ґрунті; визначення вмісту мікроелементів та важких металів у *Rosa canina L.*

Важкі метали, які я вимірювала у визначених зонах зразків, в більшості випадків були нижчими за допустимі межі. Однак були винятки.

У випадку міді та свинцю в тестах було кілька зразків, які перевищували допустиму межу. У випадку з міддю це спостерігалось на підставних посівах. Високий вміст міді може бути пов'язаний з тим, що завдяки сільськогосподарській діяльності на даній території, точніше використанню гербіцидів на основі міді, більше, ніж зазвичай, накопичується в псевдокультурі. Кількість свинцю, яке можуть поглинути рослини, а також кількість, виміряна в ґрунті, була великою на декількох ділянках дороги. У випадку свинцю ми очікували найбільш значущої кореляції між перевезеннями та вмістом важких металів, але результати спростовують наше твердження, оскільки середній вміст свинцю в ґрунтах був вищим на ділянці дороги 2, ніж на ділянці 1.

FELHASZNÁLT IRODALOM

1. ALLOWAY B.J. (1995): Heavy Metals in Soils—Blackie Academic and Professional. London.
2. ATKINS P., JONES L. (1999): Chemistry-Molecules, Matter and Change. 4th ed. W. H. Freeman and Company. New York.
3. BARTHA D. (1999): Magyarország fa- és cserjefajai. Mezőgazda kiadó, Budapest.
4. BODOR A. (1983): Erdei termékek gyűjtése és feldolgozása. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
5. CSOMA Z. (2004): Általános talajtan- és talajföldrajz-gyakorlatok. PoliPrint Kft., Ungvár-Beregszász.
6. DUFFUS J.H. (2002): Heavy Metal-A Meaningless Term Pure and Applied Chemistry.
7. FILEP GY. (1988): Talajkémia. Akadémiai Kiadó. Budapest. 293 p.
8. FRIEDLAND A.J. (1989): The movement of metals through soils and ecosystems. In: Shaw, A.J. (ed.) Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. CRC Press, Inc., BocaRaton
9. HOWARD M. (1987): Traditional Folk Remedies, Century.
10. KÁDÁR I. (1993): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyezés megítéléséhez. Növénytermelés. 42: 185-190. p.
11. KÁDÁR I. (1995): A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest. 388. p.
12. KÁDÁR I., NÉMETH T. (2003): Mikroelemek kilúgzása meszes csernozjom talajon. In: Mikroelemek a táplálékláncban. (Szerk.: Simon L. – Szilágyi M.). Bessenyei György Könyvkiadó. Nyíregyháza. 134-149. p.
13. LÁNG I. (2002): Környezet és természetvédelmi lexikon I-II. Akadémia kiadó, Budapest.
14. LISK D.J. (1972): Trace Metals in Soils, Plants and Animals. Adv. Agron. 24: 267-325p.
15. MCNAUGHT A.D., WILKINSON A. (1997): Compendium of Chemical Terminology. IUPAC Recommendations, 2nd ed., blackwell Science, Oxford.
16. MOLNÁR J., MOLNÁR D.I. (2005): Kárpátalja népessége és magyarsága a népszámlálási és népmozgalmi adatok tükrében. PoliPrint, Beregszász.
17. PAPP S.- KÜMMEL R. (1992): Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest.
18. PEREI K., PERNYESZI T., LAKATOS GY. (2012): Bioremediáció. Szegedi Tudományegyetem, Szeged.

19. SIMON L. (1999a): Fitoremediáció. In: Simon L.(szerk.) Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. 5. kötet. Budapest. 221. p.
20. SIMON L. (2004): Fitoremediáció. Nyíregyháza.
21. Speedwave two Microwave Digestion System with Built-in, Non-Contact. User Manual, Berghof Products. Germany, 2004.
22. SPOSITO G., COVES J. (1988): Soilchem: A computer program for the calculation of chemical speciation in soil. Kearney Foundation of Soil Science, Univ. of California.
23. STEFANOVICS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
24. SZABÓ GY. (2000): Talajok és növények nehézfém tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen. Egyetemi Kiadó, Debrecen. 144 p.
25. SZABÓ I.M. (1992): Az általános talajtan biológiai alapjai. Magyar Mezőgazdasági Kiadó Kft., Budapest
26. SZABÓ L. (szerk.) (1998): Növénytermesztés és a környezet. Tan-Grafix Művészeti, Szolgáltató és Kiadó Kft. Budapest. 381. p.
27. SZÁMLÁLÁSI ÚTMUTATÓ (2012): A közúti keresztmetszeti forgalomszámlás kézi adatfelvételeihez. Magyar Közút Nonprofit Zrt., Budapest.
28. TALAJVÉDELMI INFIRMÁCIÓS ÉS MONITORING RENDSZER (1995): Módszertan. Földművelési Minisztérium Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest
29. VÁRALLYAY GY. (1990): Soil quality and land use. In: State of the Hungarian environment. (Eds: Hinrichsen, D. and Enyedi, Gy.) Hungarian Academy of Sciences - Ministry of Environment - CSO of Hungary. Budapest. 91-123. p.
30. VERMEULEN N. (2005): Gyógynövények enciklopédiája, Ventus Libro, Budapest.
31. А.Д. БАЛАЄВ, Ф.С. ГАЛИШ (2011): Ведення сільськогосподарського виробництва у приватному секторі в умовах посиленого антропогенного впливу на навколишнє середовище. Міністерство Аграрної Політики та Продовольства України, Житомир.
32. В.В. МЕДВЕДСЬКА, Т.М. ЛАКТИОНОВОЇ (1998): Земельні ресурси України. Аграрна наука, Харків-Київ.
33. <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v009560907?fbclid=IwAR1Us5EBkrrC6TIRK5RTo1bG4MhFmf36W1dz-enOdhZzwp-eRPLuscWVEMY#Text>
34. ДСТУ 4770.2:2007: Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.

35. ДСТУ 4770.3:2007: Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.
36. ДСТУ 4770.6:2007: Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.
37. ДСТУ 4770.8:2007: Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук хрому в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.
38. ДСТУ 4770.9:2007: Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук свинцю в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з рН 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії.
39. <http://publications.iupac.org/pac/2002/pdf/7405x0793.pdf> Letöltés ideje: 2020.03.25
40. http://www.speed-fit.hu/posts/show/774/a_csipkebogyo_szedese_es_felhasznalasa
Letöltés ideje:2020.03.25
41. <http://www.terra.hu/fak/html/rosa.canina.html> Letöltés ideje:2020.03.25

ÁBRÁK JEGYZÉKE

1. ábra. A mintavételi terület Tiszabökény településen és környékén (saját térkép).....	21.
2. ábra. Az 1. számú útvonal környéke (saját felvétel).....	22.
3. ábra. A 2. számú (a) és a 3. számú (b) útvonal környéke (saját felvétel).....	22.
4. ábra. A 4. számú útvonal (a Tisza partja) látképe (saját felvétel)	23.
5. ábra. A vizsgált talajok kémhatása (saját térkép)	31.
6. ábra. A vizsgált talajok humusztartalma	33.
7. ábra. A vizsgált talajok fizikai félesége.....	34.
8. ábra. A vizsgált talajok potenciális (rejtett) savanyúsága.....	34.
9. ábra. A vizsgált minták cinktartalma	36.
10. ábra. A vizsgált minták réztartalma	37.
11. ábra. A vizsgált minták ólomtartalma	38.
12. ábra. A vizsgált minták kadmiumtartalma.....	38.
13. ábra. A vizsgált minták mangántartalma	39.
14. ábra. A teljes járműforgalom kategória szerinti megoszlása	40.
15. ábra. Az 1. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása	41.
16. ábra. A 2. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása	41.
17. ábra. A 3. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása	42.
18. ábra. A 4. sz. útszakasz járműforgalmának kategóriák szerinti megoszlása	42.
19. ábra. A teljes járműforgalom napi járása	43.
20. ábra. Az 1. sz. útszakasz forgalmának napi járása	43.
21. ábra. A 2. sz. útszakasz forgalmának napi járása	44.
22. ábra. A 3. sz. útszakasz forgalmának napi járása	44.
23. ábra. A 4. sz. útszakasz forgalmának napi járása	45.

TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

1. táblázat. A vizsgált nehézfémek áttekintése potenciális toxicitás, illetve élettani hasznosságuk alapján.....	10.
2. táblázat. Globális nehézfém-emisszió, tonna/év	12.
3. táblázat. A fontosabb kőzettípusok átlagos nehézfém-tartalma, mg/kg	13.
4. táblázat. A vizsgált nehézfémek száraz tömegre vonatkozó koncentrációi szennyezetlen mezőgazdasági talajokban, mg/kg	14.
5. táblázat. A talajok nehézfém-szennyeződésének mezőgazdasági forrásai	15.
6. táblázat. A talajok osztályozása kémhatásuk szerint	25.
7. táblázat. A hozzávetőleges humusztartalom megállapítása a talaj színe alapján	26.
8. táblázat. A vizsgált talajok kémhatásvizsgálatának összefoglaló táblázata	32.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetnyilvánítást szeretnék mondani a biológia és kémia tanszék tanárainak, Csoma Zoltánnak és Csoma Zsuzsannának a laboratóriumi mérések kivitelezése során nyújtott segítségért és végül, de nem utolsó sorban témavezetőmnek, Molnár Ferencnek, aki végigkísérte munkámat és segített ennek megvalósításában.



Ім'я користувача:
Моца Андрій Андрійович

ID перевірки:
1007786155

Дата перевірки:
09.05.2021 10:09:17 EEST

Тип перевірки:
Doc vs Internet

Дата звіту:
09.05.2021 12:04:33 EEST

ID користувача:
100006701

Назва документа: BSc_Biol_Zsendely_Kinga

Кількість сторінок: 56 Кількість слів: 10471 Кількість символів: 89891 Розмір файлу: 2.76 MB ID файлу: 1007885127

16.7% Схожість

Найбільша схожість: 7.34% з Інтернет-джерелом (<https://docplayer.hu/4386636-Szent-Istvan-egyetem.html>)

16.7% Джерела з Інтернету

312

Сторінка 58

Пошук збігів з Бібліотекою не проводиться

0% Цитат

Вилучення цитат вимкнено

Вилучення списку бібліографічних посилань вимкнено

0% Вилучень

Немає вилучених джерел

Модифікації

Виявлено модифікації тексту. Детальна інформація доступна в онлайн-звіті.

Замінені символи

5

**Завідувачу кафедри
Когут Ержебет Імрїївні
від здобувача вищої освіти
Жендей Кінга Карлівна,
студентки IV-ого курсу, біологія**

ЗАЯВА

З правилами чинного Положення «Про академічну доброчесність в Закарпатському угорському інституті імені Ф. Ракоці II» від «30» серпня 2019 року, згідно з яким виявлення плагіату є підставою для відмови в допуску роботи до захисту і застосування заходів дисциплінарної та академічної відповідальності, ознайомена.

Про використання Системи виявлення текстових збігів/ідентичності/ схожості в роботах здобувачів вищої освіти повідомлена та надаю свою згоду на обробку та збереження моєї роботи в Базі даних Інституту. Також надаю ЗУІ право на передачу моєї роботи для обробки та збереження в Системі виявлення текстових збігів/ідентичності/схожості та використання роботи для виявлення плагіату в інших роботах, які завантажувалися/завантажуються для перевірки Системою виявлення текстових збігів/ідентичності/схожості та користувачами, які мають доступ до цієї Системи, виключно в обмежених цілях для виявлення плагіату в текстах робіт.

Робота для перевірки Інституту надається в друкованому та електронному варіанті. Електронна версія моєї роботи збігається (ідентична) з друкованою.

Дата

Підпис

Dr. Kohut Erzsébet

tanszékvezetőnek

Zsendely Kinga

IV. évfolyamos, biológia szakos hallgatótól

NYILATKOZAT

A II. Rákoczi Ferenc Kárpátaljai Magyar Főiskola 2019. augusztus 30-án kelt tudományetikai szabályzatának pontjaival, amelyek szerint plágium felfedezése esetén a diplomamunka nincs védéshez engedve, megismerkedtem.

Tájékoztatást kaptam a plágiumszűrő rendszer használatáról, hozzájárulok a munkám ellenőrzéséhez és tárolásához az intézményi adatbázisban. Felhatalmazom az intézményt, hogy a munkámat ellenőrzés után felhasználhassák a plágiumszűrő program működésénél a további munkák ellenőrzésének folyamatában.

A munkát ellenőrzés céljából elektronikusan és nyomtatott formában is benyújtottam az intézménynek. Munkám elektronikus változata azonos a nyomtatott példánnyal.

Dátum

Aláírás