10.13147/NYME.2016.018

10.13147/NYME.2016.018

NYUGAT-MAGYARORSZÁGI EGYETEM
ERDŐMÉRNÖKI KAR
KITAIBEL PÁL KÖRNYEZETTUDOMÁNYI DOKTORI ISKOLA

Városi és város környéki talajok vizsgálata Sopron és Szombathely területén

DISSZERTÁCIÓ

Horváth Adrienn

Témavezető:

Dr. habil Bidló András intézetigazgató egyetemi docens

Sopron
2016

10.13147/NYME.2016.018

Városi és város környéki talajok vizsgálata Sopron és Szombathely területén

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:

Horváth Adrienn

Készült a Nyugat-magyarországi Egyetem Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola Biokörnyezettudományok (K1) programja keretében

Témavezető: Dr. habil Bidló András

Elfogadásra javaslom (igen/nem) ……

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ……%-ot ért el,

Sopron, …… .....

a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen/nem)

Első bíráló (Dr. ……...……) igen/nem ……

aláírás

Második bíráló (Dr. ……) igen/nem ……...

aláírás

(Esetleg harmadik bíráló (Dr. ……..……) igen/nem …….

aláírás

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján …….%-ot ért el.

Sopron, ……

.....

a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése ……

…….……

az EDHT elnöke

10.13147/NYME.2016.018

NYILATKOZAT

Alulírott **Horváth Adrienn** jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy a **Városi és város környéki talajok vizsgálata Sopron és Szombathely területén** című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a Kitaibel Pál Környezettudományi Doktori Iskola által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében[1].

Kijelentem továbbá, hogy a dolgozat készítése során az önálló munka kitétel tekintetében a konzulenst illetve a feladatot kiadó oktatót **nem tévesztettem meg.**

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy a dolgozatot **nem magam készítettem,** vagy a dolgozattal kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Nyugat-Magyarországi Egyetem **megtagadja a Ph.D értekezés befogadását és ellenem fegyelmi eljárást indíthat.**
A dolgozat befogadásának megtagadása és a fegyelmi eljárás indítása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2016. június 10. _____

doktorjelölt

[1] **1999. évi LXXVI. tv. 34. §** (1) A mű részletét - az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven - a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.

10.13147/NYME.2016.018

Tartalomjegyzék

Kivonat **7**
Abstract **8**
1. Bevezetés és célkitűzés **9**
2. Irodalmi áttekintés **11**
2.1 Az antropogén talajok elnevezése és fogalma 11
2.2 Az antropogén talajok jellemzői és tulajdonságai 12
2.3 Az antropogén talajok jelentősége 14
2.4 Antropogén talajok fémterhelése 16
2.4.1 Ólom (Pb) 19
2.4.2 Cink (Zn) 20
2.4.3 Réz (Cu) 21
2.4.4 Kadmium (Cd) 22
2.4.5 Kobalt (Co) 22
2.4.6 Nikkel (Ni) 23
2.4.7 Egyéb toxikus elemek 23
2.5 Az antropogén talajok kutatása 25
2.5.1 Közép-európai kitekintés 26
2.5.2 Az antropogén talajok kutatásának hazai vonatkozásai 28
2.6 Vízfolyások üledékeinek vizsgálata 31
3. Anyag és módszer **33**
3.1 Természetföldrajzi jellemzés, elhelyezkedés, földtani jellemzés 33
3.2 Szombathely és környéke 34
3.3 Sopron és környéke 37
3.4 A vizsgált területek geokémiai háttere 41
3.5 A mintavétel és a terepi vizsgálatok menete 43
3.5.1 Talajmintavételek 43
3.5.2 A soproni Rák-patak üledékeinek mintavétele 45
3.6 Laboratóriumi vizsgálatok 47
3.6.1 Talajkémiai vizsgálatok 47
3.6.2 Talajfizikai vizsgálatok 49

3.6.3 A talajok tápanyagtartalmának meghatározása 50
3.6.4 A talajok tápelemtartalmának meghatározása 53
3.6.5 A talajok nehézfémtartalmának meghatározása 54
3.6.6 Alkalmazott kiértékelési módszerek 55
3.6.7 A soproni Rák-patak hordalékainak nehézfémtartalom meghatározása 56
4. Eredmények és kiértékelés 58
4.1 A Szombathelyen végzett talajvizsgálatok eredményeinek bemutatása és kiértékelése 58
4.1.1 Talajkémiai vizsgálatok eredménye 60
4.1.2 Talajfizikai vizsgálatok 65
4.1.3 Talajok tápanyagtartalmi vizsgálatai 67
4.1.4 Talajok tápelemtartalmi vizsgálatai 69
4.1.5 Talajok felvehető nehézfémtartami vizsgálatai 70
4.1.6 Az eredmények statisztikai értékelése 79
4.1.7 A szombathelyi eredmények összefoglalása 82
4.2 A Sopronban végzett talajvizsgálatok eredményeinek bemutatása és kiértékelése 85
4.2.1 Talajkémiai vizsgálatok 87
4.2.2 Talajfizikai vizsgálatok 91
4.2.3 Talajok tápanyagtartalmi vizsgálatai 93
4.2.4 Talajok tápelemtartalmi vizsgálatai 97
4.2.5 Talajok felvehető nehézfémtartalma 98
4.2.6 Az alkalmazott statisztikai módszerek értékelése 106
4.2.7 A soproni eredmények összefoglalása 110
4.2.8 A soproni kiegészítő vizsgálatok 113
5. Összehasonlítás 117
6. Következtetések 120
7. Összegzés 121
Tézisek 126
Köszönetnyílvánítás 128
Felhasznált irodalom 129
Mellékletek 139
Szombathely 139
Sopron 145

10.13147/NYME.2016.018

KIVONAT

A kutatás során arra kerestem a választ, hogy az antropogén tevékenységek milyen hatást gyakorolnak a városi talajokra. Sopron és Szombathely város területén és környékén összesen 192 ponton gyűjtöttem talajmintákat 0-10 cm és 10-20 cm-es mélységben. A kémiai és fizikai talajtulajdonságok laboratóriumi meghatározása után, a felvehető toxikus elemek mennyiségének méréséhez (ICP-OES) Lakanen-Erviö-féle kivonatot (LAKENEN & ERVIÖ, 1971) készítettem. Mindemellett összes réztartalom vizsgálatok történtek a kiugró felvehető réztartalmú mintákból, illetve a soproni Rák-patak üledékeinek összes elemtartalma is elemzésre került (MSZ 21470-50-2006). A terepi és a laboratóriumi mérési eredményeket térinformatikai módszerekkel dolgoztam fel (DigiTerraMap), majd következtetéseket vontam le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és az elkészített tematikus térképek alapján. A mérések során hat elemet (Co, Cd, Ni, Cu, Zn, Pb) emeltem ki, melyek kiemelkedő fontosságúak a városi talajokban. A talajminták eredményeinek kiértékelését a Magyarországon hatályos rendeletek határértékei és a KÁDÁR (1998) által javasolt határértékek alapján végeztem. Mindkét városban vizsgált talajok kémhatása semleges vagy gyengén lúgos, így a toxikus elemek előfordulása magasabb koncentrációban csak néhány esetben volt jellemző. A nehézfémtartalom alapján jelentős eltérés nincs az egy ponton mért egymás feletti rétegek között. A felső rétegben több pont mutat szennyezettségi határértéket meghaladó értéket. Az alsó rétegben, ugyan kevesebb mintavételi ponton, de magasabbak, sőt bizonyos helyen kiugróak a mért nehézfémértékek. A természetes háttérkoncentrációt nem haladta meg Cd-, Co- és a Ni-tartalom. Míg Szombathelyen a Cu-tartalom több esetben magasabb volt, mint a természetes háttérkoncentráció, de a szennyezettségi határértéket (40 mg Cu/kg) nem érte el, addig Sopron kiskertes és szőlős területein extrém magas értékek mutatkoztak (> 90 mg/kg Cu). Ez utóbbi réztartalmak ~75%-a elérhető a növények számára. A forgalmas – elsősorban belvárosi – utak mellől gyűjtött talajok a folyamatos terhelés miatt ólommal szennyezettek. Ez a terhelés a külváros felé haladva mérséklődhet, de a külvárosi savanyú kémhatású területek felé haladva a kisebb forgalomból származó terhelés is veszélyes lehet, a toxikus elemek mozgékonyságának növekedésével. Cinkre nézve Szomebathelyen több minta haladta meg az első intézkedési határértéket, melyek a Gyöngyös patak mintáiban mutatkoztak. Sopronban a legmagasabb összterhelést a belvárosi parkok talajának mindkét rétegében mértem Sopronban. A levegőből származó szennyeződések könnyen megkötődnek a város zöldfelületein, és bemosódhatnak a városi zöldfelületek talajába.

10.13147/NYME.2016.018

ABSTRACT

The investigation was aimed at determining the impact of human activities on urban soils. A total of 192 soil samples were collected at depths of 0-10 and 10-20 cm at locations in the towns of Sopron and Szombathely and in neighbouring areas. After the analysis of chemical and physical properties, the heavy metal concentrations were measured using ICP-OES according to the method of Lakanen and Erviö (MSZ 21470-50-2006). Besides, total toxic element content was measured in case of some outliner samples and in case of sediment samples of Rák Creek in the area of Sopron. The field and laboratory data were processed using a GIS system (DigiTerraMap), which provided an useful basis for research. In the course of the measurements six elements were selected (Co, Cd, Ni, Cu, Zn, Pb), which are prominent in urban soils. The results were evaluated on the basis of the limit values in force in Hungary and on the limits suggested by KÁDÁR (1998).

The pH of urban soils was generally neutral, or slightly alkaline in both cities, therefore the occurrence of toxic elements in high concentrations was not typical. There were no significant differences between the data recorded for the different soil layers at each sampling point. Values above the pollution limit were observed at several sampling points in the 0-10 cm layer, but fewer cases of higher or outstanding values were recorded in the lower layer.

The Cd, Co and Ni values were lower than the suggested natural background limits. In Szombathely the copper values exceeded the natural background concentrations in several cases, the pollution limit (40 mg Cu/kg) was not reached. But extremely high result were measured on viticulture areas of Sopron (>90 mg Cu/kg), where the copper content is available for the plants in ~75%. Samples taken alongside busy roads, especially in the city centre, were contaminated with lead due to the continuous traffic. The Pb concentration decreased slightly towards the suburban areas of the cities. Nevertheless, as the suburban soils were more acidic, even the lower pollution caused by the lower traffic level could be dangerous because of the increase in toxic element mobility. The zinc level exceeded the intervention limit in soils of Szombathely, which were taken from the bank of the Gyöngyös creek. For all the heavy metals, the highest pollution levels in both layers were recorded in the soils of parks in Sopron. Airborne pollutants are absorbed easily in green areas of the city or are washed into the soils of the parks or bank of creeks as, unlike concreted surfaces, these locations facilitate the infiltration of heavy metals.

10.13147/NYME.2016.018

„Látni, amit mindenki lát, és gondolni, amit még senki nem gondolt”
Szent-Györgyi Albert

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉS

A városi környezetben található talajok rendszerint bolygatottak, taposottak, ezért a városok fejlődésének köszönhetően nagyon kevés helyen vizsgálhatunk eredeti talajrétegeket. Az urbanizáció már jelentős változásokat idéz elő a városi területek talajaiban, ahol a mesterséges folyamatok túlsúlyba kerülnek. A városokban a levegő-, víz- és talajszennyező anyagok bekerülve a környezeti rendszerekbe hosszútávon fejtik ki egészségkárosító hatásukat. A nyomvonalas létesítmények hálózatának megjelenése, a városi infrastruktúra, a lakókörnyezetek kialakulása mind-mind a talajok átalakulását segítette elő. A legtöbb település helyén eredetileg mezőgazdasági termelés folyt, melyek fokozatosan építési területté minősültek át. A kezdetben kisebb falvak városokká bővültek még több területet bekebelezve, így a magas szerves- és tápanyagtartalom továbbra is jellemző maradt, mindezek mellett törmelékek és vázalkotók nagy mennyiségben jelentek meg. A közlekedés elterjedésével újabb hatások kapcsolódtak hozzá a már meglévőkhöz, mert a kipufogógáz-alkotók és a gépjárművekből származó folyadékok elősegítették a nehézfémek koncentrált akkumulációját a nyomvonalas létesítményeket környező feltalajokban. Ezen elemek előfordulási koncentrációját próbálják visszaszorítani. Míg bizonyos szennyező anyagok eloszlanak, addig a talaj – pufferkapacitásának függvényében – képes ellenállni bizonyos mértékig, de közben felhalmozza a terhelést. Ám bizonyos talajtulajdonságok esetén mégis akkumulálja a szennyezőket és minduntalan megfigyelhetjük az egyes elemeket toleráló indikátor fajoknak is nevezett növények felbukkanását az utak közelében. Ma már viszonylag sok kutatás, tanulmány foglalkozik a városok bolygatott talajainak az ismertetésével, hisz már a múlt század közepétől kutatók százai kezdték vizsgálni az antropogén városi talajokat. Hazánkban ez a szakterület még kevésbé kutatottnak mondható, viszont az emberi jelenlét erőteljes növekedésével egyre többször találkozhatunk majd antropogén hatásra átalakult vagy átalakulás alatt álló talajokkal.

2011-ben a Nyugat-magyarországi Egyetem egy komplex városökológia projektet bonyolított le, ami az urbanizációs, ipari, mezőgazdasági és erdészeti hatásait vizsgálta a természetes környezetre. A komplexitás és precizitás érdekében három magyar város (Sopron, Szombathely és Székesfehérvár) közigazgatási területét és annak vonzás körzetét választották vizsgálati területnek, ahol a városokra kiterjedő kémiai, hidrológiai, talajtani és GIS felmérések készültek (ALBERT & JANCSÓ, 2012). A projekt fő célkitűzése volt, hogy azonosítsa a különböző talajképző tényezők és egyéb folyamatok során (történelem és abiotikus tényezők változása) kialakult, de többnyire azonos emberi hatásokra bekövetkezett változásokat. E dolgozat elsődleges célja, hogy bemutassa Sopron és Szombathely városi talajainak állapotát az elvégzett fizikai-, kémiai- és nehézfémvizsgálatok (Co, Cu, Ni, Pb, Zn) eredményei alapján. Másodlagos kitűzött cél a kimutatható kapcsolatok keresése volt az egyes vizsgált rétegek, illetve a talajállapot és a területhasználat között. Eredményeim alapján a lokális problémák könnyebben behatárolhatók, lehetséges okaik feltárása egyszerűbb. Ezekben a városokban ilyen jellegű átfogó vizsgálat még nem készült, pedig a növekvő népesség, az infrastruktúra és ezek hatásai már láthatóan nagy szerepet játszanak a városi területeken valaha létezett természetes talajok átminősülésében, eltűnésében.

A következő célkitűzések megfogalmazására került sor a doktori kutatás során:

- Céljaim közül kiemelendő a kiválasztott városok (Sopron, Szombathely) jelenlegi talajállapotának felmérése és fizikai és kémiai tulajdonságai vizsgálata,
- Célom a városi talajok felvehető, mobilis nehézfém koncentrációjának (kiemelten: Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) meghatározása és a kapott értékek határértékekkel történő összehasonlítása;
- Célom a nehézfémek mobilitásának vizsgálata a növények által felvehető toxikus elemek mennyiségét befolyásoló talajtulajdonságok értékelése alapján;
- Célom egy adott mintavételi pont esetén két különböző szint (0-10 cm és 10-20 cm) talajminta eredményeinek összehasonlítása és a köztük lévő kapcsolat vizsgálata statisztikai módszerekkel;
- Célom a városokban található talajok területhasználati besorolásával az egyes területhasználati csoportok szennyezettségének meghatározása;
- Célom a kritikus szennyezettséggel bíró területhasználati csoportok és érzékeny területek szennyezettségének feldúsulási faktorokkal történő kiemelt vizsgálata és a toxikus fémek esetleges egészségkárosító hatásának felmérése.

10.13147/NYME.2016.018

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Az antropogén talajok elnevezése és fogalma

Az antropogén városi talajok legelső ismert említése Ferdinand SENFT (1847) talajtannal foglalkozó tankönyvében található. Általánosan jellemző a német nyelvű szakirodalomra (BILLWITZ & BREUSTE, 1980), hogy az antropogén talajok kifejezést használják inkább, mint a városi talajok elnevezést. Ennek elsősorban az lehet az oka, hogy az antropogén szó a görög ánthröpos (jelentése „*férfi*") és -genés (ebben az összefüggésben „*okozta*") utótag szóösszetételéből jött létre és sokkal jobban kifejezi az ilyen talajtípusok alapvető bélyegeit (LEHMANN, 2007). Általában városi talajok vagy antropogén eredetű talajok közé sorolják mindazon városi vagy külvárosi talajokat, amelyek felső 50 cm vastag szintje nem mezőgazdasági, de az emberi tevékenység következményeképpen zavart, degradált vagy átkevert jelleget ölt (BOCKHEIM, 1974). Változó a vastagságuk és általában már 40-50 cm-es mélység alatt természetes eredeti talajokon helyezkednek el. Tehát antropogén talajról akkor beszélhetünk, ha a természetes hatásoknál erőteljesebb mesterséges folyamatok kerülnek túlsúlyba és a talajok felépítése megváltozik (RUNGE, 1975). CRAUL (1992) BOCKHEIM meghatározásához azt a kiegészítés tette, hogy legalább a talajprofil egy részében emberi tevékenység hatására módosított talajanyagot tartalmazó, vagy esetleg teljes egészében feltöltésből álló talajokról beszélhetünk. A kialakult talajréteg megjelenése és jellemzői is eltérnek az eredeti talajtól, melynek oka lehet a keverés, bolygatás vagy szennyezés. HOLLIS (1991) szerint

„a talaj a Föld felszínén elhelyezkedő konszolidálatlan ásványi vagy szerves anyag, mely potenciálisan képes a növénytáplálásra”,

tehát olyan talajokra is vonatkoztatható, melyek nem képesek termőhelyi funkciót betölteni toxikusságuk miatt. MICHÉLI és munkatársai (1999) az Anthrosol talajokat az ásványi talajok szerves talajanyagot nem tartalmazó talajok csoportjába sorolta és rövid megfogalmazás szerint olyan „ásványi talajok, amelyek kialakulásában az emberi tevékenység volt a meghatározó”. Bővebben jellemzésüket tekintve pedig:

„Ember által létrehozott vagy nagy mértékben átalakított (hosszú ideje folyó öntözés, trágyázás, felső szintek elhordása, más anyag stb.) antropogén talajok. Bennük az eredeti talajképző folyamatok és az eredeti talajszintek nem ismerhetők föl. … Szelvényfelépítésük és használatuk változatos.”

A WRB nyomán megjelent Talajtani Praktikum pontos és legfrissebb megfogalmazását tekintve (NOVÁK, 2013):

„Olyan talajok, amelyek a felszíntől számított 100 cm-en belül térfogatuknak legalább 20%-ában tartalmaznak műterméket vagy máshonnan antropogén tevékenység következtében odaszállított természetes anyagot (HTM = human transported materials), vagy új, emberi tevékenységből származó talajszintjük van, vagy a talajszintek eredeti sorrendje emberi tevékenység következtében megváltozott.”

2.2 Az antropogén talajok jellemzői és tulajdonságai

BILLWITZ & BREUSTE (1980) szerint a városi területek tipikus jellemzője a különböző anyagokból (pl.: fa, papír, üveg, műanyag, aszfalt, szerves hulladék stb.) álló néhány méter vastag antropogén felhalmozódás. Felhalmozódásuk mellett ezek a mesterséges anyagok keveredhetnek természetes anyagokkal is (HILLER & MEUSER, 1998). Itt érdemes tisztázni a műtermék fogalmát, mely olyan szilárd vagy folyékony anyag, amely az ipari vagy kézműves tevékenységek eredményei vagy emberi tevékenység által olyan mélységből felszínre hozott termékek, ahol eddig nem voltak kitéve a felszíni folyamatoknak és jelenleg más környezeti feltételek közé kerültek (FAO et al., 2006). Pórustérfogat csökkenéssel járó erős tömörödöttség (PATTERSON, 1976), intenzív felszíni beépítettség, magas műtermék és jelentős $CaCO_3$-tartalom, lúgos pH érték, toxikus anyag akkumuláció jellemzi őket, így az ilyen talajok hidrológiai viszonyai illetve tömörödöttségük is jelentős mértékben különbözik a természetes talajokétól (SCHLEUSS et al., 1998). Az ilyen talajokra a magas szerves- és tápanyagtartalom továbbra is jellemző maradt és mindezek mellett törmelékek és vázalkotók nagy mennyiségben jelentek meg (GÉCZI, 2007). Sorolhatnánk a megannyi tulajdonságot, de az *1. táblázat* röviden összefoglalja a legáltalánosabb és leglényegesebb antropogén talaj tulajdonságokat, melyeket LEHMANN & STAHR (2007) összegzett.

10.13147/NYME.2016.018

1. táblázat. Általános antropogén talajjellemzők (LEHMANN & STAHR, 2007)

Tulajdonság	Jellemző	Megjegyzés
Műtermék	Sok	vízáteresztő képességet növelő törmelék, vagy nagyméretű műterméket tartalmazhat felszíni vagy felszín alatti lefedettséggel rendelkező talajokban
pH	Lúgos	építkezési hulladékban gazdag talajokban
Szerves szén és tápanyagok	Magas	szerves hulladékok, porok és égéstermékek jelenléte előzőleg kertészeti célokra használt talajokban jelenlegi altalaj rétegekben, melyek keveredtek az egykori feltalaj anyagával
Szennyeződések	Sok	erősen iparosodott városokra jellemző a termelési folyamatok által kibocsátott égéstermékek vagy más anyagok talajokban való előfordulása
Térfogattömeg	Nagy	feltalajok: a talajfelszínre mechanikus erők gyakorolnak hatást altalajok: az építkezési tevékenységek okozta kompakció hat
Talajhőmérséklet	Magas	magas léghőmérsékletű városi területek esetében fűtött talajokban
Talajnedvesség	Alacsony	csatornázott, főként építkezési célra használt talajokban
Kor	Fiatal	gyakori talajáthelyezés miatt
Fejlődés	Erős ex situ	hosszú ideje tartó építkezések miatt az egykori természetes talajok elhurcolt talajanyagaiból állnak

BURGHARDT (1994) szerint a városi talajok talajfejlődési folyamatai, indikátorai még nem eléggé ismertek, így fejlődésük irányát nehéz megjósolni. Ennek oka, hogy nemcsak természetes faktoroktól, hanem a szociális és gazdasági folyamatoktól is függenek. Mivel az

urbán talajok alkáli fémekben gazdagabbak, így magasabb a pH-értékük. Ennek egyik oka a városi építkezési hulladékok talajba kerülése, a másik pedig a jégmentesítés során kijuttatott NaCl és $CaCl_2$.

2.3 Az antropogén talajok jelentősége

Már említésre került, hogy az antropogén városi talajok legelső ismert említése Ferdinand SENFT (1847) talajtannal foglalkozó tankönyvében található. A szerző említést tesz olyan talajokról, melyek városi, ipari vagy bányászati környezetben fellelhetőek és a lerakódott veszélyesebb hulladékok miatt alacsonnyá vált a termékenységük. Ezután majdnem 100 évet kellett várni, míg az iparosodás fellendülésével az antropogén hatások növekedése miatt újra előtérbe kerültek a városban és környékén jelentkező talajtani problémák.

Egy város első részleges talajtani feltérképezését a németországi Bottropban Essentől nem messze valósították meg, ahol különböző talajtípusokat különböztettek meg a földhasználat szempontjai alapján (MÜCKENHAUSEN & MÜLLER, 1951). Néhány év múlva miután TYURIN (1957) a moszkvai talajok humusztartalmának vizsgálatára konkrét még ma is használatban lévő módszert mutatott be, ZEMLYANITSKIY őt kiegészítve Moszkva városi talajait térképezte fel. A különböző jellemzőik alapján csoportosította őket, majd fizikai és kémiai tulajdonságaikat meghatározta, leírta, majd publikálta 1963-ban. Az 1970-es években számos német és amerikai kutató kezdi vizsgálni az antropogén városi talajokat, például BLUME (1975), BLUME & RUNGE (1978), MAECHLING et al., (1974) és FANNING et al., (1978). Természetesen mindenki a saját környezetében, városában, országában kezdte meg először a vizsgálatokat, de ekkor már kezdeményezések indulnak a nemzetközi együttműködések céljából és a tapasztalatok cseréjéről. Az első nemzetközi szimpóziumot a városi talajokról Berlinben rendezték meg, melyet nagy érdeklődés övezett már akkor is. Elsősorban német kutatók mutatták be eredményeiket (BLUME & SCHLICHTING, 1982), de több amerikai kutató is folytatott városi talaj vizsgálatokat. 1985-ben megrendezett konferenciát követően jelent meg a METRIA5 konferenciakötet, melyben 17 oldalon keresztül részletesen kerültek bemutatásra a városi talajok legfontosabb tulajdonságai és jellemzői. CRAUL (1992) saját kutatásán keresztül készített átfogó leírást a New York területén található antropogén talajokról, melynek bár nem konkrétan a városi talaj vizsgálatok ismertetése a cél, hanem a városban elültetett fák várostervezési szempontból történő vizsgálata. Ez a két tudomány a kezdetektől fogva összekapcsolható, de a várostervezés sokáig nem vette figyelembe az

antropogén talajok ismeretének fontosságát, ezért lényeges, hogy külön fejezetet szántak ismertetésükre. A 90-es évektől az antropogén talajok vizsgálata a talajszennyezések feltárására koncentrálódott és a talajtani módszerek kidolgozása került előtérbe. Mivel az urbanizáció jelei már egyértelműen jelentkeztek a városok területein található talajok tulajdonságaiban, rengeteg publikáció született a témában és foglalkozott a városokba tömörülő népesség átalakító hatásainak vizsgálatával.

Az első jelentősebb összefoglalót a BULLOCK & GREGORY szerzőpáros dolgozta ki 1991-ben, elsősorban a városi talajok képződésével és fejlődésével, valamint a talajok horizontális és vertikális változékonyságának vizsgálatával foglalkoztak. Néhány évvel később a francia BAIZE meghatározta az antropogén városi talajok két típusát és annak legmagasabb taxonómiai szintjét. Az évtized közepétől megindultak a nemzeti klassszifikáció kidolgozások például Németországban (FINNERN, 1994), Franciaországban (BAIZE, 1995) és Oroszországban (SHISHOV, 1997). 1995-ben az USA-ban is kezdeményezték a talajok taxonómiájának elkészítését. 1998-ban megalakult az International Union of Soil Sciences IUSS - "Urbán talajok – A városi, ipari, közlekedési és bányászati területek talajai" munkacsoport (SUITMA – Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas), mely napjainkig tevékenykedik és segíti az urbán talajok tudományos megismerését. A 2000. évben pedig sor került az első nemzetközi konferenciára a városi, ipari, közlekedési és bányászati területek talajairól a németországi Essenben (BURGHARDT & DORNAUF 2000). A legutóbb pedig 2015-ben volt SUITMA konferencia Mexikóvárosban, ahol a városi, ipari, közlekedési, bányászati, katonai területek mellett a városok zöldfelület növelését (zöldfalak, zöldtetők) és a városi kertek talajrétegeinek vizsgálatával bővítették az ismereteket. 2006-ban a Word Reference Base (WRB) az antropogén városi talajokat a talaj erőforrásokra vonatkozóan a Technosols talajcsoporttal együtt tette közzé. Szintén ebben az évben a 18. Talajtani Világkongresszuson Philadelphiában az antropogén talaj képezte az alapját számos kutatási témának. Az érdeklődés ezek után a városi talajok szerves anyagainak vizsgálatára irányult és több kutatás is elkezdte vizsgálni szén-dioxid-elnyelő szerepüket, miután POUYAT és munkatársai (2006) nagy mennyiségű szerves szenet találtak a vizsgált lakóövezetek talajaiban.

Az évek előrehaladtával fejlett országok már kiterjedt ismeretekkel rendelkeznek saját országaik városi talajairól, de 2010-ben már felmerült a fejlődő országok – Kína, India – eddig kevésbé szennyezett, de a rohamosan iparosodó területek talajainak elszennyeződése és pusztulása. A növekvő agglomerációval együtt tehát növekszik a talajszennyezettség, a városi talajokat érő hatások felerősödnek (MEUSER, 2010). Korábban pedig már említésre került,

hogy a WRB 2014-es kiadása már két külön referencia-csoportba sorolja az emberi hatásra módosult talajokat (WRB, 2015). Hazánkban is elkezdődött ennek a referencia csoportnak a kidolgozása, melyre FARSANG és munkatársai javaslatot tettek a témában megjelent cikkben (FARSANG et al., 2015). E szerint a hazai, megújuló talajosztályozás tervezetében a szilárd burkolattal fedett talajok nem kapnak helyet a kategóriában. Ennek a döntésnek – ausztráliai minta alapján – a nehézfémszennyezettséget tekintve gyakorlati következménye lesz, hogy a burkolt felületek alatti szennyezett talajok nem számítanak talajnak, és rehabilitáció esetén nem, mint talajt kell megtisztítani őket, hanem veszélyes hulladéknak fognak minősülni.

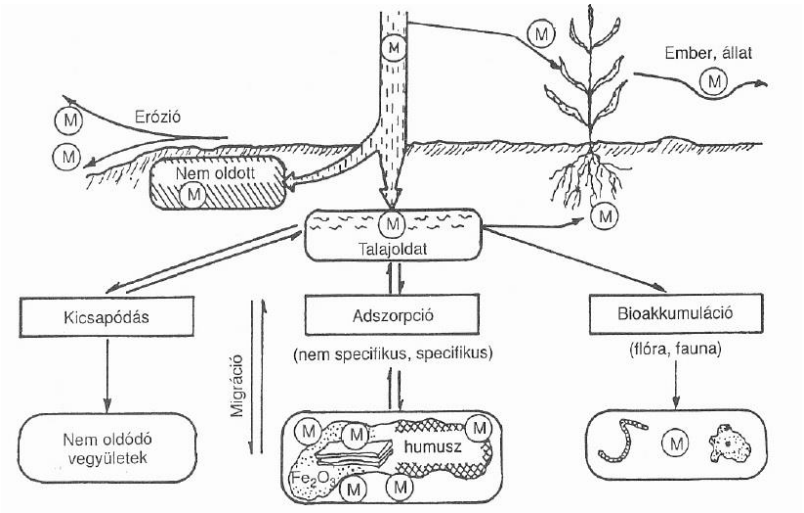
2.4 Antropogén talajok fémterhelése

A nehézfémek természetes összetevőként is megtalálhatók a talajban. A talajok nehézfémtartalma elsősorban az alapkőzettől függ, egyes esetekben értékük nagyon magas is lehet. Legtöbb esetben azonban az antropogén hatások okolhatók a megemelkedett toxikus elemtartalomért. Ennek okai főként a fosszilis energiaforrások eltüzeléséből kiülepedő szennyező anyagok kiülepedése vagy a közlekedés és az ipari létesítmények emissziójából az atmoszférába került szennyeződések, melyeknek egy része – jellemzően a belvárosban – a talajfelszínre ülepszik. Emellett nehézfém akkumuláció alakulhat ki a meddőhányók, kohászati területek környezetében és a műtrágya, a szerves trágyafelhasználás valamint a hígtrágya elhelyezése miatt is (CSATHÓ, 1994; KÁDÁR, 1991; SZABÓ et al., 1994; VERMES, 1994; SIMON, 2006). A városi területek felépítésére – doktori kutatásom alatt szerzett tapasztalataim szerint – jellemző, hogy az erős antropogén hatásokat elszenvedő belvárost a kevesebb, de lokális pontokon jelentősen terhelt külváros, illetve kertváros övezi, melyet végül még valamelyest öntisztuló képességgel rendelkező mezőgazdasági, bányászati vagy természeti környezet veszi körül. A talajok nehézfém szennyezettsége súlyos környezet, illetve egészségkárosodást okozhat. A Zn, Cr, Co, Mn, Mo, Sn, Cu és a Fe esszenciális fémek, míg az As, Cd, Ag, Hg, Pb és a Be az élő szervezet számára bizony koncentráció felett kifejezetten toxikusak. A fémek toxicitását az oldhatóság, az ionerősség, a pH és a redox viszonyok határozzák meg. Így a hőmérséklet, az oldhatósági, a pH és a redox viszonyok megváltozásával a jelenlévő fémvegyületek egymásba átalakulva a legtoxikusabb formában is jelen lehetnek (HORVÁTH, 2011).

Hazánkban, de külföldön is a legtöbb problémát a környezetbe került kadmium (Cd), króm (Cr), réz (Cu), higany (Hg), nikkel (Ni), ólom (Pb) és cink (Zn) okozza, hisz a kiváltó emberi

10.13147/NYME.2016.018

tényezők mindenhol hasonlóak, eltérés csak dózisukból, folyamatosságukból és az adott geológiai adottságokból adódik. A felsorolt nehézfémek egyik jellemzője, hogy legtöbbször a feltalajban feldúsulva talajkolloidok által megkötődhetnek, de a talaj csak egy bizony határig képes pufferként viselkedni, utána telítetté válva szennyezőként kezd el hatni környezetére. A feldúlásuk főleg akkor válik lehetségessé, ha az anyagok perzisztensek vagyis nagy a természetes lebomlással szembeni „ellenállásuk", például a nehézfémek egyáltalán nem degradálódnak (FILEP, 1999).

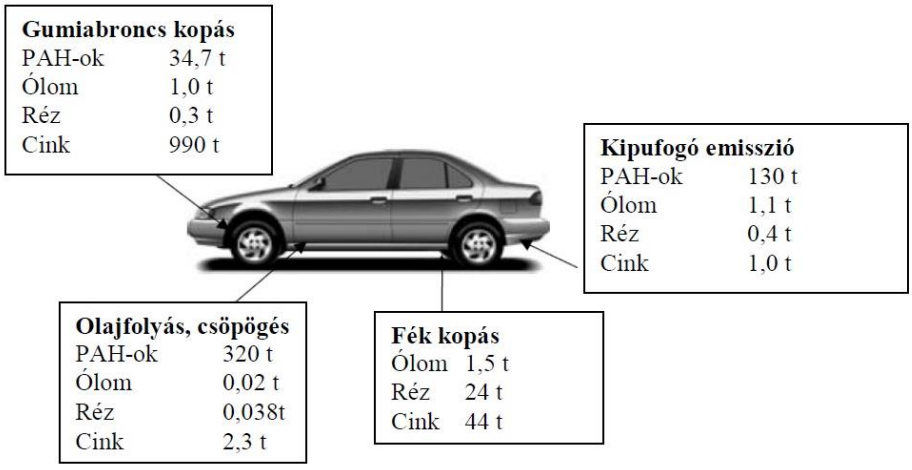


1. ábra. A toxikus nehézfémek viselkedése a talajban; M=toxikus nehézfém (FILEP, 1999)

Ha a toxikus elemek a talajsavanyodás hatására mobilizálódnak, a talajoldatban való megjelenésük után – már a talajoldatból is – a talajvízbe jutva bekerülnek a táplálékláncba (*1. ábra*), komoly veszélyt jelentve az emberi és állati szervezetre (KÁDÁR, 1995; SIMON, 2006). Tehát a fémek mobilitása a talajban erősen függ a kémhatástól. Az antropogén talajok kémhatása általában a gyengén lúgos, lúgos tartományba sorolhatók (LEHMANN, 2007), így a fémek akkumulációja – nagyfokú perzisztensége – jellemző. A kadmium és a kobalt mérsékelten mobilis, míg az ólom, a cink, a nikkel és a réz csak gyengén mobilis (MCELDOWNEY et al., 1993). A fémek leggyakrabban a talaj felső, szervesanyag komplexeiben dúsulnak fel (ZÖTTL, 1987), de a hidrogénionok kiszoríthatják a fémionokat a humuszmolekulák és az agyagásványok felületéről (MCELDOWNEY et al., 1993, SZEGEDI, 1999b). Stabilitásuk így a talaj savanyodásával csökken, amely nagymértékben gyorsítja a mélyebb rétegekbe jutásukat.

10.13147/NYME.2016.018

KÁDÁR (1998) szerint a talajok nehézfém-szennyeződésénél minden esetben egyedi értékelést kell végezni, mert a kritériumok csak általános iránymutatóul szolgálnak (SIMON, 2006). A szakirodalomban irányadó határértéket találunk a talajszennyezettség kimutatására, országonként törvényi szabályozás írja elő az egészséget veszélyeztető határértékeket. Az intenzív városi közlekedés miatt nagy mennyiségben kerülhetnek különböző fémek először a levegőbe, majd a talajba, valamint az út menti növényzetbe (FIEDLER, 1990). Az innen származó toxikus fémek legnagyobb hányada – ólom – az üzemanyag elégetésekor, míg a további szennyezők a gépkocsik korróziójával (pl. Zn, Cu), illetve a gumiköpenyek kopásakor (pl. Cd) szabadulnak fel. A *2. ábra* emissziós mennyiségeket is bemutat a szennyező anyagok keletkezésének helyén, melyet az Egyesült Királyságban mért 2003-as évi adatok alapján becsültek meg. Itt megjegyzendő, hogy a toxikus fémek – például Cu, Cd, Hg, Pb – többsége folyadék fázisban vannak jelen (FIONA et al., 2006). A Cu, Co, Zn és Ni kis mennyiségben esszenciális és csak nagy mennyiségben toxikus, de a Cd és az Pb akkumulálódva erősen mérgező lehet (BLUME, 1992; SZABÓ, 1996).



2. ábra. A 2003-as évi becsült emissziós értékek az Egyesült Királyság területén a keletkezés helye szerint lebontva (FIONA et al., 2006)

Magyarországon a fémterhelések mértékének vizsgálatát a Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer (TIM) végzi, mely keretében országos képet kaphatunk a talajok állapotáról. Az alapállapot felvétele 1992-ben történt meg, mely során elvégezték a talajfizikai alapállapot felmérését, azóta évenként ismétlődik a mintavétel, de bizonyos paramétereket 1, 3 és 6 évente felülvizsgálják. Az adatbázis eredményei alapján a nehézfémtartalmi méréseket

6 évenként, a NO_3^--tartalmat pedig évente végzik, és az aktuális jogszabályi előírásokban meghatározott határértékekhez hasonlítják (BERÉNYI-ÜVEGES & MARTH, 2010).

A fémterhelések mértékét különböző szennyezési indexek vagy feldúsulási faktorok – szennyeződések feltalajban való dúsulásának mértéke – kiszámolásával értékelik, melyeket a legkülönbözőbb talajok esetében is alkalmaznak (BLASER et al., 2000; FACCHINELLI et al., 2001; BIASIOLI et al., 2006; GUERRA et al., 2011; SZOLNOKI, 2014). Ha a feldúsulási faktorok értéke 1 körüli vagy az alatti, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém feldúsul a feltalajban, aminek egyrészt a talajképződési folyamatok, másrészt antropogén hozzájárulás lehet az oka. A természetes, pedogenetikus feldúsulás általában nem magasabb, mint kettő, így ennél nagyobb feldúsulási faktor érték esetén jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető a felszíni szintben (FACCHINELLI et al., 2001; SZOLNOKI, 2014). A következőkben felsorolásra és bemutatásra kerülnek az antropogén talajokra legjellemzőbb elemek.

2.4.1 Ólom (Pb)

Az emberi tevékenység által formált területek talajainak legtoxikusabb eleme az ólom, mely táplálékkal és belélegzéssel is bejuthat az emberi szervezetbe, de megtalálható a házi porban, festékekben, kozmetikumokban is. A májban, valamint a csontokban halmozódik fel, nagyobb mennyiségben a vesék és az idegrendszer károsodása következik be. Elsősorban az ülepedő porszemcsékre rátapadva, a levegőből kerül ólom a talajba. A nem szennyezett talajokban az ólomkoncentráció rendszerint 2 - 20 mg/kg Pb, ipari területeken a 3000 mg/kg Pb értéket is elérheti, forgalmas utak mentén átlagosan 500 - 600 mg/kg ülepszik le (FILEP, 1999). Az ólom oldhatósága és koncentrációja a talajban lévő kolloid minőség és mennyiség valamint a kémhatás függvénye. Vas- és mangán-oxidokhoz kötődik, ráadásul nagyon erősen – 5-ös pH felett csak csekély mértékben oldható –, ami a szerves komplexképződés és specifikus adszorpció miatt alakul ki. Erősen savanyú talajokban megnő a kicserélhető és az oldható ólom mennyisége, de még akkor is jelentősebb mennyiségű az immobilis, humuszanyagokhoz kötődő fém-szerves komplexek aránya (CSATHÓ, 1994). SIPOS (2010) vizsgálatai alapján a legtöbb nehézfém eloszlását talajtípustól függetlenül egyenletesnek találta, de az ólom koncentrációja a feltalaj rétegekben a legmagasabb és lefelé haladva fokozatosan csökken. Az okok a szerző szerint az ólom és a szervesanyag-tartalom szoros kapcsolatára vezethetők vissza, emellett a légköri leülepedés is jelentősen növeli a feltalaji felhalmozódást.

A Pb-terhelés annak ellenére jelentős, hogy Magyarországon a 1990-es években betiltották az ólmozott benzin használatát. Először 1985-ben 0,7 g/l-ről 0,4 g/l-ra csökkentették a benzin ólomtartalmát, majd a MOL Rt. 1996-ban kezdte meg a 95-ös oktánszámú ólommentes üzemanyag árusítását (ÁRKOSI & BUNA, 1990), 1999-ben végleg kivonták ólmozott üzemanyagokat a forgalomból (NASZRADI, 2007). Az üzemanyagokban legjellemzőbb ólomvegyületek az ólom-tetraetil és az ólom-tetrametil, melyeket a kompresszió tűrésének fokozására használtak (PUSKÁS, 2008). Lúgos közegben a kevéssé gyengén mozgékony Pb^{2+} még a viszonylag sok és nagy intenzitású csapadék hatására sem mozdul el, vagyis a feltalajban tárolódik. Több kutató talált összefüggést az Pb-tartalom és úttól való távolság között. SZEGEDI (1999a) az utak melletti 2-20 m-en belül megemelkedett Pb-szintet állapított meg, míg a többi elemnél nem tapasztalt összefüggést a távolsággal. MEUSER (2010) szerint a nehézfémek koncentrációja csökken az utaktól való távolsággal, valamint a talajmélységgel. Becslések szerint a kibocsátott ólom körülbelül 10%-a 100 méteren belül rakódik le (THORTON, 1991). Korábban ólomban gazdag festékeket használtak az épületek külső kezeléséhez, melyek elöregedésével és porladásával a közelben lévő talajokban jelentős ólomtartalom növekedés volt tapasztalható, melyről a nyolcvanas években több tanulmány is született (SPITTLER & FEDER, 1979; PREER et al., 1980; CHANEY et al., 1984). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke ólomra 100 mg/kg Pb.

2.4.2 Cink (Zn)

A cink a magasabb rendű növények számára nélkülözhetetlen mikrotápelem, mely jelen van használati eszközeinkben, háztartási termékeinkben és galvanizáló fémként akár a vízvezetékben is (CSATHÓ, 1994). FÜGEDI (2004) felszín közeli üledékeket vizsgált az egész ország területén és rámutatott a szikesek és a meszes talajok cinkhiányára. Talajtípustól függően 14-600 mg/kg Zn értékeket mért. A légköri cink legvalószínűbb forrása szintén a közlekedés, mégpedig a gumiabroncsok kopása. Talajban kizárólag Zn(II) formában fordul elő az agyagásványok kristályrácsaiban és a különböző szorpciós komplexekben. A koncentrációja a talajoldatban csekély. Az adszorbeált Zn^{2+}-ionok csak részben cserélhetők ki. A cink mozgékonysága mérsékelt a talajban, mely a kémhatás csökkenésével – csakúgy, mint általában a többi elem esetében – növekszik (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001;

SIMON, 2006). A világ szennyezetlen talajainak cinktartalma 10-300 mg/kg Zn, átlagos koncentrációja 50 mg/kg Zn (ADRIANO, 1986; MERTENS & SMOLDERS, 2013).

A cinket a növények általában nagyobb mennyiségben hajlamosak felvenni, mint a többi nehézfémet, tehát a cink sokkal mobilabb a talaj-növény rendszerben (SZOLNOKI, 2014), mint más mikrotápelem, emellett kutatások szerint erős korrelációs kapcsolatban áll az utak mellett felhalmozódott ólommal (MANTA et al., 2002; BRETZEL & CALDERISI, 2006). Korábban már említésre került, hogy a cink egyik fő forrása a gumiabroncsok kopása, így az ólommal együtt felhalmozódhat forgalmas út menti talajokban. Mivel a növényi Zn felvehetősége oldhatatlan komplexe miatt nehézkes és táplálkozásunk során kevés szem és magtermést fogyasztunk, így a Zn hiány általában jellemző az emberi és állati szervezetekre, túladagolásának veszélye viszont így minimális (CSATHÓ, 1994). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt cink szennyezettségi határértéke 200 mg/kg Zn.

2.4.3 Réz (Cu)

A litoszférában átlagosan 50 mg/kg réz található, felszíni talajok réztartalma 2-250 mg/kg Cu tartományban változik, ami átlagosan csak 20 mg/kg Cu, de eloszlása a felső talajrétegben egyenletes a kutatások alapján (ALLOWAY, 1990; SZEGEDI, 2011). A réz a növények számára esszenciális mikroelem, mely részt vesz a fotoszintézisben és a nitrogén anyagcserében több enzim alkotórészeként (FODOR, 2002). A réz mozgékonysága kicsi a talajban, ionos állapotban hamar megkötődik szerves anyagban, vagy vasoxidokhoz, agyagásványokhoz is kapcsolódhat olyan erősen, hogy kicserélhetővé tenni még a Ca-ionnál is nehezebb. Erre szinte csak a H^+-ion képes, ezért alacsony a mobilitása lúgos kémhatású talajokban (ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1995). A réz a legtöbb talajban Cu^{2+}-ion alakban fordul elő, de ahol reduktív körülmények vannak, ott Cu^+ formájában fordul elő (OORTS, 2013). A talajban található réz koncentrációját nagyban befolyásolja az anyakőzet és a talajoldatban csak néhány mg/kg réz van. A réz az erősen savanyú talajokban a legoldhatóbb, de a pH-érték csökkenésével mobilissá válhat. SZOLNOKI (2014) szerint a szerves talajokban sokszor lép fel rézhiány, mert hiányoznak a málló ásványok, kőzetek, épp ugyanúgy, mint ahogy a savanyú homokos, kavicsos talajokban sincs rézutánpótlás. A réz megjelenését városi területeken a mélyben elhelyezett rézvezetékek korróziója okozhatja, mivel a felszínre kerülő Cu nagyobb része a bolygatatlan talaj felső néhány cm-ben kötődik meg (SZEGEDI, 1999b). Emellett a Cu-tartalmú növény védőszerek jellemzően a szőlő-területek feltalajában halmozódhatnak fel

(HORVÁTH et al., 2014). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke rézre nézve 75 mg/kg Cu.

2.4.4 Kadmium (Cd)

A kadmiumot inkább a mezőgazdasági területeken vizsgálnak, mivel a növények sok esetben látható tünetek nélkül juttatják a táplálékkörforgásba az akkumulálódott Cd-ot (SIMON et al., 1999). Por vagy füst formájában mérgező, oldott formában erősen mérgező. Csontok és a vesék károsodását idézi elő, belélegezve nagyobb mennyiségben tüdőkárosodást is okozhat. Magas értékek legtöbbször a hulladékégetésből, szennyvizekből és a közlekedésből származhatnak, de az ércbányászat és a fémfeldolgozás is felelőssé tehető. A Cd a talajban kevésbé dúsul fel. A gumiabroncsok csak kis mennyiségben tartalmaznak kadmiumot, de ugyanakkor az üzemanyagok – dízelolaj – elégetésével is kijut a környezetbe (HJORTENKRANS et al., 2006; SZOLNOKI, 2014). A Cd a légköri csapadékkal, oldott állapotban kerül be a talajba, emellett a könnyen mobilizálható, felvehető fémek közé tartozik. A kadmium kémiailag szoros rokonságban van a cinkkel, amelynek mennyiségét Zn/Cd aránnyal is kifejezhetjük (SMOLDERS & MERTENS, 2013). A kadmium Cd^{2+}ion formájában van jelen a talajban, melynek mozgása a többi eleméhez hasonlóan pH-függő. Ha a talaj pH<5 alá csökken, akkor az összes kadmiumnak már több mint 30%-a felvehetővé válik a növények számára. Felvehetőségét csak a humuszanyagok csökkentik savas közegben, mivel gyenge komplexképző, de Cl^- és SO_4^- ionokkal képes stabil oldható komplex képezésére. Emiatt az utakra kiszórt só hatására és KCl-os trágyázás után, a felső talajrétegben jelentős Cd-mobilizálódás indulhat meg (FILEP, 1999). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet szennyezettségi határértéke: 1 mg/kg Cd.

2.4.5 Kobalt (Co)

A kobalt természetes előfordulása a talajban átlagosan 18 mg/kg Co, kis mennyiségben esszenciális (CSATHÓ, 1994). Mobilis elem, mely könnyen a talaj mélyebb rétegeibe mosódhat, hisz az ólomhoz hasonlóan nem kötődik a humuszhoz (SZEGEDI, 1997b). Döntően természetes forrásból (pl. az alapkőzetből) származnak, de az antropogén tevékenységből (pl. égetésből) eredően mennyiségük a talajban megemelkedhet. A Co kémiai tulajdonságai

hasonlóak a mangánéhoz, így sokszor azzal együtt fordul elő. A pH növekedésével oldhatóságuk csökken (UREN, 2010), tehát a lúgos városi talajokban kevésbé felvehetőek. A Co a vasban és mangánban gazdag szilikátokhoz kötődik, valamint vas- és mangánoxidokkal asszociált állapotban található. A pH csökkenésével csökken az adszorpció mértéke is, és nő a kobalt oldhatósága és felvehetősége (FILEP, 1999). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke 30 mg/kg Co.

2.4.6 Nikkel (Ni)

A nikkel természetes előfordulása 25 mg/kg Ni, kis mennyiségben esszenciális. Az acélipar, a galvánipar és az elektromos ipar az elsődleges nikkel felhasználó, melyek tevékenységének eredménye a melléktermékként jelentkező ipari szennyvizekből és komposztokból kikerülő nikkel. A kőolaj- és a nikkeltartalmú üzemanyagok elégetésénél mérgező Ni-karbonil jut a levegőbe, de ugyanez történik szénmonoxiddal való keveredésekor is (CSATHÓ, 1994). Az ilyen elegyek rákkeltő hatásúak. A nikkel egyébként esszenciális nyomelem, kis mennyiségben kimutatható kedvező növényélettani hatása van. A Ni^{2+} mobilisnek mondható már gyengén savanyú közegben is. A nikkel főleg agyagásványokhoz és vashoz vagy mangánhoz kötődik. A meszezés és trágyázás csökkenti a talajban mobilitását, így felvehetőségét is a növények számára (FILEP, 1999). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke 40 mg/kg Ni.

2.4.7 Egyéb toxikus elemek

A higany a fa- és fémfeldolgozó iparból, a komposztált lakossági hulladékokból és csatornaiszapokból, szemétégetésből és a kőolaj elégésekor kerül a környezetben. A Hg gőze és oldható vegyületei rendkívül mérgezőek, élettani hatása ismert. A Hg^{2+}-ionokat és a higanygőzt az ásványi és a szerves kolloidok erősen adszorbeálják (STEINNES, 2013). Az adszorbeált higany nagy része nem kicserélhető. A szerves anyagokkal kialakított stabil komplexkötés megakadályozza a Hg elpárolgását, kimosódását és gátolja a növények általi felvételt. Ha a talaj pH-ja kisebb, mint 4, akkor a szerves anyagok Hg megkötő képessége nagymértékben csökken. A higanyt mozgékonysága a talajban rendkívül gyenge, így a növények Hg-tartalma rendszerint alacsony (FILEP, 1999). A magyarországi talajok 6/2009.

(IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke higanyra vonatkozóan 0,5 mg/kg.

A légköri ülepedés az egyik forrása az As koncentráció növekedésének főleg bánya- és kohászattal érintett területeken. A másik forrása lehet a természetes érc alapkőzet aprózódása (WENZEL, 2013). A növények számára az arzén nem esszenciális mikroelem, nagyon alacsony koncentrációban azonban serkenti a gyökér növekedését. Ezen tulajdonsága valószínűleg a foszfor felvehetőségének elősegítésével függ össze. Az arzén a növényekben nehezen szállítódik, így a gyökerekben halmozódik fel (LIEBIG, 1966; SIMON et al., 1999). Az arzén átlagos koncentrációja a litoszférában 1,5-2 mg/kg, elsősorban a kőzethatású, illetve a vizes réti-, láp- és öntéstalajokban fordul elő. Az arzén a talajban a csapadékvízzel nehezen mozog, nem mosódik le. Toxicitása nagyban függ oxidációs állapotától, mivel jól levegőzött talajokban a kevésbé mérgező As^{5+} forma, a tömörödött, levegőtlen, vízzel borított földben a mérgezőbb As^{3+} forma fordul elő. Agyagásványokhoz, humuszanyagokhoz és fémoxidok felületén kötődik meg leggyakrabban. A foszfor mennyisége befolyásolja a talajokban az arzén viselkedését, mert nemcsak akadályozhatja az oldhatóvá válást, hanem gátolhatja a felvételét, illetve az anyagcsere folyamatokban betöltött szállító szerepét is (ADRIANO, 1986; KÁDÁR, 1995). A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke vonatkozóan 15 mg/kg As.

A földkéregben a króm legjobban kevert Cr, Fe, Al oxidokba, illetve a szilikátokban fordul elő. Ezek a formák oldhatatlanok és a növények számára csak igen csekély mértékben hozzáférhetők. A kromátok ritkák természetes körülmények között, és csak lúgos, oxidáló környezetben stabilak (GONNELLI & RENELLA, 2013). A talajokhoz oldható formában adott króm oldhatatlan Cr-oxidokká alakulhat át (ALLOWAY, 1995). Bizonyítást nyert, hogy a Cr^{6+} különösen mérgező az állatokra magas koncentrációban, a létfontosságú és a toxikus mennyiség ugyanakkor igen messze helyezkedik el egymástól (GYŐRI ÉS PROKISH, 1999). Cr^{6+} -ion nagyon toxikus és mobilis a talajban és karcinogén, de a Cr^{3+} -ion kevéssé mérgező. A Cr^{6+} forma az élő szervezetekben nem fordul elő, elsősorban az ember ipari tevékenységének eredményeként szennyezheti környezetünket (MERTZ, 1967). Csak lúgos, oxidáló környezetben stabil. A magyarországi talajok 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben előírt szennyezettségi határértéke Cr^{6+}-ra vonatkozóan 1 mg/kg, összes Cr-ra 75 mg/kg.

Mindezek mellett az egyéb toxikus elemek jellemzően a belsőégésű motorok kibocsátásából eredeztethető fémek az üzemanyag összetevőiből és égéstermékeiből, valamint az öregedő motor- és a katalizátor folyamataiból származnak. Kis mennyiségben vanádium is keletkezik

az üzemanyagok elégetése során (HJORTENKRANS et al., 2006). A katalizátor öregedésével és elhasználódásával a katalizátor aktív anyagai, nevezetesen a platina és a palládium juthatnak az útkörnyezetbe a kipufogó-rendszeren keresztül (FRITSCHE & MEISEL, 2004; WANG & SUN, 2009). A fékbetétek változatos összetételben vannak forgalomban, de a fémek közül általában tartalmaznak antimont is (WESTERLUND, 2001; HJORTENKRANS et al., 2006).

2.5 Az antropogén talajok kutatása

Az évek során sok városról készült tanulmány, melyekben a nehézfémtartalmak mennyiségét, feldúsulásuk okát és mértékét vizsgálták. Magyarországon még kevésbé, de világviszonylatban már sok kutatás, tanulmány foglalkozik a városok bolygatott talajainak az ismertetésével. Korábban már említésre került, hogy a BULLOCK & GREGORY szerkesztőpáros jelentette meg 1991-ben az első összefoglalást az Egyesült Királyságban végzett urbán talajvizsgálatokról. A tanulmányban elsősorban a városi talajok képződésével és fejlődésével, valamint a talajok horizontális és vertikális változékonyságának vizsgálatával foglalkoztak. Ebben a könyvben ír THORTON (1991) több más az Pb, Zn és a Cd kutatásával kapcsolatos eredményeiről. Az Egyesült Királyság 53 városának 100-100 háztartásában történt vizsgálatainak eredményeiből kiderült, hogy a házi pornak érzékelhetően magasabb az Pb-, Cd-, Zn- és Cu-koncentrációja, mint a házkörüli konyhakertek talajainak. BLUME & HELLRIEGEL (1981) Berlin Cd-tartalmú talajainak szennyezettségét vizsgálta. A terület pleisztocén eredetű üledékkel fedett, aminek természetes háttérkoncentrációja 10 mg/kg Pb és 0,1 mg/kg Cd, de a városi terület Pb-tartalma ennek nyolcszorosa, Cd-tartalma pedig a másfélszerese volt. Moszkvában és Washingtonban a 60 év feletti és a 10 év körüli városi területek talajait hasonlították össze. Tapasztalataik alapján az idősebb, jobb minőségű, alacsonyabb térfogattömegű, szervesanyagban gazdag talajokban a zavarás hatása idővel redukálódott (SCHARENBROCH et al., 2005). Az előbbi néhány példa is jól mutatja, hogy a városi talajok kutatásával foglalkozó szakemberek egyik legfontosabb feladata a szennyezett talajok toxikus elemeinek meghatározása és a szennyezés okainak felkutatása volt. Több kutató is foglalkozott ezzel, például Skóciában (ENTWISTLE et al., 1998), Stockholmban (BERGBÄCK et al., 2001), Karlsruheban (NORRA & STÜBEN, 2003) vagy Hong Kongban (LI et al., 2004).

2.5.1 Közép-európai kitekintés

A hazai városi talajkutatás szempontjából a környező országokban zajló vizsgálatok lehetnek érdekesek. Bár a geológiai és a domborzati körülmények mások, ennek ellenére nagyjából ugyanazok az emberi tevékenységek okozhatnak környezeti problémát egy-egy agglomerációban.

Ausztriában BRÜNE (1986) már a 80-as évek közepén végzett kutatásokat, melyekben a különböző szennyező anyagok, nehézfémek ipari, a közlekedési és a mezőgazdasági eredetét vizsgálta városi talajokban (AMLINGER, 2013). Ausztriában több nagyvárosban történtek szennyezettséget vizsgáló mérések, mint például a Felső-Ausztriában található Linzben, ahol WEISS és munkatársai (1994) többváltozós statisztikai módszerekkel vizsgálták a PAH és PCB vegyületek mennyiségét erősen iparosodott területeken. 2009-ben publikálásra került egy komplex jelentés, mely az osztrák gazdasági körforgásba bekerült ólom, kadmium és higanytartalmakat vizsgálta elsősorban. A tanulmány kitér az újrahasznosítási lehetőségekre és mértékükre, illetve cél volt még a hasznosítható készletek felmérése és a feltárt tények alapján történő politikai döntés-előkészítés elősegítése. A talajokban található nehézfémtartalmakat a BORIS elnevezésű talaj információs rendszer segítségével vizsgálták. Nagyon magas ólomtartalom lőtereken volt jellemző, a magas kadmium és higanytartalom miatt pedig az egész ország területére jellemző eluviális alapkőzetek mállása a felelős (REISINGER, 2009). Bécs területének állapotáról már viszonylag sokat tudunk, hisz például SIMON és munkatársai (2012) egy általuk választott szennyezési indexhez és más európai városok szennyezési indexéhez hasonlították a városból gyűjtött mintákat – elkülönítették a belvárosi, külvárosi és a várost körbevevő vidékies területre – és mérsékelt réz, ólom és cinkértékeket találtak.

Az antropogén talajokról viszonylag sok tanulmány született Csehországban az elmúlt 10-20 évben, elsősorban Prágáról és természetesen az ostravai szénmedencéről, az ország fő iparterületéről. 1994 és 1997 között Prágában vizsgálták 21 elem eloszlását a feltalajokban és az eredmények alapján megállapítást nyert, hogy a 3 és 6 év közötti gyerekek vér ólom szintje volt az egyetlen biomarker, mely szignifikánsan magasabb, mint a kontroll csoportban (ZIMOVÁ et al., 2001). DEBNÁROVÁ & WEISSMANNOVÁ (2010) először Brnoban végeztek Cd, Cu, Pb, Hg vizsgálatokat utak mentén és arra a következtetésre jutottak, hogy a szennyezettségi faktorokhoz képest nem szennyezett a város környezete. Ostravában WEISSMANNOVÁ és munkatársai (2014) vizsgálták a Cd, Pb, Zn, Cu, Mn, V and Hg

koncentrációkat a talaj felső 20 cm-es rétegében. Szennyezettségi indexek alapján a következő koncentrációs növekedési sort állapították meg:

Hg < Cd < Cu < Pb < V < Zn <Mn

(átlagértékek: Hg (0,17 mg/kg); Cd (0,20 mg/kg); Pb (66,93 mg/kg); Zn (209,51 mg/kg); Cu (38,49 mg/kg); V (105,18 mg/kg) és Mn (1349,85 mg/kg)). MIHALJEVIČ és munkatársai (2012) végeztek összehasonlító Pd, Pt, Rh és Ir tartalmi vizsgálatokat Prága és Ostrava, vagyis két különböző történelmi jelentőségű város talajainak felső 30 cm-es feltalajában. Készült még tanulmány az előbb említett két város parkjainak 14 egészségi szempontból kockázatot jelentő elemének és ólom izotóptartalmának vizsgálatáról. Ostrava mindkét vizsgálat szerint szennyezettebb és a szennyezés a központi területeken érvényesül a legjobban, ahol jellemző a „stop and go" közlekedés (GALUŠKOVÁ et al., 2014).

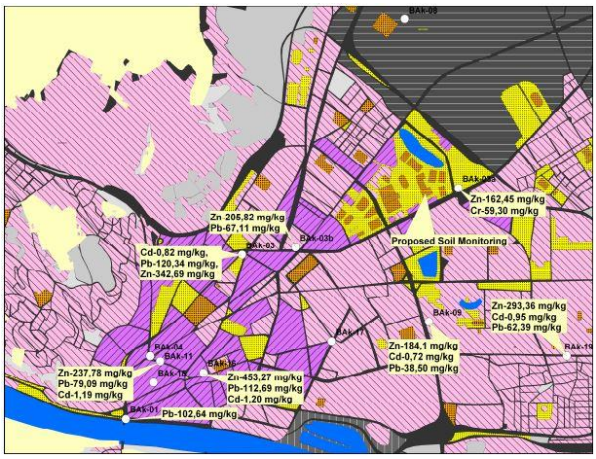
Lengyelország élen jár a városi talajok kutatásában. Kiadásra került például a Technogenic Soils of Poland (CHARZYŃSKI et al., 2013) című kötet. A könyv mely bemutatja területhasználatokra bontva a Torun, Zielona Góra, Bydgoszcz, Grondo, Kaldus, Wrochlaw, Bielawy, Sedowo, Szczecin és Varsó „SUITMA"-it. A színvonalas kutatást bizonyítja, hogy 2013-ban Torunban rendezték a Soils of Urban Industrial Traffic Mining and Military Areas 7 elnevezésű konferenciát.

Svájcban működik a Swiss Soil Monitoring Network (NABO) 1985 óta, ami 102 mintavételi hely adatait ellenőrzi (DESALUTES, 1993). Az ottani kutatók inkább PAH vegyületek mérésével vagy ártéri területek vizsgálatával foglalkoznak elsősorban a domborzati viszonyok miatt, de olyan elképzelés is akad, hogy a Neuchâtel-ben az Allondon folyó mentén feltárt öntés talajok heterogén felépítésük miatt nagyban hasonlítanak az antropogén talajok kevert és zavart rétegződéshez (AMOSSÉ et al., 2014), így egyes tulajdonságaik megfeleltethetők egymásnak.

Németország nevezhető a városi talajkutatás bölcsőjének, a szakemberek közül kiemelkedik BLUME és RUNGE munkássága, jelenleg pedig LEHMANN és STAHR eredményei jelentősek. A határérték túllépések minőségi interpolációs értékeléséről (NATHANAIL et al., 1998; STÜBEN & NORRA, 2000; NORRA et al., 2002) és geoinformatikai vizsgálatáról több cikk is született. Például Berlinről BIRKE & RAUCH (1997), Karlsruheról pedig NORRA írt (NORRA et al., 2001 a;b; NORRA 2001). A német szakemberek alapozták meg az antropogén talajok kutatását és ott alakultak először nemzetközi együttműködést szorgalmazó csoportok is. Jelentőségük már a 2.4 pontban ismertetésre került, ezért itt nem térnék ki bővebb részletekre.

Szlovákiában, Pozsony talajainak alaposan megvizsgálták a nehézfémtartalmát (*3. ábra*) és a PAH, valamint a PCB-koncentrációkat is. SOBOCKÁ és munkatársai (2000) dolgozták ki az

antropogén talajok beillesztését a szlovákiai morfogenetikus Talajosztályozási Rendszerbe. SOBOCKÁ (2008) később vizsgálta a szlovák Antrozems és a Technosols közti kapcsolatokat. A városi talajkutatás az ország jelentős mennyiségű erdőterülete miatt háttérbe szorul, főleg miután az erdőségeket több jelentős kár is érte az elmúlt években (pl.: széldöntés, tűz, szúkár).



3. ábra. Pozsony talajainak nehézfémtartalma (SOBOCKÁ & FULAJTÁR, 2009)

Szlovéniában az ország több, mint 60%-a erdő emellett hegyvonulatokkal szabdalt (Dinári-hegység). Idrija talajait 10 elemre (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn) vizsgálta BAVEC és munkatársai (2014), akik kiugróan magas Hg értékeket mértek 0-20 cm-es talajrétegben. PAH összehasonlító vizsgálatokat is végeztek Ljubjanában (MORILLO et al., 2007), hogy Glasgow és Torino talajai mennyiben mutatnak eltérést a szlovén főváros talajainak állapotától. Glasgow bizonyult a legszennyezettebbnek, de a különböző klimatikus tényezők és szerves anyag mennyiség is befolyásolta a faktorokat.

2.5.2 Az antropogén talajok kutatásának hazai vonatkozásai

Hazánkban – mezőgazdasági jelentőségük miatt – számos kutatás és publikáció foglalkozik agrártudományi vonalon a talajban zajló mikro- és makro-tápelem körforgalommal. A főbb kutatási irányokat a Zn-, Cu-, Pb-, Cd- és Cr-felhalmozódásának mértéke, a növényi részekben történő kimutatásuk és a szennyvíziszap szántó területekre való kijutatásának hatásai jelentik (pl.: GYŐRI, 1958; KÁDÁR, 1995; SIMON et al., 1999; SIMON et al., 2000).

A hazai szakirodalomban kisszámú a tudományterületnek megfelelő a kutatómunka, habár a hazai kutatók európai viszonylatban hamar elkezdtek foglalkozni az antropogén talajok

komplex témakörével, mint a külföldi szakemberek. Így városaink közül Budapestről készült először közterületi összes nehézfémtartalom vizsgálat, mely során a városi területek feltárását a toxikus vagy esszenciális nehézfémek együttes vizsgálatával végezték. A főváros közterületeinek vizsgálati eredményei szerint Budapesten az utak melletti átlagos összes nehézfémtartalom 2-5-szöröse is lehet a zöldterülteken mért átlagértékeknek. A forgalmas utak mellől gyűjtött mintákban nagy mennyiségű Pb-koncentrációt mutattak ki (KOVÁCS & NYÁRI, 1984). ÁRKOSI & BUNA (1990) átfogó kutatást végeztek a hazai talajok közlekedésből származó összes ólomtartalmáról. Megállapításuk szerint ólomimmissziós környezetnek számít az út menti 70 m széles sáv, 4-5 m magasságig, míg a talajban az utaktól mintegy 25-50 m távolságig, 20-25 cm talajmélységig kell jelentős ólomszennyezettséggel számolni (PUSKÁS, 2008). 1991-ben átfogó vizsgálat (talaj, növény/levélminta) is zajlott az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézetében, ahol mintánként 20-25 elem mérési eredményeit hasonlították össze az intézet kísérleti telepei szennyezetlen talaj- és növényelemzési adataival (KÁDÁR, 1995).

Debrecenben játszóterekről, kiskertekből és útmenti legelőkről származó talajminták vizsgálatára került sor, a szerző főleg a közlekedési eredetű összes nehézfémtartalom mennyiségi összefüggéseit vizsgálta, mely során szintén kimutatható volt a magas ólomtartalom a külvárosi utak melletti legelők talajaiban (SZEGEDI, 1999a). SZEGEDI a közlekedés eredetű összes ólom- és kadmium-, valamint a kobalt-, réz- és nikkeltartalom területi eloszlását vizsgálta a nehézipar nélküli Debrecen belterületén. Értékelte a fémek térbeli eloszlásáért felelős paramétereket (forgalomsűrűség, beépítési tényezők, felszíni fedettség, talajtípus), valamint megvizsgálta azt is, hogy hogyan befolyásolják a talajba kerülő, királyvízzel feltárt nehézfémek mobilitását talajfizikai és talajkémiai tulajdonságok. A talajmintákat Debrecen város belterületéről, különböző területhasznosítású helyekről, illetve a várossal szomszédos mezőgazdasági és erdőterületekről gyűjtötte a talajfelszínről, illetve 15-20 cm-es mélységből 1994 és 1996 között. Az azonos helyről vett mintákat átlagolta, és így kapta meg a talaj nehézfémtartalmát az adott területre vonatkozóan. A különböző területhasználati egységek belsejéből és ezek határán futó forgalmas utak mellől is vett mintát. Előbbit a területegység jellemzése, utóbbit, a területet kívülről ért nehézfémterhelés meghatározása céljából. A nehézfémek közül az ólom jelentősége emelhető ki. A területegységek belsejéből vett talajmintákban az ólomtartalom messze elmaradt a határértéktől, míg a forgalmas utaktól 2-20 m-re vett talajmintákban kiugróan magas, esetenként határértéket is meghaladó nehézfémtartalmak adódtak. Magas ólomtartalmat általában csak a nagy forgalmú utaktól maximum 10 m-es távolságig talált. A forgalmas utak

hatása a nehézfém-koncentráció növekedésére a talajban csak viszonylag kis távolságokig (maximum 50 m) volt követhető, a talaj nehézfémtartalma a forgalmas úttól távolodva nagyjából exponenciálisan csökkent. Az összes kobalt, nikkel és réz esetében nem mutatott ki statisztikai összefüggést a talajminták fémtartalma és a mintavételezési pontok forgalmas utaktól való távolsága között. Az összes réz területi eloszlása az ólomához hasonló volt, és mindkét fém a talajminták szervesanyag-tartalmával mutatott szoros összefüggést. Végeredményben megállapította, hogy a beépítési-, területhasználati típusok jellemző szennyezettségi értékeinek kialakításában a forgalomsűrűség és a beépítettség játszik fontos szerepet. Debrecenben SÁNDOR & SZABÓ (2014) folytatott szelvényvizsgálatokat a villamospálya felújítási munkálatok kapcsán, mely vizsgálat még nem zárult le.

SALMA & MAENHAUT (2006) Budapest belvárosában vizsgálták a légköri aeroszol szennyezés változását 1996-tól 2002-ig. Az ólom, valamint a bróm légköri koncentrációjának csökkenését, míg az antimon, a réz, a cink, a bárium, a vas, a króm és a kalcium légköri koncentrációjának növekedését tapasztalták. A csökkenést az ólommentes üzemanyagok kivonásának, a réz és az antimon növekedését pedig az azbesztmentes fékbetétek alkalmazásának tulajdonítottak (Cu 8-15%, Sb 2-7%).

Szegedről születtek még írások a Lehmann-féle talajosztályozás szerint (PUSKÁS & FARSANG 2007; PUSKÁS et al., 2008), a vizsgálatok az emberi jelenlét hatása miatt magas karbonát, de alacsony szervesanyag-tartalmat, valamint növekvő pH értékeket és műtermék arányt mutattak ki. A legtöbb kutatás során egyértelműen kiderült, hogy az ipari tevékenység és a közlekedés hatására nagy mennyiségben felhalmozódott tápelemek akadályozzák a természetes öntisztulási folyamatokat (SZEGEDI 1999b; FARSANG & PUSKÁS 2007). PUSKÁS szerint (2008) a városi talajok csak a városi ökoszisztéma részeként vizsgálhatók, hiszen kialakulásuk nem a természetes területekre jellemző, hanem sajátos körülmények között megy végbe. Tehát a városi ökoszisztéma részeiként kölcsönhatást mutatnak több városi komponenssel is. A szerző több ilyen komponenst is felsorolt, mint például az ülepedő port (MARCAZZAN et al., 2003) – milánói példa szerint főleg a téli időszakban történő közlekedés, talajokból származó porok és az ipar a felelős az EU levegőminőségi irányelv (EC/30/1999) megszegéséért – vagy a felszíni vizeket (SUSANNA et al., 2002). FARSANG és PUSKÁS (2009) átfogó elemzést végzett Szeged talajaira nézve. A városban mért összes Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn elemtartalmakat hasonlították Cegléd, Békéscsaba, Gyula és Szegedi (1999a) Debrecenben mért értékeihez. Az eredmények alapján az összes Cd, Co, Cu, Ni és Zn – a Cu kiemelkedően – átlag és maximum-értékek tekintetében is Szegeden bizonyultak magasabbnak. Ugyanezen vizsgálat során a szegedi mintákban felvehető elemtartalmakat is

vizsgáltak, melyek talán az egyetlen valós magyarországi összehasonlítási alapot képezik az általam mért eredmények számára. SZOLNOKI vizsgálatai szerint a kerti talajok királyvízzel feltárható összes nehézfémei közül a szegedi Bakó városnegyed kerti talajainak növekvő Pb-szennyezettsége az úttól való távolság függvényében egyértelműen kimutatható volt illetve nehézfémterheltség szempontjából a hasonló kertek térben is jól elkülönültek (SZOLNOKI et al., 2013). FARSANG, SZOLNOKI és PUSKÁS jelenleg pedig az Anthrosol típusú talajok új Magyar Talajosztályozási Rendszerbe történő beillesztését segíti elő a szegedi antropogén talajok széleskörű vizsgálataival is (PUSKÁS & FARSANG, 2007; PUSKÁS et al., 2008, FARSANG et al., 2015).

Sopronban VARGA és munkatársai (1999) vizsgálták különböző forgalomintenzitású utcák városi fáinak környezetében a legfelső talajrétegeket (0-5 cm). A legforgalmasabb utca összes Pb-tartalma meghaladta a 100 mg/kg szennyezettségi határértéket. Sopron város talajainak állapotáról viszont már átfogóbb ismeretekkel is rendelkezünk (HORVÁTH et al., 2014), illetve jelen dolgozat hivatott bemutatni Szombathely városi, városkörnyéki talajainak tulajdonságait is. Székesfehérvár város homokos, kőzetlisztes talajain is elvégeztem a későbbiekben bemutatásra kerülő talajvizsgálatokat 144 mintavételi ponton, de az állapotkiértékelés még folyamatban van, ezért az eredményeket a disszertációban nem kerülnek bemutatásra.

2.6 Vízfolyások üledékeinek vizsgálata

A korábban említett komplex városökológia projekt keretében – a talajtani vizsgálatokhoz kapcsolódóan – 2015 nyarán nehézfémtartalmi vizsgálatokat végeztem az Erdőmérnöki Kar Vízgazdálkodási Tanszékének munkatársaival a soproni Rák-patak üledékeiben az antropogén károsító hatások becslésére.

Nehézfémek kerülhetnek a talajba és a hordalékokba a kőzetek kémiai kioldódásánakkövetkeztében, leszivárgással és akár ipari vagy kommunális szennyvizek kibocsátásával. Az üledékeket széles körben alkalmazzák környezeti indikátorokként a szennyező források feltárására vagy monitoring mérések során (SOARES et al., 1999; MÜLLER et al., 1994). Jelentőségük abban keresendő, hogy az üledékek jelentős mennyiségű toxikus anyagot képesek felhalmozni (*2. táblázat*) és jelenlétük alacsony vízszint esetén is kimutatható (LUOMA & DAVIS, 1983; HOROWITZ, 1985).

2. táblázat. Fémek szállítódásához kapcsolódó lebegő hordalékok és teljes koncentráció mennyiségek 3 kiválasztott folyóban (HOROWITZ, 1985).

Elem	Susquehanna folyó 1979		Willamette folyó 1980		Mississippi folyó 1981	
	Koncentráció[1]	Szállítódás[2]	Koncentráció[1]	Szállítódás[2]	Koncentráció[1]	Szállítódás[2]
	mg/l					
Üledék[3]	406	344,200	106	49,000	641	1,050,000
Vas	12	10,200	4.4	2,040	46	75,600
Mangán	0.590	430	0.100	46	1.3	2,150
Cink	0.070	59	0.030	14	0.090	148
Ólom	0.018	15	0.005	2.3	0.030	49
Réz	0.015	13	0.006	2.8	0.018	30
Kobalt	0.010	8.5	_	-	0.005	8.2
Króm	0.003	6.8	0.010	4.6	0.028	46
Nikkel	-	-	0.004	1.9	0.035	58
Arzén	-	-	0.002	0.9	0.012	20

[1]Koncentráció, teljes kinyerhető (mg/l)
[2]Üledék és kémiai szállítódás, (metrikus tonna/nap - Porterfield, 1972), koncentráció (mg/l)
[3]Üledék koncentráció (mg/l)

A talajban és üledékben akkumulálódott nehézfémek potenciális egészségkárosító hatása környnyen kiterjedhet az egész ökoszisztémára (BRYAN & LANGSTON, 1992; POULTON et al., 1996, FATOKI & MATHABATHA, 2001; MCCREADY et al., 2006; CHEN et al., 2007).

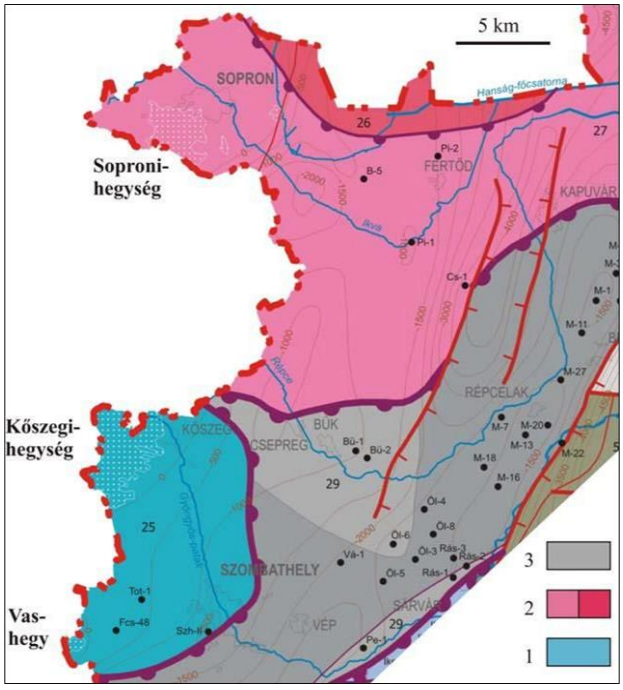
10.13147/NYME.2016.018

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1 Természetföldrajzi jellemzés, elhelyezkedés, földtani jellemzés

A vizsgált két város határhelyzete megmutatkozott az elvégzett vizsgálataink eredményében is. Szombathely és Sopron város a Nyugat-magyarországi peremvidék földrajzi nagytájon helyezkedik el (ÁDÁM et al., 2010a). Szombathely város nagyobb, keleti része a Sopron-Vasi-síksághoz tartozó Gyöngyös-sík földrajzi kistájon található, míg a város nyugati része már az Alpokaljához sorolandó Pinka-sík része. Sopron város egésze az Alpokaljához tartozik, ezen belül a Soproni-hegység, a Fertőmelléki-dombsor és a Soproni-medence földrajzi kistájakhoz. A medence aljzatát alkotó idősebb kőzetek középhegységeink területén, valamint az Alpokalján bukkannak felszínre. (BUDAI & KONRÁD, 2011).

A vizsgált városok környékének geológiai felépítése a magyarországi késő-paleozoos (350-250 millió év), mezozoos (251-65,5 millió év) és kainozoos (65,5 millió év-ma) fejlődéstörténetbe illeszkedik bele.



4. ábra. A Soproni- és a Kőszegi-hegység, valamint a Kisalföld aljzatának földtani térképe a kainozoos képződmények (65.5 millió évtől máig) elhagyásával (HAAS et al., 2010 nyomán)
Jelmagyarázat: 1 - Penninikum; 2 - alsó ausztroalpi takaró; 3 - felső ausztroalpi takaró

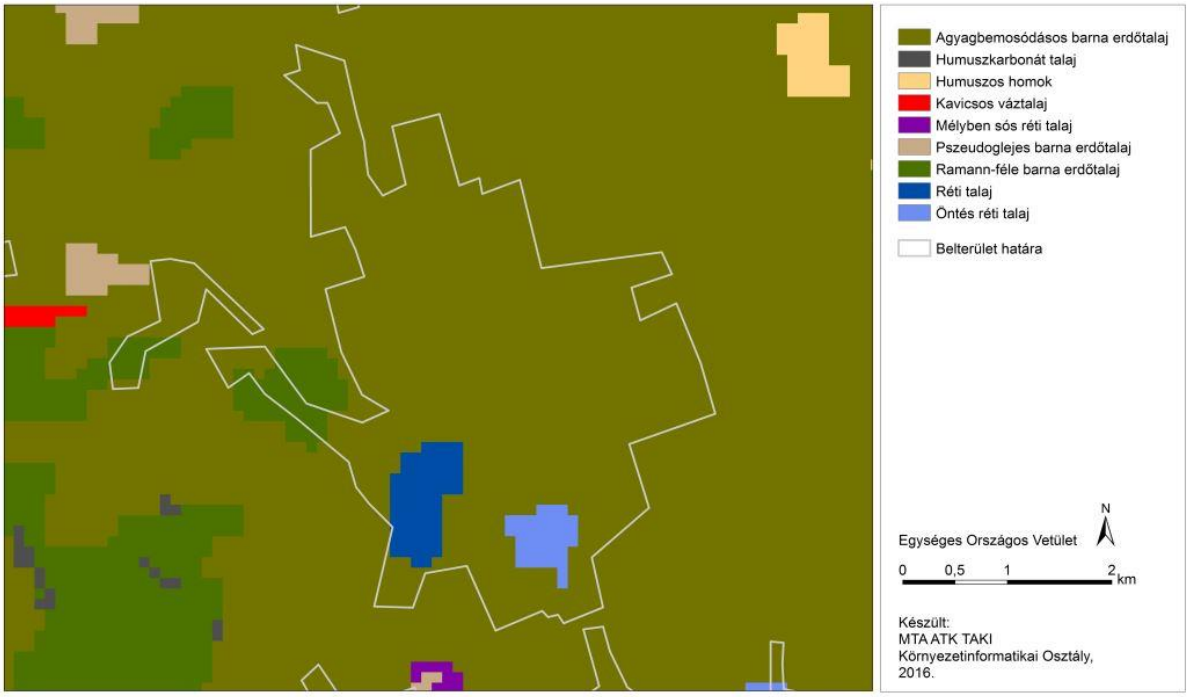
Az Alpok kiemelkedése és takarórendszereinek kialakulása nagyban hozzájárult a városok geológiai felépítésének kialakulásában. A kiemelkedés a Neotethys-óceán fejlődése és kréta végi (65,5 millió év) összezáródása során kezdődött meg és tart ma is. 34 millió évvel ezelőtt, az oligocénre létrejött az ALCAPA-főegység (= afrikai eredetű, összetett felépítésű litoszférablokk; az Alpok, a Kárpátok és a Pannon-medence kezdőbetűiből képzett mozaikszó) (CSÁSZÁR, 2005). Az ALCAPA az Alpok takarórendszerének különböző takaróegységeiből áll; ide tartozik a Kőszegi-hegységet alkotó Penninikum, valamint az ausztroalpi takarórendszerhez tartozó metamorf aljzatú Soproni-hegység, a Kisalföld (*4. ábra*), valamint a Dunántúli-középhegység.

Utóbbi jellemzője, hogy a perm (300-251 millió év) szárazföldi törmelékes üledékei sekélytengeri karbonátokkal fogazódnak össze; míg a mezozoikum (251-65.5 millió év) túlnyomó része tengeri kifejlődésű, illetve a paleogén (65.5-23 millió év) során jelentős andezites (57-63% SiO_2-tartalmú vulkáni kőzet) vulkanizmus zajlott (BUDAI & KONRÁD, 2011). A *4. ábra* szintvonalai a medencealjzat domborzatát ábrázolják a tengerszint felett. A medencealjzatot alkotó képződmények felszíni elterjedését a fehér pontok jelzik. (BUDAI & KONRÁD, 2011). A két vizsgált város geológiáját tekintve, Sopronét az alsó ausztroalpi takarók, míg Szombathelyét a Kőszegi-hegység, így a Penninikum és a felső ausztroalpi takarók határozták meg.

3.2 Szombathely és környéke

A környék aljzatát a felső ausztroalpi takaróba tartozó metamorf képződmények és az alóla tektonikus ablakként kibukkanó Penninikum átalakult mezozoos (251-65.5 millió év közötti) képződményekből felépülő sorozatai alkotják. A pennini sorozat eredetileg mélytengeri üledékekből és bázisos vulkanitokból álló összletét több metamorf hatás érte az alpi hegységképződés során, amelyek közül a legjelentősebb a kb. 65 millió évvel ezelőtti magas nyomású és alacsony hőmérsékletű, majd egy azt követő, 18-15 millió évvel ezelőtti alacsony hőmérsékletű és nyomású zöldpalafáciesű (bázisos magmás kőzetek metamorfózisa során keletkező klorit és piroxén szilikátásvány-tartalmú kőzet) metamorfózis (BUDAI & KONRÁD, 2011). A Kőszegi-hegységen át, Szombathelyen is átfolyó Gyöngyös-patak és Arany-patak folyóvízi-deluviális üledékek formájában szállította a delúvium képződményeket a területre (delúvium: hegylejtőket pusztító víz által lemosott és a hegylábakon felhalmozott üledék, amelynek anyaga keverten, vagy zsinórosan rétegzett durva és finom szemcséjű törmelékből

áll). A területet jelenleg eolikus negyedidőszaki (a földtörténet 2.6 millió évtől napjainkig tartó szakasza, amely pleisztocénre és holocénre tagolódik) barna vagy agyagos lösz (löszvályog, barna lösz, barna föld, „glaciális vályog") és felső pannon üledékek borítják. A barna lösz nagy mennyiségű csapadék következtében részben kilúgozott, csekélyebb mésztartalmú, tömöttebb, barnássárga, sárgásbarna színű. Anyagának egy része lejtőfolyamatokkal áttelepített. A pannon üledékek közül a Tihanyi Formáció (~6 millió év) elterjedése jelentős a területen, mely medenceperemi kifejlődés; szürke aleurit, molluszkás agyagmárgás aleurit és finomszemű homok. Benne huminites és szenes agyag, ritkábban sárga, szürke és zöld tarkaagyag, valamint vékony lignit és dolomit rétegek jellemzőek (CSÁSZÁR, 1997). Szombathely és környéke talajait tekintve a város nagy része (É-i, K-i és a D-i része valamint a várostest), a jégkorszaki vályoggal, agyagos vályoggal, löszös üledékkel fedett, kavicstakarójú Gyöngyös-síkon helyezkedik el (RAJKAI & TÓTH, 2010). A város területének Ny-i része a Pinka-síkon terül el. A Gyöngyös-sik területét valamikor erdő boríthatta, amely hatására barna erdőtalajok uralkodnak a tájban. A kistáj északi részén agyagbemosódásos barna erdőtalajok (20%), míg a löszös üledéken 69%-ban barnaföldek képződtek (*5. ábra*). Mindkét talaj mechanikai összetétele vályog, agyagos-vályog, és vízgazdálkodásukra a nagy vízraktározó és a jó víztartó képesség jellemző. A Gyöngyös és Perint völgyében mészmentes nyers öntés talajok (10%) találhatók.



5. ábra. Szombathely és környékének genetikus talajtérképe (MTA ATK TAKI)

A Pinka-sík kavicstakaróval fedett hegylábfelszínén, amelyre felső-pannon agyagos és homokos üledék települt, szintén a vályogos szövetű, kedvező vízgazdálkodású agyagbemosódásos barna erdőtalajok (58%) jellemzőek. Emellett barnaföldek (25%) és pseudoglejes barna erdőtalajok (17%) is előfordulnak a területen (RAJKAI & TÓTH, 2010).

Szombathelyen, az aktuális statisztikai adatok alapján, 79 348 lakos él 9 750 ha-on (KSH, 2012). Történeti érdekessége, hogy a legrégebben alapított város Magyarországon, amit egy földrengés elpusztított Kr. u. 456-ban. A város a DK-i lejtésű Gyöngyös síkon terül el, melynek felszínét jégkorszaki vályog, agyagos vályogos löszös üledék és lösz borítja. A legfontosabb vízfolyások a Perint és a Gyöngyös, amelyek átszelik a várost.

A peremterületi barna erdőtalajok pedig városi kevert talajokká alakultak a belvárosi részeken. Megjegyzendő, hogy mivel kutatásom során csak pontmintavételekre volt lehetőség a talaj felső 20 cm-éből, ezért a továbbiakban a talajosztályozással nem foglalkozom.

A város éghajlata mérsékelten hűvös-mérsékelten száraz, az évi középhőmérséklet 9,0-9,5 °C. Az évi csapadék sokéves átlaga 630-650 mm (AMBRÓZY & KONKOLNYÉ BIHAR, 2010). A talajvíz mélysége a Sorok-Perint völgyében 2-4 m közötti, máshol négy méter alatt van (SOMOGYI, 2010). Szombathely térsége a mezőgazdálkodás számára alkalmas talajok miatt csaknem erdőtlenné vált (BECSE & MEZŐSI, 2010). A természeti adottságok és a jellemző területhasználat hatást gyakorol a talajtulajdonságokra.

Szombathely elsősorban ipari és kereskedelmi központ, de a határ menti fekvés és a közlekedési csomópont miatt fontos logisztikai centrum egyben. A külterületeken mezőgazdasági tevékenység folyik, kivéve a nyugati ipartelep környékén. A városgazdaság húzóágazata a gépipar, főleg a közúti járműalkatrészek és a villamos berendezések gyártása.

A megyeszékhelyen korábban is jelentős mezőgazdási termelés folyt, főleg a keleti és déli területeken, de nyomdaipari valamint bőr- és textil ipari tevékenység is folyt. Az utóbbiak megszűnésével telephelyeik barnamezős területekké váltak.

Szombathely város szerkezete szétterülőnek nevezhető. Az elmúlt évtizedekben a társadalmi-gazdasági változásokkal párhuzamosan jelentős szuburbanizációs folyamatok zajlottak a város területén és az agglomerációban egyaránt. Szombathely Megyei Jogú Város Települési Koncepciója és Integrált Településfejlesztési Stratégiája rávilágított, hogy a város körül fekvő kistelepülések koncentrikus körökben növekedni kezdtek. A közigazgatási határokon belül is történt hasonló, ugyanis új kertvárosi területek kezdtek felfejlődni, természeti környezetbe ágyazott lakóterületek jöttek létre. Az újabb lakóterületi fejlesztések – pl.: Parkerdő és Oladi domb zöldterületein – azonban megbontották a városszerkezetet, mert környezeti szempontból hátrányos, túlzott mértékű térbeli szétterülést eredményeztek. Ez egyrészt

veszélyezteti a szuburbán talajokat és lehetőséget nyújt a nehézfémek mobilizációjához az egykori erdős illetve zöldterületeken. Másrészt a városközpontban jelentős méretű barnamezős területek maradnak továbbra is hasznosítás nélkül, melyek mozaikosan szóródnak szét (*6. ábra*) a város területén (pl. volt szovjet laktanya, volt Cipőgyár épülete, régi Városi strand). A 3157 hektár nagyságú belterületből 138,92 hektár terület barnamezős, vagyis a városban 4,40% a barnamezős terület aránya, amely magában hordozza a leromlott és szennyezett talaj állapotokat.

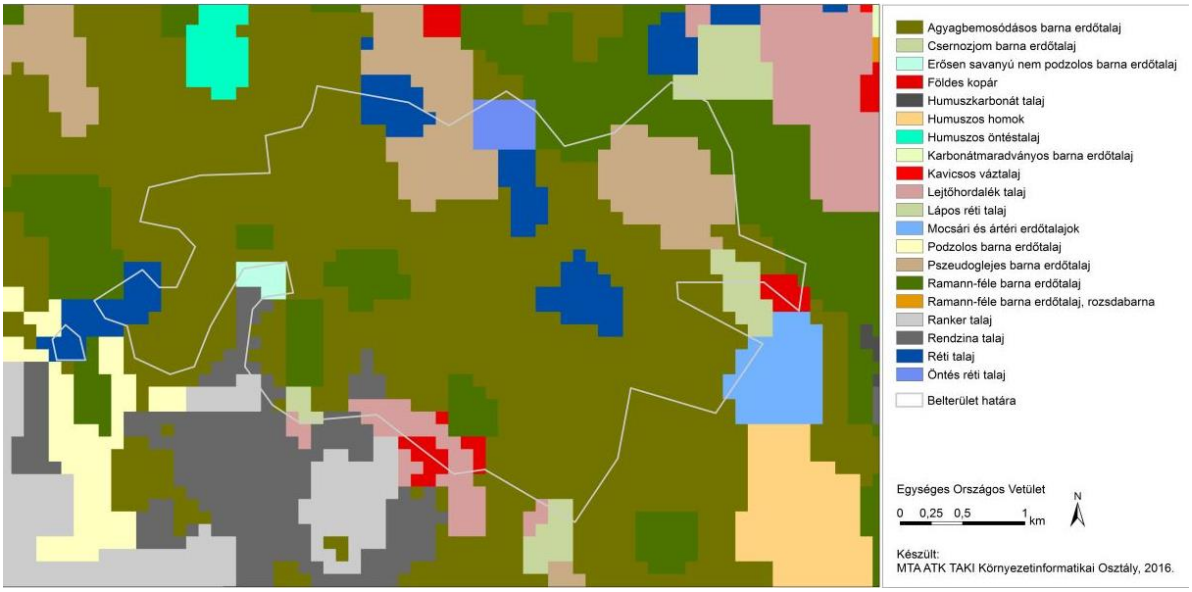
6. ábra. Barnamezős területek Szombathely területén (Szombathely Megyei Jogú Város-Integrált Településfejlesztési Stratégiája -TelepülésFejlesztési Koncepció, 2014)

3.3 Sopron és környéke

A Dunántúl ÉNy-i részének medencealjzatát az ausztroalpi takarórendszer Magyarország területére átnyúló részei alkotják. Ezek közül a legalsó szerkezeti helyzetű alsó ausztroalpi takaró paleozoos (542-251 millió évvel ezelőtti), közepes mértékű átalakulást szenvedett, metamorf kőzetei a Soproni-hegységben és környékén bukkannak felszínre (FÜLÖP, 1990). A hegység tömegét többszörös metamorfózis hatására kialakult ún. polimetamorf csillámpala és gneisz alkotja (Vöröshídi Csillámpala és Sopronbánfalvi Gneisz Formáció) (SZAKMÁNY, 2008).

A metamorf képződmények mellett a területen miocén (23-5.3 millió év) formációk találhatók meg. A Soproni-hegységben elkülöníthető a meszes kötőanyagú konglomerátum, a felette lévő parti kifejlődésű mészkő és mészhomok, valamint a delta fáciesű kavics, konglomerátum és mészkő (CSÁSZÁR, 1997). Kisbéri Kavics Formáció (8-10 millió év) medenceperemi kifejlődés, melyben szürke kavicsos homok és homokos, jól polírozott gyöngykavics, kevés aleurit vagy agyagmárgás aleurit betelepülés jellemző (CSÁSZÁR, 1997).

Sopron város talajainak képződését alapvetően az alapkőzet és a klimatikus adottságok határozták meg. A Soproni-hegység metamorf kőzetein, így gneiszen és a csillámpalán álló erdők alatt, elsősorban barna erdőtalajok (erősen savanyú nem podzolos; podzolos barna erdőtalaj - 82%) és agyagbemosódásos barna erdőtalajok (18%) képződtek (RAJKAI & TÓTH, 2010). Az utóbbi kialakulásában gyakran szerepet játszott az ágyazati kőzetre rakódó néhány deciméter vastag lösztakaró is. Ahol az agyag nagyobb mennyiségben fordul elő a talajban, ott megjelennek a pszeudoglejes barna erdőtalajok is. Erodált hegy- és domboldalakon találkozhatunk köves-sziklás váztalajokkal is. Hasonló talajok jellemzik Brennbergbánya környékét, ahol az alapkőzetet a különféle kavicsos hordalékok adják, amelyben nagy mennyiségben fordulnak elő metamorf kőzetmaradványok is. A Soproni-medencét elsősorban harmadidőszaki üledékek (bádeni agyag) borítják, amelyre az Ős-Ikva vastag kavicstakarót hordott, majd a jégkorszakok alatt löszös, vályogos üledék települt (ÁDÁM et al., 2010b). A folyó mentén, a víz hatására, nyers öntés és réti talajok alakultak ki, amelyek kedvező vízgazdálkodásúak, agyagos-vályog fizikai féleségűek és általában meszesek. A magasabb részeken – ahol a felszínt általában löszös üledék borítja – megjelennek a barna erdőtalajok. Elsősorban agyagbemosódásos barna erdőtalajt találhatunk, amely vályog fizikai féleségű, jó vízgazdálkodású és gyengén savanyú kémhatású. A Fertőmelléki-dombsoron a felszínen elsősorban fiatal harmadidőszaki üledékekkel (lajta és szarmata mészkővel, homokkal, konglomerátummal és homokkővel) találkozhatunk, de több helyen megjelenik kisebb-nagyobb vastagságban a lösz is. A terület nagy részét egykor erdők borították és ezen erdők alatt elsősorban kőzet-hatású talajok és barna erdőtalajok alakulhattak ki. A kőzethatású talajok közül a tömör mészkövön kialakult rendzina talajokat kell megemlíteni, amelyek területi aránya 16%-os csakúgy, mint az itt képződött barnaföldek aránya (16%). A barna erdőtalajokhoz tartozó agyagbemosódásos barna erdőtalaj, illetve barnaföld területaránya 66% körüli (RAJKAI & TÓTH, 2010) (*7. ábra*).



7. ábra. Sopron és környékének genetikus talajtérképe (MTA ATK TAKI)

A város jelentősebb hányada a Soproni-medencében helyezkedik el, ami neogén üledékkel fedett (ÁDÁM et al., 2010b). ÉK-ről a Fertő-melléki dombság és DNy-Ny-ról a Soproni-hegység határolja. A város mérsékelten hűvös éghajlatú, évente 500-600 mm – a Soproni-hegységben 750 mm feletti – csapadék esik (AMBRÓZY & KONKOLNYÉ BIHAR, 2010). A Soproni-medencében az agyagbemosódásos barna erdőtalajok (65%) mellett, nagy kiterjedésben találhatók nyers öntés (9%) és réti talajok (26%) is (RAJKAI & TÓTH, 2010), melyek a belvárosi területeken városi talajokká alakultak.

Történelmét röviden áttekintve Sopron város területe már az őskor óta lakott, a statisztikai adatok szerint 61 390 lakosa van, kiterjedése 16 901 ha (KSH, 2012). Az ókorban és a középkorban virágzó kereskedelmi és kulturális csomópont volt, 1277-ben szabad király város rangot kapott és vele a Suprun nevet. A török hódoltság ideje alatt Sopron volt a központja a töröktől független területeknek. 1676-ban tűzvész pusztította el a település nagyobb részét, a második világháború alatt pedig több légi csapást is elszenvedett (TÓTH, 2011).

Sopron a felszín alatti vizek állapota szempontjából kiemelten érzékeny területnek számít. A környező erdők és a gyakori szél ellenére a város levegője szennyezett. A mérőállomások műszerei rendszeres túllépést mutatnak a NO_2 és O_3 határértékek esetén. A Sopron Megyei Jogú Város által kidolgozott Településfejlesztési Koncepció 2014 stratégiai beszámolója szerint a talajok antropogén eredetű eróziós hatásokra visszavezethető minőségi károsodása az utóbbi évtizedekben felgyorsult, melyet az emberi átalakító munkálatok, mikroklíma-változások és építkezések is előidézhetnek (NAGY, 2008). Bár a savas ülepedés mennyisége

csökkent (SMJV-TFK, 2014), a Sopron talajait nagy területeken érintő talajsavanyodás beavatkozást igényel a jövőben.

Sopron nem tekinthető ipari városnak, inkább kulturális és turisztikai szempontból van jelentősége. A közigazgatási határokon belül nagyszámú személygépjármű áthaladása jellemző. Ez elsősorban a határvárosi szerepkör velejárója, ezért a forgalom nappal sokszor megduplázódik, mely környezeti szempontból hátrányos.

Az ipari fejlődést tekintve 1970-es évek végére megtorpantak a fejlesztések, a textilipar zsugorodásnak indult, így először a pamutipar és a selyemgyár, majd a ruhagyár után szőnyeggyár is bezárt. A gép- és elektronikai ipar került előtérbe, ezek mellett pedig a sörgyár, majd később az IKEA Industry Kft. működése említhető (JANKÓ & BERTALAN, 2009). Sopron széttagolt városszerkezettel rendelkezik. Sopron Megyei Jogú Város Integrált Településfejlesztési Stratégia 2014-2020 tervében szerepel, hogy a település közigazgatási területén 9 egykori gazdasági funkciójú és jelentős méretű, de mára már alulhasznosított terület található: Anger-rét (Balfi út), volt Déli pályaudvar, volt Kenyérgyár, volt Laktanya, Somfalvi úti volt ipartelepek, volt Ruhagyár, volt Téglagyár, volt Vasöntöde, volt Vágóhíd. Ezek mindegyike a belterületen helyezkedik el, tehát lokális és potenciális szennyezettség feltételezhető (*8. ábra*). Szombathelyhez hasonlóan szintén barnamezős beruházási lehetőségeket kínálnak ezek a területek, amelyek a városfejlődés során perifériából többnyire központi helyzetbe kerültek.

8. ábra. Felhagyott területek Sopron belterületén (Sopron Megyei Jogú Város Integrált Településfejlesztési Stratégia, 2014)

10.13147/NYME.2016.018

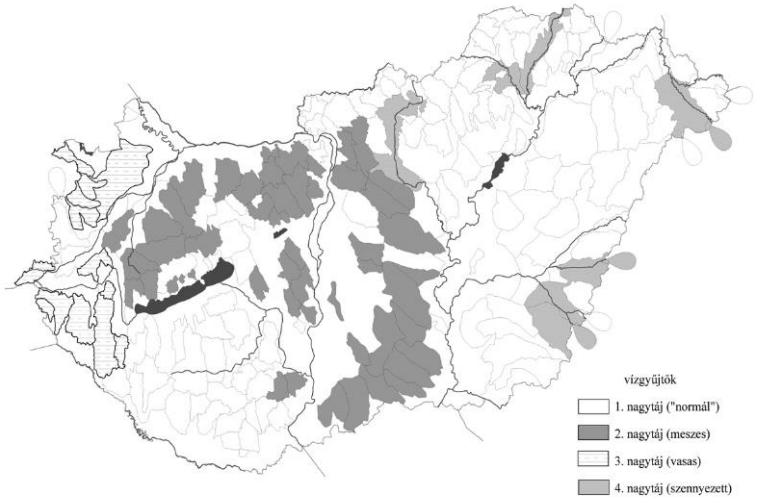
3.4 A vizsgált területek geokémiai háttere

A két terület talajainak bemutatásához hozzátartozik, hogy nehézfémtartalmukat tekintve minden ásványi talaj rendelkezik geogén eredetű nehézfémtartalommal elsősorban geológiai indokok miatt, de a városi területeken jellemzően inkább az emberi tevékenységekből közvetlen (mezőgazdasági termelés, ipari tevékenység, urbanizáció, közlekedés) és közvetett (pl. savas esők) módon jelentkezhet talajszennyezés (*3. táblázat*) (BARNA, 2008).

3. táblázat. A legjelentősebb természetes és mesterséges eredetű pont- és diffúz talajszennyező források Magyarországon (VERMES, 1994)

Természetes eredetű		**Mesterséges eredetű**	
Pontforrás	Diffúz forrás	Pontforrás	Diffúz forrás
ásványi lelőhelyek	természetes eredetű nedves és száraz kiülepedés a légkörből	szennyvizek	légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés
geológiai formációk	árvizek, elöntések, nagy esők	szennyvíziszapok	mezőgazdasági vegyszerek
	természetes radioaktív sugárzás	hígtrágya	műtrágyák
	erős szelek	hulladékok	peszticidek
		termelési emissziók	közlekedés
			atomrobbantások

Az eredmények kiértékeléséhez tehát figyelembe kell venni FÜGEDI és munkatársai (2006) vizsgálatait, mely során az országot 4 geokémiai nagytájra (ÓDOR et al., 1998) osztva jellemezték az egyes elemcsoportokat (*9. ábra*).



9. ábra. Magyarország geokémiai nagytájai (GONDI et al., 2004)

10.13147/NYME.2016.018

Lényegét tekintve a 3. nagytáj geokémiai jellemzése nyújt segítséget elsősorban inkább Sopron város eredményeinek kiértékeléséhez.

Magyarország geokémiai háttere nem egységes még pedig a következők miatt. Az 1. nagytájon, vagyis az ország legnagyobb részén nincs kiemelhető elem. Mivel ezeken a területeken mezőgazdasági hasznosítás folyik, így az elemek nagyrésze műtrágyával és peszticidekkel juthat a talajba: Cd^{2+}, Cu^{2+}, Pb^{2+}.

A 2. nagytáj talajai erősen meszesek vagy szikesek: Ca^{2+}, Mg^{2+}, Sr^{2+}, (Na^{+}, CO_3^{2-}, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}).

A 3. nagytáj a nyugati határszél – mely jelen vizsgálatokhoz nélkülözhetetlen – törmelékes üledékeiben őrzi a kelet-alpi magmatitok lepusztulását: Cr^{3+}, Co^{2+}, Fe^{2+}, Ni^{2+} (Al^{3+}, Mn^{2+}) (ÓDOR & HORVÁTH, 2003).

A 4. nagytáj nevezhető a legszennyezettebbnek, hiszen a nehézipar és az ércbányászat miatt nehézfém feldúsulás erősen jellemző a felső rétegekben: Ag^{+}, Cd^{2+}, Hg^{2+}, Pb^{2+} (Cu^{2+}, Zn^{2+}) (GONDI et al., 2004).

Nagytájaink talajainak geokémiája kiegyenlítetlen hisz a meszes talajok és az iparosodott vidékek között túl nagy a különbség. Az elvégzett vizsgálatokhoz a *4. táblázat* 4. oszlopa nyújt segítséget a vizsgált területek háttérszennyezettségét illetően a kiértékelésnél.

4. táblázat. Magyarország geokémiai nagytájain jellemző elemtartalmainak mennyisége (g/t) (GONDI et al., 2004)

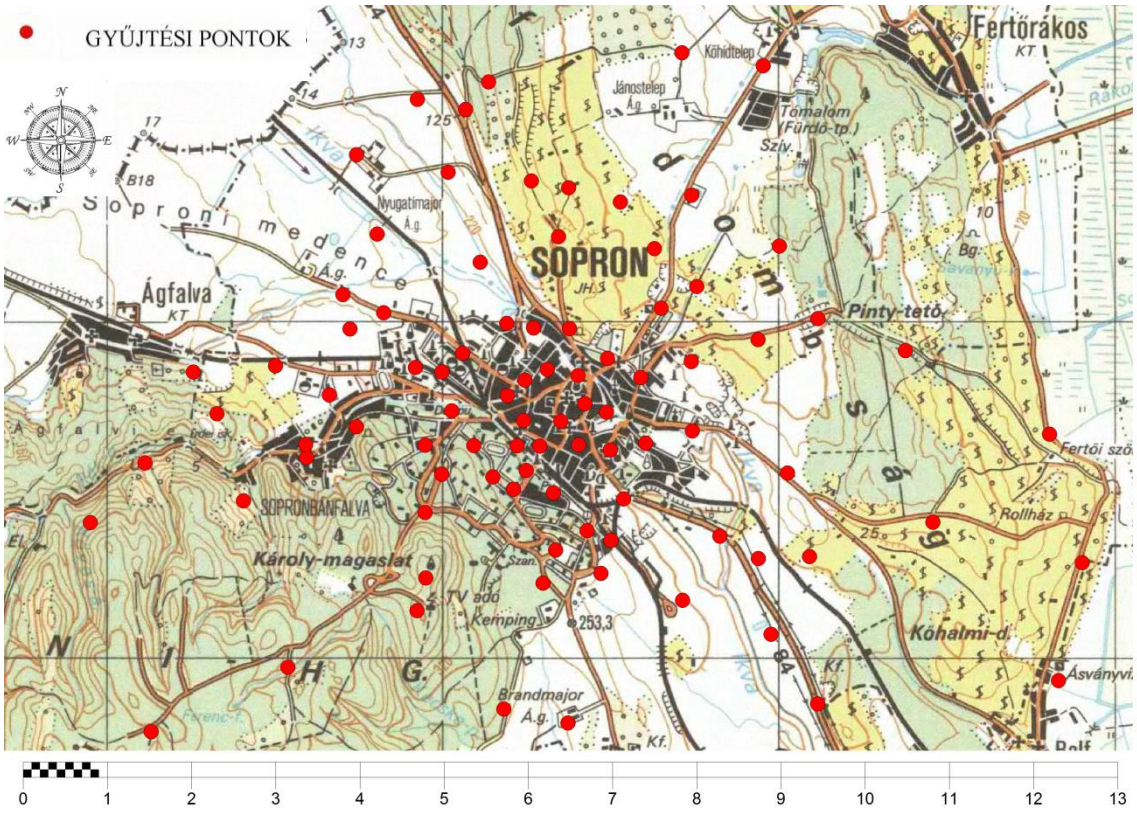
elem	1. nagytáj		2. nagytáj		**3. nagytáj**		4. nagytáj	
	értéktart.	medián	értéktart.	medián	**értéktart.**	**medián**	értéktart.	medián
As	< 2,5-19	7,3	< 2,5-57	6,3	**5,8-13**	**8**	5,4-22	12
Ba	53-158	95	22-158	68	**87-190**	**135**	88-160	113
Cd	< 0,5-1,5	< 0,5	< 0,5-3,4	< 0,5	**< 0,5**	**< 0,5**	< 0,5-10,4	1
Co	4,9-13	9	1,7-10	5,7	**10-15**	**12,8**	9,4-14	11,1
Cr	8-39	21	4-32	14,5	**25-39**	**36**	27-92	36
Cu	8,5-42	19	5,5-33	15	**18-32**	**14**	21-103	40
Hg	0,04-0,2	0,08	0,03-0,37	0,08	**0,06-0,12**	**0,09**	0,08-0,75	0,14
Ni	11-36	22	7-30	16	**25-37**	**32**	25-41	29
Pb	10-34	17	5,3-23	13	**16-26**	**18**	32-90	46
Zn	32-150	65	14-180	46	**69-96**	**82**	100-600	132

3.5 A mintavétel és a terepi vizsgálatok menete

3.5.1 Talajmintavételek

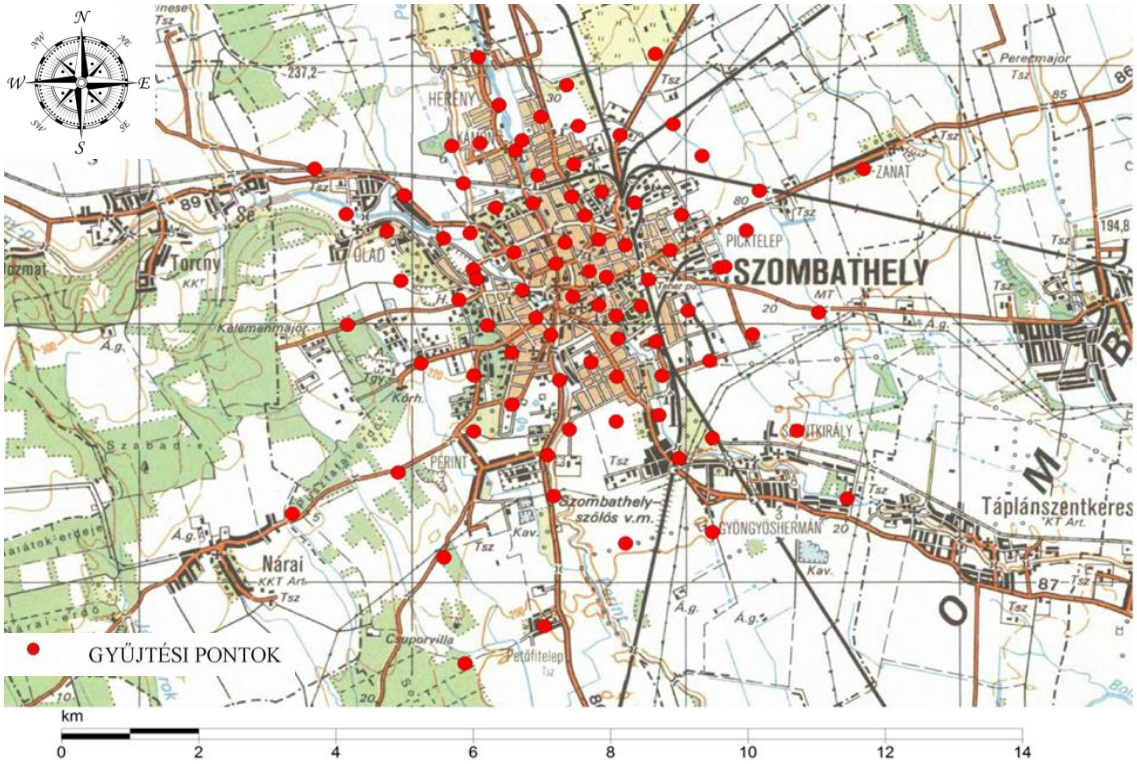
A mintavételek időpontja a 2011 tavaszán volt a talajmenti fagyok megszűnése után, a rügyfakadás kezdetén. A kutatási területeken, folytonos alapsokaságon értelmezett random bolyongásos módszerrel felvett rácspontokban vizsgáltam a talajok állapotát. A városok közigazgatási területeire egy rácshálót illesztettem.

A véletlen (“random”) mintavétel során az alapsokaság minden egyede és a lefedett terület bármely pontja egyforma eséllyel került a mintába. A minta elemeit pedig egymástól függetlenül választottam ki. Tehát nem a potenciális szennyezések feltárása, hanem a város állapotának feltérképezése volt a cél. A mintavételi pontok egymástól való távolsága belterületen 0,5 km, külterületen pedig 1 km volt. A talajmintákat a 0-10 és a 10-20 cm-es talajrétegből gyűjtöttem. Sopronban 104 mintavételi pontot jelöltem ki (*10. ábra*), így 208 mintával dolgoztam.



10. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése a soproni mintaterülten

Szombathely szétterülő város szerkezete miatt 88 pontban gyűjtöttem talajmintákat a felső 0-10 és 10-20 cm-es talajrétegből (*11. ábra*).



11. ábra. A mintavételi helyek Szombathely közigazgatási területén

A két város közigazgatási területén tehát 192 helyszínen – tehát 104 és 88 mintavételi ponton – mindösszesen 384 minta vizsgálatát és elemzését végeztem el.

A minták begyűjtése az általunk kiválasztott pontokon a felület letisztítását követően egy 30x30 cm-es négyzet kijelölése után ásóval történt. A minták kiemelése után mérőszalaggal ellenőriztem a mintavételi mélységeket. Szakmai szempontból azért választottam a talaj felső 20 cm-ének elemzését, mert véleményem szerint ez a réteg a legalkalmasabb az esetleges szennyezések kimutatására, hisz a felső 40 cm-ben a legnagyobb a talajaktivitás és a felső 20 cm-en alkalmas a kiülepedés vizsgálatára. Ezen kívül a régebbi és a jelenleg is zajló kutatások eredményei szerint a talajba került nehézfémek nem mosódnak 20 cm-nél mélyebbre (SIMON et al., 2000; CARRE et al., 2013). Mivel nem természetes, hanem városi környezetben történtek a mintavételek, csak kevés esetben tudtam eredeti talajmintát venni még a külvárosban is. A minták túlnyomó része kevert, illetve zavart talajkörnyezetből származik, így a genetikai talajszintek elkülönítésére nem volt mód.

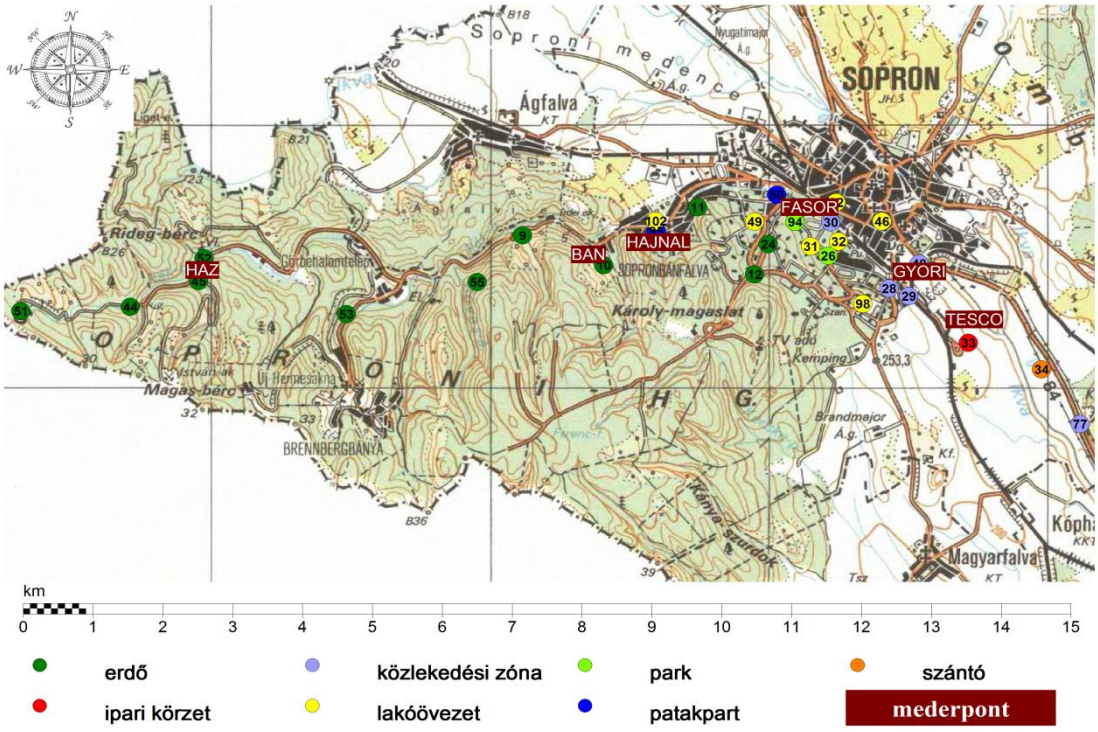
A mintavétel során jegyzőkönyvben rögzítettem a pont helyzetét (GPS koordináta) és környezetének főbb tulajdonságait: a jellemző területhasználatot, a növényzetet, a talaj

eredetét, a tengerszint feletti magasságot, a gyűjtés idejét, a lakókörzet típusát (belváros/külváros). A talajminták esetén a következő paramétereket írtam le: átmenet (ha volt), humusz-mennyiség, szerkezet, tömődöttség, gyökérzet, szín, fizikai féleség, kiválás, talajhiba, műterméktartalom, Munsell-szín, úttól való távolság (ahol jellemző volt, de ezekből az adatokból következtetést nem vontam le a dolgozatban) (*12. ábra*).

12. ábra. Talajmintavételi fotódokumentáció Sopron 25. mintavételi pont példáján

3.5.2 A soproni Rák-patak üledékeinek mintavétele

A talajtani vizsgálatok eredményeit háttéradatbázisként használva 2015 nyarán nehézfémtartalmi vizsgálatokat végeztem az Erdőmérnöki Kar Vízgazdálkodási Tanszékének munkatársaival a soproni Rák-patak hordalékokban az antropogén károsító hatások becslésére. A patakpartról származó talajminták és hordalékok különböző mértékű elszennyeződésének bizonyítására mintákat gyűjtöttünk a Rák-patak Soproni-hegyvidéken áthaladó háborítatlan részein, illetve urbanizált szakaszokról. Munkánk alaphipotézise volt, hogy a természetes (átmeneti) és városi területek közti különbségek egyértelműen megmutatkoznak a nehézfémek felhalmozódása alapján, mellyel bizonyítható az antropogén hatás környezetre gyakorolt hatása. A háttér szennyezettség értékeléséhez a Sopron területéről gyűjtött és a Rák-patak vízgyűjtő területére eső városi, valamint városi pufferzónából származó talajminták eredményeit használtuk fel (*13. ábra*).



13. ábra. A Rák-patak vízgyűjtőjén található városi és város környéki talajok területhasználati kategóriánként és a mederminta-vételi pontok helyei

A *13. ábrá*n látható a közel 19 km-es szakaszon kijelölt 6 helyszín, ahol hordalék és parti talajmintákat vizsgáltunk. Mind a 6 pontban egy-egy keresztszelvény mentén gyűjtöttünk 1 átlag hordalék mintát a sodorvonalból, 1 átlag hordalék mintát a patakmeder holttéréből és 1 feltalajmintát a patakmeder rézsűkörméről 0-10 és 10-20 cm-ről. Ezzel párhuzamosan vízmintát is vettünk minden mintavételi ponton. A 6 mintavételi helyszín jellemzőit az 5. *táblázat* foglalja össze.

5. táblázat. A 6 mintavételi helyszín jellemzői

Vízgyűjtő	**Besorolás**	**Rövid jellemzés**
HÁZ	Természetes	100%-ban erdős, bolygatatlan környezet
BAN		A külváros határának közelében, nem messze a lakott területtől
HAJNAL	Átmeneti	Külvárosi, kertvárosi környezet, zöld lakóövezet
FASOR	Mesterséges	Belvárosi park (Erzsébet-kert), a vízgyűjtő kis szakasza fedett
GYORI		Forgalmas közlekedési zónában
TESCO		Ipari zóna mellett

3.6 Laboratóriumi vizsgálatok

A talajmintákat szétterítés után 105 ^{o}C-on légszáraz állapotra szárítottam szárítószekrényben, majd kiválogattam a gyökereket és szerves anyag maradványokat. Ezután a mintákat megtörtem és váztartalmat számoltam, ahol szükséges volt. A laboratóriumi mérések során elsőként a talajok kémhatását (potenciometriás mérés; desztillált vizes és KCl-os kivonattal (MSZ 08-0206-2:1978), kalcium-karbonát- (Scheibler-féle kalciméter; MSZ 08-0205:1978) és szervesanyag-tartalmát (FAO, 1990), illetve – a szemcseeloszlás és az Arany-féle kötöttségi szám alapján fizikai féleségüket határoztam meg – (MSZ 08-0205:1978). Ezeken kívül végeztem összes nitrogén, ammónium-laktát-oldható K_2O- és P_2O_5-tartalom, KCl-oldható Ca- és Mg-tartalom, valamint az EDTA/DTPA-oldható Fe-, Mn-, Cu- és Zn-tartalom vizsgálatokat. A minták nehézfémtartalmát, a Lakanen-Erviö módszer szerinti előkészítést illetve néhány minta esetében az „összes elemtartalom" meghatározást (HNO_3+H_2O_2-os feltárást) követően (MSZ 21470-50:2006) ICP-OES (ICAP 6000 Series) készülékkel mértem meg. A mérés során 24 elem koncentrációját határoztam meg, melyek közül az általunk legmeghatározóbbnak ítélt hat elem (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) mennyiségét emeltem ki. A vizsgálatokat a Termőhelyismerettani Intézeti Tanszék talajtani laboratóriumában végeztem, amely akkreditálva van talajtani alapvizsgálatokra. A vizsgálatok megfelelősége érdekében, az intézet rendszeresen részt vesz a FOREST SOIL CO-ORDINATING CENTRE (FSCC)-INBO által szervezett nemzetközi körmérésben.

A vizsgálati módszerek ismertetéseinek végénél több helyen táblázatokban kategorizálást közöltem. Ennek szükségességét a későbbiekben bemutatásra kerülő GIS alapú térképeken is alkalmaztam a kiértékelés megkönnyítésének érdekében.

3.6.1 Talajkémiai vizsgálatok

A talajkémiai vizsgálatok közül elsőként a vizes (pH_{H2O}) és a kálium-kloridos (pH_{KCl}) kémhatást határoztam meg, melynek jellemzésére a hidrogénion koncentrációt használtam. A laboratóriumi vizsgálat során a talajmintákból 10-10 g-ot mértem két 50 ml-es főzőpohárba. Az egyikhez 25 ml kiforralt desztillált vizet, a másikhoz 25 ml 1 mol/l-es KCl-oldatot adtam. A mintákat üvegbottal alaposan felkevertem és savgőzöktől mentes helyen 24 óráig állni hagytam (BELLÉR, 1997). A mérést elektromos pH-mérővel (WTW Multi 3420 SET C)

végeztem, amelyet a gyári előírások szerint készítettem elő. Végül a pH-kategóriáknak megfelelően osztályoztam a talajmintákat (*6. táblázat*).

6. táblázat. A vizes pH szerinti kategóriák (STEFANOVITS, 1992)

Kémhatás kategóriája	**pH-érték**
Erősen savanyú	4,5 pH alatt
Savanyú	4,5 - 5,5 pH
Gyengén savanyú	5,5 - 6,5 pH
Semleges	6,5 - 7,5 pH
Gyengén lúgos	7,5 - 8,2 pH
Lúgos	8,2 - 9,0 pH
Erősen lúgos	9,0 pH felett

A talaj szénsavas mésztartalmának, a kalcium-karbonát jelenléte vagy hiánya, kilúgzása vagy felhalmozódása, mennyisége és eloszlása a talajban fontos ismertetője a talajtípusnak. A talajok szénsavas mésztartalmának meghatározása azon alapul, hogy erős savak hatására a kalcium-karbonátból szén-dioxid szabadul fel:

$$CaCO_3 + 2HCl = CaCl_2 + H_2O + CO_2$$

A fejlődő CO_2 mennyiségét kalciméterben határozzuk meg, és a gáz térfogatából kiszámítjuk a $CaCO_3$ mennyiségét. A talajok kalcium-karbonát tartalmát Scheibler-féle kalciméterrel határoztam meg. A kalcium-karbonátot 10%-os sósavval elbontottam és a fejlődő CO_2 gáz térfogatát mértem. Ezt normálállapotra átszámítva számítottam ki a talaj összes karbonát tartalmát, amit $CaCO_3$ %-ban adtam meg. A százalékos érték megadja a talaj mésztartalmának minősítését (*7. táblázat*) (BELLÉR, 1997).

7. táblázat. Talajok mésztartalmának minősítése (BELLÉR, 1997)

Minősítés	**$CaCO_3$ (%)**
Nincs	0
Nagyon kevés	0-1
Kevés	1-3
Közepes	3-5
Sok	5-15
Nagyon sok	15 felett

3.6.2 Talajfizikai vizsgálatok

A talaj szemcseösszetételének meghatározásához az Atterberg-féle nemzetközi szemcsefrakció beosztást használtam (*8. táblázat*).

8. táblázat. Az Atterberg-féle nemzetközi szemcsefrakció beosztás (BELLÉR, 1997)

Gyűjtőnév		**Szemcsefrakció neve**	**A talajszemcsék Ø-je (mm)**
Váz		kő, kavics, durva rész	> 2,0
Földes rész		durva homok (DH) finom homok (FH)	2,0 - 0,2 0,2 - 0,02
	Leiszapolható rész	iszap, kőliszt (I) agyag (A)	0,02 - 0,002 < 0,002

A 2 mm-nél nagyobb szemcséjű részeket száraz szitálással különítjük el a talajszárítás után. A 2 mm-nél kisebb szemcséket nedves szitálással és vizes szuszpenzióban történő ülepítéssel különítjük el. A finomabb szemcsefrakciók ülepítéssel történő elválasztása a szilárd részecskék ülepedésére vonatkozó Stokes-féle törvényen alapszik.

A többféle előkészítő eljárás közül, a hazai talajtani gyakorlatban, a nemzetközi "A" eljárás módosított változatát, a hidrogén-peroxidos roncsolást, vízfürdőn történő főzést (digerálás) és Na-hexametafoszfátos előkészítést alkalmaztam.

A szemcseösszetétel vizsgálati eljárások közül a Köhn-féle pipettás módszert alkalmaztam, melynek lényege, hogy a homogén talajszuszpenzió meghatározott mélységéből az ülepedési időket figyelembe véve pipetta segítségével mintát vettem. Tömegállandóságig történő szárítás és tömegmérés után az iszap (I%) és az agyag (A%) frakciók arányát számítottam. A durva homok (DH%) mennyiségének meghatározásához a talajszuszpenziót 0,2 mm lyukátmérőjű szitára vittem és átmostam.

9. táblázat. A talajfizikai jellemzők határértékei (STEFANOVITS et al., 1999)

Textúra csoport	**Leiszapolható rész (<0,02 mm) aránya (%)**	**Arany-féle kötöttségi szám**
Durva homok (DH)	< 10	< 25
Homok (H)	10-20	25-30
Homokos vályog (HV)	20-35	30-38
Vályog (V)	35-60	38-42
Agyagos vályog (AV)	60-70	42-50
Agyag (A)	70-80	50-60
Nehéz agyag (NA)	> 80	> 60

A szitán fennmaradt részt tömegállandóságig szárítottam, tömegét megmértem, százalékos megoszlását számítottam. A finomhomok (FH%) frakció mennyiségét számítás útján kaptam meg. Az I%+A% összegéből értelmezett leiszapolható rész vagy az Arany-féle kötöttség szám alapján meghatározható az egyes talajminták fizikai félesége (*9. táblázat*).

A talaj Arany-féle kötöttségi száma kifejezi (K_A) azt a 100 g légszáraz talajra vonatkoztatott vízmennyiséget, amelyet a talaj a képlékenység és hígfolyósság határán tartalmaz. Értéke elsősorban a talaj leiszapolható frakciójának (I+A) mennyiségétől függ. A kötöttségi szám meghatározására műanyag tálba mértem táramérlegen 100 g légszáraz talajt, majd bürettából állandó kevergetés közben desztillált vizet adagoltam rá mindaddig, amíg teljesen át nem nedvesedett a talajpép, egyneművé, csomómentessé vált (BELLÉR, 1997) vagyis a minta adta a fonalpróbát.

Értékelés: $K_A = 100\frac{V}{m}$, ahol V a fogyott víz térfogata ml-ben

m a bemért talaj tömege g-ban.

3.6.3 A talajok tápanyagtartalmának meghatározása

A talajok humusztartalom meghatározásának menete a következő: a talaj szervesanyag-tartalmától függően 0,5-5 g 0,5 mm lyukméretű szitán átszitált talajt mértem 250 ml-es Erlenmeyer lombikba, majd 20 ml 1 mol/l koncentrációjú kálium-bikromát ($K_2Cr_2O_7$)-oldatot pipettáztam rá. Állandó rázogatás mellett hozzáadtam 20 ml tömény kénsavat (H_2SO_4), egy kis üvegtölcsért tettem a lombik nyakába és forró vízfürdőn 3 órán át melegítettem. Kihűlés után 100 ml desztillált vizet adtam hozzá, majd 250 ml-es mérőlombikba mostam át, desztillált vízzel jelig töltöttem, felráztam és 1 éjszakát állni hagytam. A felső tiszta folyadékból 50 ml-t 250 ml-es Erlenmeyer lombikba pipettáztam, majd 50 ml desztillált vizet és 2 ml tömény foszforsavat adtam hozzá. 2 csepp difenil-amin-szulfonsav indikátor jelenlétében, 0,2 mol/l koncentrációjú Mohr-só ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot H_2O$) oldattal megtitráltam.

A titrálásokat követően azonnal meghatároztam a Mohr-só oldat hatóértékét. 20 ml 1 mol/l koncentrációjú $K_2Cr_2O_7$-oldatot mérőlombikban 250 ml-re hígítottam. Ebből 50 ml-t egy 250 ml-es Erlenmeyer lombikba pipettáztam. 30 ml hígított kénsav-oldatot, 20 ml vizet, 2 ml foszforsav oldatot és 2 csepp difenil-amin-szulfonsav indikátort adtam hozzá és Mohr-só oldattal megtitráltam. A redukálódott $K_2Cr_2O_7$-oldat térfogata és az oxidált szerves anyag

tömege közötti összefüggés megállapítása céljából 80°C-on két órán keresztül szárított dinátrium-etiléndiamin-tetraacetát-ból analitikai mérlegen 25-125 mg között változó mennyiségeket mértem be 250 ml-es Erlenmeyer lombikokba és a talajmintához hasonló módon oxidáltam, majd meghatároztam a redukálódott $K_2Cr_2O_7$ mennyiségét. Ezután kalibrációs diagramot készítettem, amelyben szerves szén tömeg (mg) függvényében ábrázoltam a szerves anyag oxidálására elhasználódott $K_2Cr_2O_7$-oldat térfogatát (ml).

A kalibrációs diagram segítségével meghatároztam a talaj szerves szén tartalmát, amiből – figyelembe véve, hogy a humusz átlagos széntartalma 58% – kiszámítottam a humusztartalmat (BELLÉR, 1997).

A talaj nitrogéntartalmának meghatározását Kjeldahl-módszerrel végeztem. E vizsgálati módszernél a talaj szerves anyagának roncsolása forró, tömény kénsavval történik, mely során a szerves anyag szén-dioxiddá és vízzé, nitrogéntartalma pedig ammóniává alakul. Roncsolás után az oldatot meglúgosítva, annak ammóniatartalma felszabadul, amit vízgőzdesztillációval lepároltam, bórsavban elnyelettem és keverékindikátor jelenlétében 0,1 mol/l-es HCl-oldattal megtitráltam. Azonos módon talaj nélküli vakpróbát is végeztem. A nitrogéntartalmat számítás után %-ban adtam meg (*10. táblázat*). A talajminta roncsolása BÜCHI, B-426 feltáróban történt. A vízgőzdesztillációhoz a BÜCHI B-323-jelű desztillálót használtam (BELLÉR, 1997).

10. táblázat: Nitrogénellátottsági kategóriák az összes nitrogéntartalom alapján (STEFANOVITS, 1992)

Minősítés	**Összes N%**
Nitrogénben igen szegény	0,05 >
Nitrogénben gyengén ellátott	0,05 - 0,10
Nitrogénben közepesen ellátott	0,10 - 0,25
Nitrogénben jól ellátott	0,25 <

A könnyen oldható foszfortartalom vizsgálatot kolorimetriás módszerrel végeztem ammónium-laktát (AL) oldott talajkivonatból. Első lépésként 5 g légszáraz talajmintát táramérlegen 250 ml-es rázólombikba mértem. Pipettával hozzáadtam 100 ml higított AL-oldatot és 2 óráig rázattam, majd foszfor- és kálium-mentes szűrőpapíron leszűrtem. A mérés előtt kalibráló oldatokat készítettem 1 mg/ml P_2O_5 törzsoldatból.

A szűrletből és a kalibráló-oldatból 10 ml-t adagoltam Erlenmeyer lombikokba, adtam hozzá 15 ml kénsavas ammónium-molibdenát oldatot és 1 ml aszkorbinsavas ón-klorid oldatot. 30 perc után mértem a kékszínű komplex fényelnyelő képességét 660 nm hullámhosszúságú

fényben spektrofotométerrel. Kalibrációs görbe segítségével meghatároztam a talajminták AL-oldható foszfortartalmát (*11. táblázat*).

11. táblázat: A talaj foszfortartalmának jellemzése AL-oldható P_2O_5 mg/100 g talaj alapján (STEFANOVITS, 1992)

Oldható foszfortartalom	Agyagos talajok	Vályog talajok	Laza homoktalajok
Igen kevés	2 >	3 >	5 >
Kevés	3-5	4-7	6-10
Mérsékelten közepes	6-8	8-12	11-16
Jó közepes	9-12	13-18	17-25
Sok	13-18	19-25	26-35
Igen sok	19 <	26 <	36 <

A talaj könnyen oldható káliumtartalmát emissziós lángfotometriával határoztam meg. A mérés JENWAY PFP 7 típusú lángfotométerrel történt, a foszfortartalom meghatározásához készített talajkivonatból. Ezután kalibrációs görbe segítségével értékeltem ki az eredményt, melyhez előzőleg 1 mg/ml K_2O törzsoldatból kalibráló oldatokat készítettem (*12. táblázat*).

12. táblázat: A talaj káliumtartalmának jellemzése AL-oldható K_2O mg/100 g talaj alapján (STEFANOVITS, 1992)

Oldható káliumtartalom	Fizikai talajféleség		
	Homok	Vályog	Agyag
Igen kevés	5 >	7 >	10 >
Kevés	6-10	8-12	11-16
Mérsékelten közepes	11-15	13-18	17-23
Jó közepes	16-20	19-24	24-29
Sok	21-25	25-30	30-35
Igen sok	26 <	31 <	36 <

A talajminták kálium-klorid (KCl)-oldható kalcium- és magnéziumtartalmának meghatározásához 20 g légszáraz talajmintát mértem 250 ml-es rázólombikba, majd 50 ml 1 mol/l-es KCl oldatot adagoltam rá és körforgós rázógépen 2 órán át rázattam. Leszűrtem, majd előkészítettem mérésre a kivonatot. Ehhez a szűrletből 10 ml-t kipipettáztam, hozzáadtam 2 ml 20 g/l-es stroncium-klorid ($SrCl_2$) oldatot és 8 ml desztillált vizet, majd a standard oldatok elkészítése után atomabszorpciós spektrofotométerrel, 239 nm-es hullámhosszon megmértem a minták kalciumtartalmát, 202,6 nm-en pedig a minták magnéziumtartalmát (BELLÉR, 1997).

3.6.4 A talajok tápelemtartalmának meghatározása

Az etilén-diamin-tetraecetsav-oldható (EDTA) és a dietilén-triamin-pentaecetsav-oldható (DTPA) vas, mangán, réz és cinktartalom méréséhez is kivonatot készítettem. EDTA-s talajkivonat esetén – ha a talaj pH értéke 7 alatti volt – 25 g talajhoz 50 ml 0,05 mol/l-es EDTA-oldatot, DTPA-s talajkivonat esetén – ha a talaj pH értéke 7 vagy 7 feletti volt – 20 g talajhoz 40 ml 7,3 pH értékű DTPA -oldatot adagoltam rázólombikba és körforgós rázógépen 2 órán át rázattam, majd leszűrtem. Ebből történt a mérés atomabszorpciós spektrofotométerrel (GBC Avanta Σ - AAS) (*14. ábra*).

14. ábra. A minta vizsgálata atomabszorpciós spektrofotométerrel (AAS)

Ez a méréstechnika az elemek meghatározásának olyan analitikai módszere, amely a szabad atomok abszorbeáló képességén alapszik. A mérési módszere elve röviden úgy foglalható össze, hogy egy elem alapállapotú szabad atomjai abszorbeálják az illető elem emissziós rezonanciavonalaihoz megfelelő hullámhosszúságú sugárzást, és az abszorpció mértéke a fényútban lévő atomok koncentrációjától függ. Az abszorpció mértékét a mérővonal intenzitás-különbségéből állapítjuk meg a Lambert-Beer törvény alapján. A primer sugárforrás ez esetben egy vájtkatód lámpa, mely a meghatározandó elemből készült és arra jellemző éles vonalas színképet sugároz. Ez a fény áthalad az atomizáló egységen, melybe a minta oldatot beporlasztjuk atomos gőzzé. A lángban jutó fénysugár abszorbeálódik és egy résen keresztül a monokromátorra jut, ahol a színképnek a meghatározandó elem rezonanciavonalát tartalmazó részét elválasztja a színkép többi tagjától. A kiválasztott rezonanciavonal a monokromátorról a fényérzékelő detektorba jut, majd jelfeldolgozás

történik. A készülék kalibrációjához elemenként standardsorok elkészítése szükséges. A vastartalmat 372,0 nm-es, a mangántartalmat 403,1 nm-es, réztartalmat 324,7 nm-es és a cinktartalmat 213,9 nm-es hullámhosszúságú fényben határoztam meg. Az értékeket mg/kg-os mértékegységben adtam meg (BELLÉR, 1997; JUHÁSZ, 2006).

A kapott eredményeket a TIM rendszer értékeihez hasonlítottam, bár erre az összehasonlításra csak a réz és cink esetében volt lehetőség. A Fe és Mn értékek kiértékelésénél az átlagos kéreg elemtartalom értékekhez (TAYLOR, 1964) viszonyítottam.

3.6.5 A talajok nehézfémtartalmának meghatározása

Az emberi tevékenység okozta légköri ülepedés nehézfémekkel jelentősen szennyezetté teheti a városi területeket, mert a toxikus elemek akkumulációja a feltalajban hosszú ideig megőrizheti potenciális mérgező hatását. Különösen fontosnak tartom emiatt az urbanizált területek, toxikus fémekkel szennyezett talajainak vizsgálatát. Ezen indokok miatt mind a 384 minta esetében megtörtént a könnyen oldható toxikus elemek meghatározása, elsősorban mivel a városi környezetben található talajok felvehető toxikus elem mennyisége egészségügyi kockázatot hordoz. A légszáraz állapotú talajminták előkészítését a MSZ 21470-50:2006 2. Minta-előkészítés című pontja alapján végeztem el. Darálás után 2 mm-es lyukátmérőjű szitán átszitáltam és fennmaradó szemcséket szükség esetén továbbőröltem, majd porcelán dörzsmozsárban finomra porítottam. A finomra porított talajmintákból 5 g-ot mértem be rázópalackba 0,01 g pontossággal, majd LAKANEN-ERVIÖ (1971) által javasolt NH_4-acetát + EDTA kioldása után meghatározásra került az oldható („felvehető") elemtartalom. Az oldható elemtartalom meghatározásakor a kioldás 0,5 M ammónium-acetát + 0,5 M ecetsav + 0,02 M EDTA oldószerrel, pH = 4,65 mellett történt. Tehát a kioldáskor 5 g légszáraz, finomszemcsés talajhoz 50 cm^3 oldószert használva 60 perces rázatás után a szűrlet első 10 cm^3-ét elöntve a szuszpenzió leszűrésre került (MSZ 21470-50-2006). A talaj kivonatok elemanalízise ICP-OES plazmaemissziós spektrométerrel történt 24 elemre a Nyugat-magyarországi Egyetem Termőhelyismerettani tanszékének talajtani laboratóriumában.

Az „összes" toxikus elem és nehézfémkészlet becslése VÁRALLYAY (1995) által is leírt feltárással történt szintén a MSZ 21470-50-2006 alapján kiemelt 6 kiskert és szőlő mintavételi pontról származó talajminta esetében. Ezen módszer esetén is a 2 mm-es szitán átszitált talaj dörzsmozsárban továbbfinomításra és homogenizálásra került. A feltáróedénybe 1-2 g talaj

bemérése – és a pontos tömeg feljegyzése – után 5 cm^3 cc. HNO_3 és 2 cm^3 cc. H_2O_2 hozzáadása után teflonbombában 3 órán át 110 ºC-on tartottam. Lehűlés után a roncsolatot 50 cm-es lombikba mérve desztillált vízzel jelig töltöttem. A talaj kivonatok elemanalízise ICP-OES plazmaemissziós spektrométerrel történt 24 elemre a Nyugat-magyarországi Egyetem Termőhelyismerettani tanszékének talajtani laboratóriumában.

A nehézfémtartalmi eredmények kiértékelésében irányadónak a Magyarországon hatályos 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM és a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM- FVM-KHVM együttes rendeletet vettem figyelembe. A rendeletekben kijelölt és KÁDÁR (1998) által javasolt felvehető toxikus elemtartalomra vonatkozó határértékeket az általam kiemelten vizsgált hat toxikus elemre a *13. táblázat*ban foglaltam össze.

13. táblázat. Az eredmények kiértékeléséhez használt határértékek

		Cd	**Co**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	
		mg/kg						
KÁDÁR (1998) ÁLTAL JAVASOLT FELVEHETŐ TOXIKUS ELEMTARTALOM	A	-	5	10	10	10	5	természetes háttérkoncentráció ("A")
	B	-	10	40	20	25	20	szennyezettségi határérték ("B")
	C1	-	20	90	60	70	40	intézkedési határérték ("C1")
	C2	-	30	140	90	150	80	intézkedési határérték ("C2")
	C3	-	40	190	120	300	160	intézkedési határérték ("C3")
6/2009[1] és 10/2000[2] rendelet ÖSSZES TOXIKUS ELEMTARTALOM	A	0.5*	15	30	25	25	100	természetes háttérkoncentráció ("A")[1,2]
	B	1*	30	75	40	100	200	szennyezettségi határérték ("B")[1,2]
	C1	2	100	200	150	150	500	intézkedési határérték ("C1")[2]
	C2	5	200	300	200	500	1000	intézkedési határérték ("C2")[2]
	C3	10	300	400	350	600	2000	intézkedési határérték ("C3")[2]

Megjegyzés: * a Cd esetében a kézikönyv nem határozott meg határértéket, ezért a táblázatban a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről és a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről szóló rendeletet vettem figyelembe a kiértékelésnél.

3.6.6 Alkalmazott kiértékelési módszerek

A mérési eredményeket digitálisan rögzítettem, majd térinformatikai módszerekkel dolgoztam fel DIGITERRA MAP segítségével. Továbbá következtetéseket vontam le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és az elkészített tematikus térképek alapján. Eredményeim

kiértékeléséhez több szakirodalmi értékelést és összehasonlítást végeztem BELLÉR (1997), SZABOLCS (1966), FILEP (1999) és FÜLEKY (1999) munkái alapján, valamint az eredmények kategorizálásához a Magyar Talajinformációs és Monitoring Rendszer egyes elemekre alkalmazott kategóriáit.

A statisztikai adatok kiértékelését Microsoft Office Excel 2003, STATISTICA 11 program illetve R Studio csomag segítségével készítettem el, illetve a toxikus elemek eloszlásához a C2 programot használtam. A legtöbb statisztikai elemzés feltétele az adatsorok normál eloszlása, ezért első lépésként eloszlás vizsgálatokat végeztem, nem normál eloszlás esetén (lognormál, khi négyzetes), logaritmus transzformációt végeztem normalitás tesztekkel kiegészítve (pl.: Kolmogorov-Smirnov teszt). A 6 általam legfontosabbnak ítélt toxikus nehézfém közötti kapcsolat feltárására mindkét vizsgált rétegben korrelációszámítást végeztem, miután a vizsgálatot befolyásoló kiugró elemeket kizártam az elemzésből. A klaszter diagramokat PAST version 2.17c program segítségével hoztam létre.

3.6.7 A soproni Rák-patak hordalékainak nehézfémtartalom meghatározása

Mind a 6 pontban 1 keresztszelvény mentén gyűjtöttünk átlag hordalék mintákat a sodorvonalból és a holttérből, valamint 1 feltalajmintát a patakmeder rézsűkörméről 0-10 és 10-20 cm-ről. A minden pontról begyűjtött vízmintát roncsolás nélkül - a többi mintát roncsolás után – ICP-OES készülékkel vizsgáltam meg, de nem találtam kimutatható szennyezést a vízmintákban az általunk kiemelten vizsgált toxikus elemekre.

Mivel háttér információkkal már rendelkeztem a területről, ezért a laboratóriumi vizsgálatok során a hordalék minták teljes elemkészletének (HNO_3 + H_2O_2) és oldható ($NH_4C_2H_3O_2$ + CH_3COOH + EDTA) toxikus nehézfémtartalmának meghatározása következett az alapvizsgálatok elvégzése után. Az eredmények kiértékeléséhez és fémszennyezés kimutatásához pedig feldúsulási faktor (EF) számítást alkalmaztunk (*1. képlet*), amely megmutatta és megkülönböztette az emberi hatásra és a természetben előforduló fémkoncentrációkat (CHEN et al., 2007; *14. táblázat*).

$$EF = \frac{\frac{X}{Al}\text{üledék}}{\frac{X}{Al}\text{földkéreg}}$$

10.13147/NYME.2016.018

*14. táblázat: Az EF értékelést segítő kategóriák (*CHEN et al., 2007*)*

EF < 1	EF < 3	EF = 3-5	EF = 5-10	EF = 10-25	EF = 25-50	EF > 50
nincs feldúsítás	kisebb feldúsítás	közepes feldúsítás	közepesen súlyos feldúsítás	súlyos feldúsítás	nagyon súlyos feldúsítás	rendkívül súlyos feldúsítás

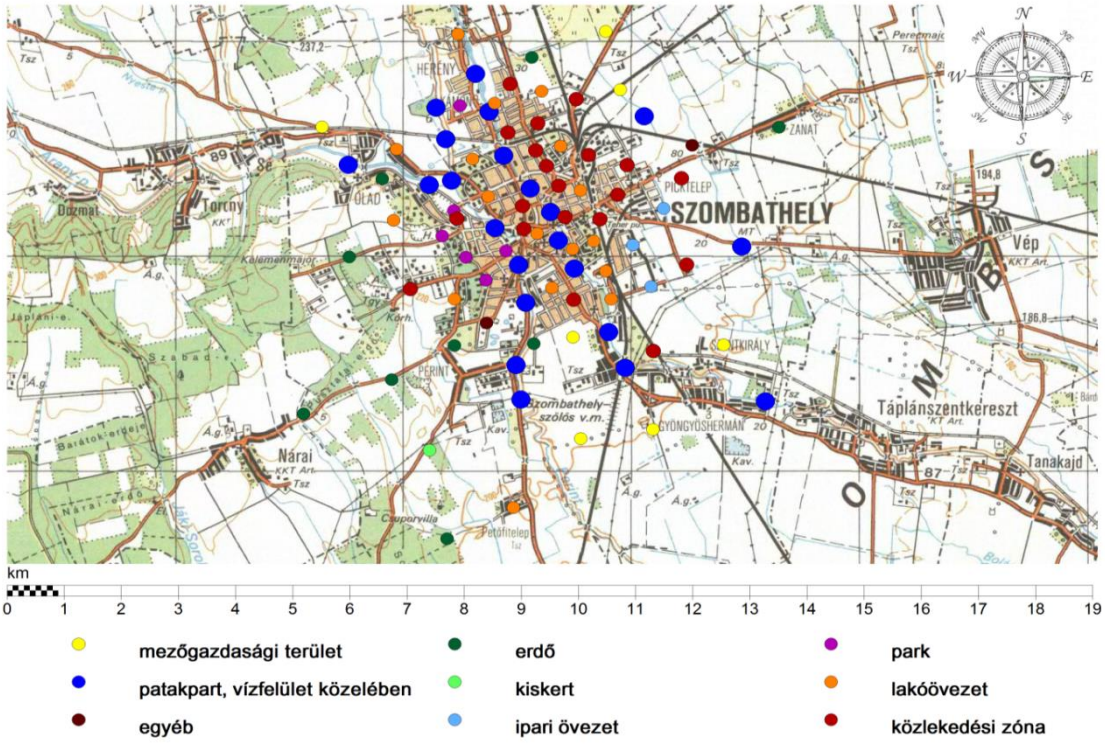
A számítást a következő képlet szerint végeztük és a mérések normalizálásához az Al referencia elemet választottuk, mivel az Al-tartalom domináns a hordalékokra nézve is és a 3. leggyakoribb kőzetalkotó elem (KABATA-PENDIAS, 2001). A földkéreg átlagos elemtartalmi értékekeit TAYLOR (1964) számításai és táblázata alapján értékeltük.

10.13147/NYME.2016.018

4. EREDMÉNYEK ÉS KIÉRTÉKELÉS

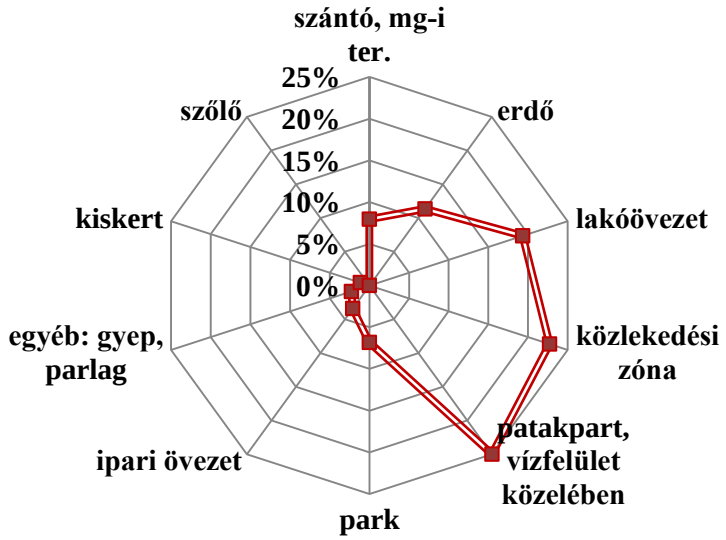
4.1 A Szombathelyen végzett talajvizsgálatok eredményeinek bemutatása és kiértékelése

A mintákat először a városi környezetre jellemző területhasználati kategóriákba soroltam. Átfedésekkel nem bonyolítottam az osztályozást, hanem a legmeghatározóbb tulajdonságok, a legjellemzőbb talajt érintő hatások és a környezeti adottságok, körülmények alapján döntöttem. A kategorizálásnál természetesen figyelembe vettem a földhivatali alaptérkép adatállományát és annak kategóriáit: erdő; rét, gyep, legelő; szántó; szőlő, gyümölcsös; gazdasági terület; út, burkolat; vízfolyás, árok; nádas, mocsár. Ez utóbbi kategóriába nem tartozott mintavételi pont, mivel a mintavétel a város közigazgatási területére koncentrálódott, így vannak belterületi és külterületi pontok is.



15. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése a város közigazgatási területén területhasználati kategóriák szerint

A *15. ábra* mutatja be a mintavételi pontok színekkel történő elkülönítését a jellemző területhasználatonként. Egyértelműen kitűnik, hogy Szombathelyen a patak- és vízpartról származó minták száma (22 db) a legmeghatározóbb, melyeket nagyobb átmérőjű kék pontokkal is kihangsúlyoztam. A Perint és a Gyöngyös patak teljes hosszában áthalad a városon, észak-déli irányban és meghatározó tényezők voltak a jelenlegi feltételek kialakulásában. A 88 szombathelyi talajmintavételi pont területhasználati kategóriánkénti megoszlása a *16. ábrá*ról olvasható le.



16. ábra. A mintavételi pontok területhasználati kategóriák százalékos megoszlása

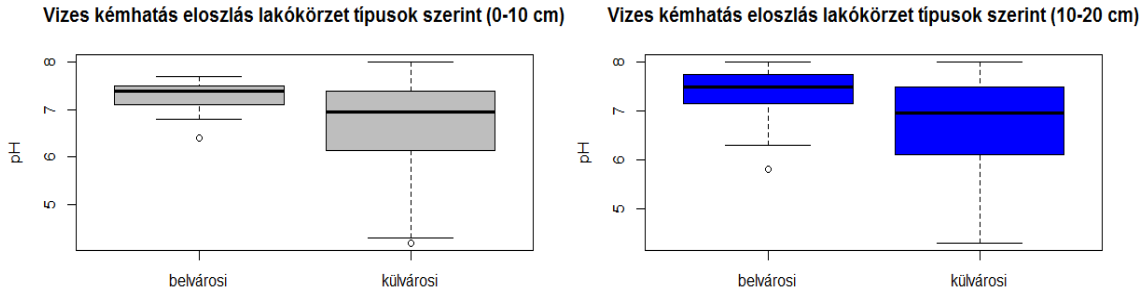
A minták 25%-a származott patak- és vízpartról, 23%-a közlekedési zónából, illetve 19% lakóövezetből, de csak 3% ipari zónából. Ez utóbbi 3 kategóriát tekintve a minták 45%-a származik túlnyomórészt belvárosi, folyamatos emberi aktivitásnak kitett területről. A minták maradék közel 55%-át is éri zavarás, de kisebb mértékben. A *16. ábra* területhasználati felosztása, a helyszíni tapasztalatok és szakmai megfontolás alapján a továbbiakban a belvárosi talajmintavételi pontoktól elkülönítve, referenciapontokként elemzem a városkörnyéki, külvárosi talajokat. Városkörnyéki, külvárosi talajmintavételi pontokhoz soroltam a peremterületeken található erdő, mezőgazdasági és egyéb területhasználati kategóriába tartozó talajmintákat.

10.13147/NYME.2016.018

4.1.1 Talajkémiai vizsgálatok eredménye

4.1.1.1 A szombathelyi talajok kémhatása

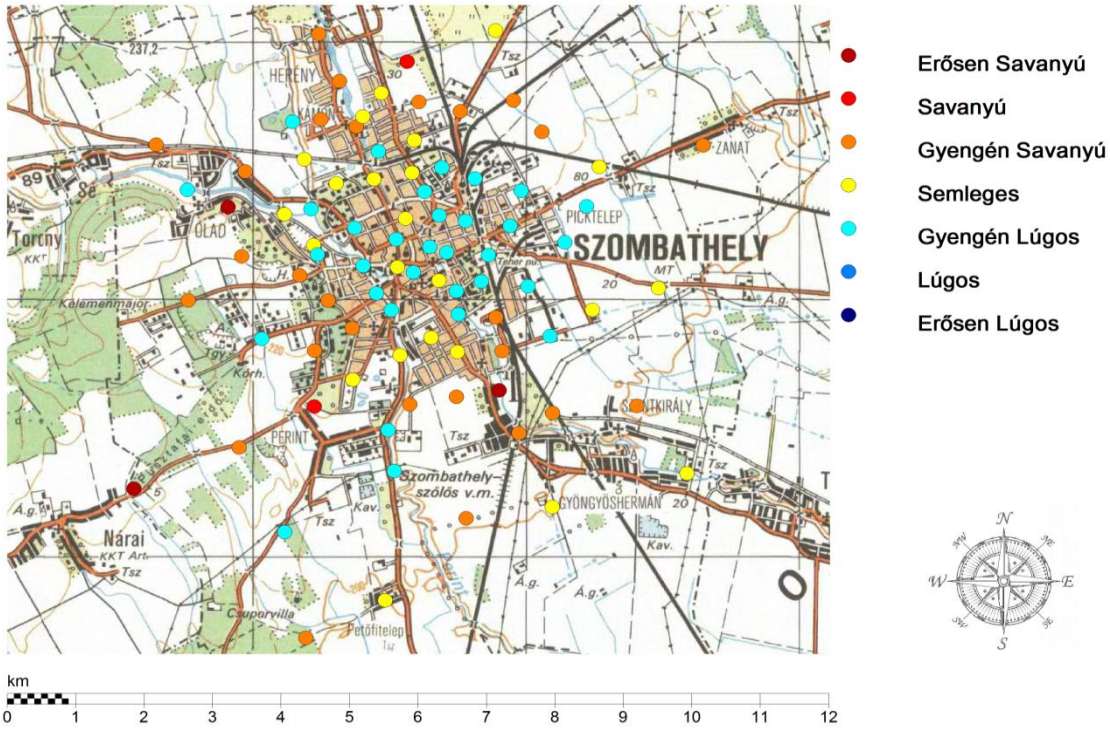
Szombathely talajainak kémhatása 5,5 és 8,2 közötti eloszlást mutatott. A minták többségének kémhatása semleges, gyengén lúgos, a külváros és a belváros pontjai közt eltérés mutatkozott (*17. ábra*).



17. ábra. A belvárosi és külvárosi mintavételi pontok eloszlása vizes kémhatás alapján

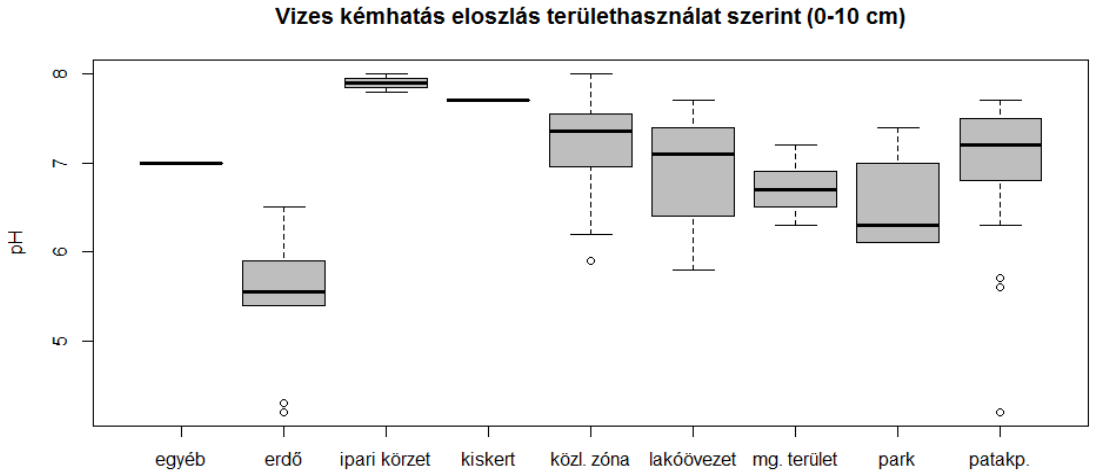
A nyugati részen a külvárosi és a peremterületi erdők kevésbé savanyúak a soproni erdős területekhez képest (0-10 cm $pH_{átlag}$ = 5,5; 10-20 cm $pH_{átlag}$ = 5,3). A savanyú talajok elsősorban a város DNy-i peremén fordultak elő jellemzően, hiszen ott terül el a várost övező Parkerdő, valamint a lombhullató erdővel borított Oladi-domb is. A város körül inkább szántóföldek találhatók, elsősorban a K-i oldalon. Ezek a mezőgazdasági területek jelenleg is művelés alatt állnak és műtrágya-, illetve peszticidhasználat is folyik növénykultúrától függően. Ezeknek a területeknek a kémhatása közel semleges (0-10 cm $pH_{átlag}$ = 6,8; 10-20 cm $pH_{átlag}$ = 6,7), ahogy az egyéb kategóriába sorolt gyepeké és legelőké is (0-10 cm $pH_{átlag}$ = 7,0; 10-20 cm $pH_{átlag}$ = 7,3). Ezeket a megállapítást erősíti meg RÉKÁSI és FILEP (2015) is, akik a magyarországi szennyezetlen mezőgazdasági és erdőtalajok kutatása során szintén semleges értékeket mértek.

A belvárosban – az öntéstalajok miatt – a semleges és a gyengén lúgos kémhatás jellemző (*18. ábra*).

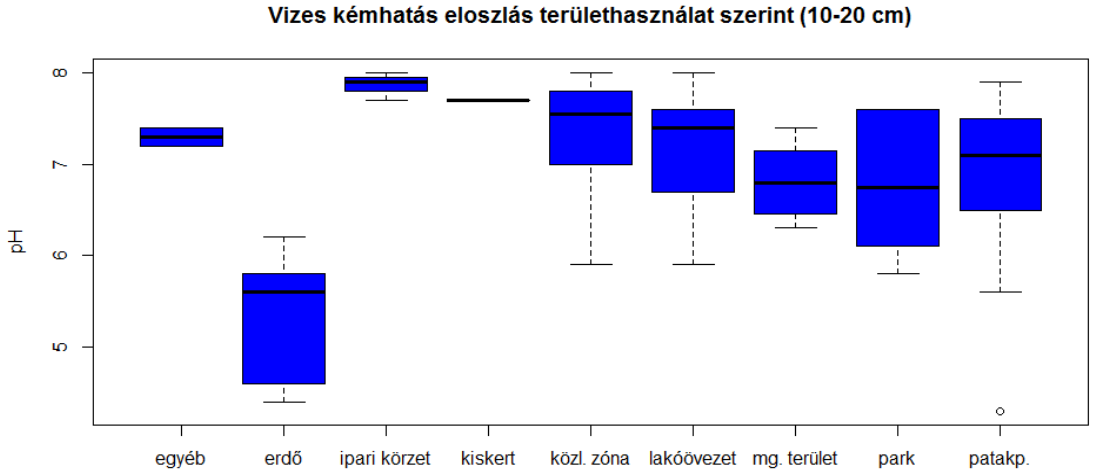


18. ábra. Szombathely területének kémhatás megoszlása a 0-10 cm-es talajmélységben

A területhasználati kategóriák megoszlása szerint a leglúgosabb értékeket az ipari övezetek talajaiban találtam mindkét vizsgálat talajrétegben (*19. és 20. ábra*). A két réteg eredményeinek összehasonlítása után a belvárosi parkok talajában mutatkozott jelentősebb különbség, mivel a felső inkább semlegesnek mondható réteg pH értékei az alsó rétegben már a gyengén lúgos tartományba tolódtak.

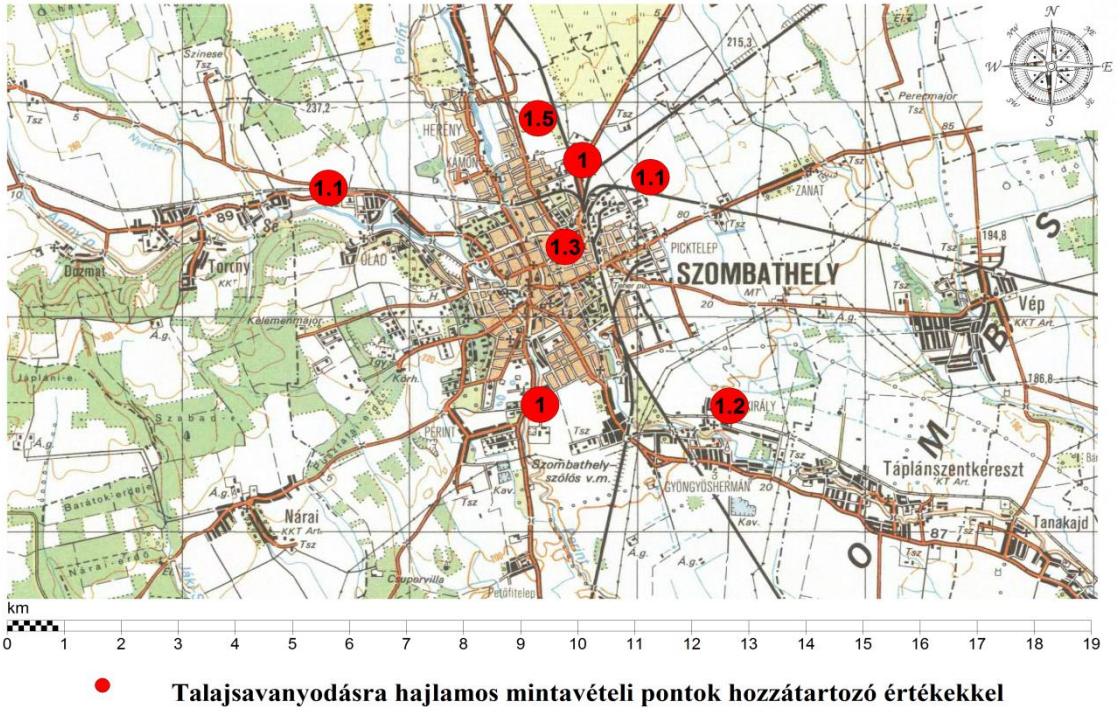


19. ábra. A szombathelyi feltalajpontok területhasználati eloszlása $pH_{(H_2O)}$ szerint (0-10 cm)



20. ábra. A szombathelyi feltalajpontok területhasználati eloszlása $pH_{(H_2O)}$ szerint (10-20 cm)

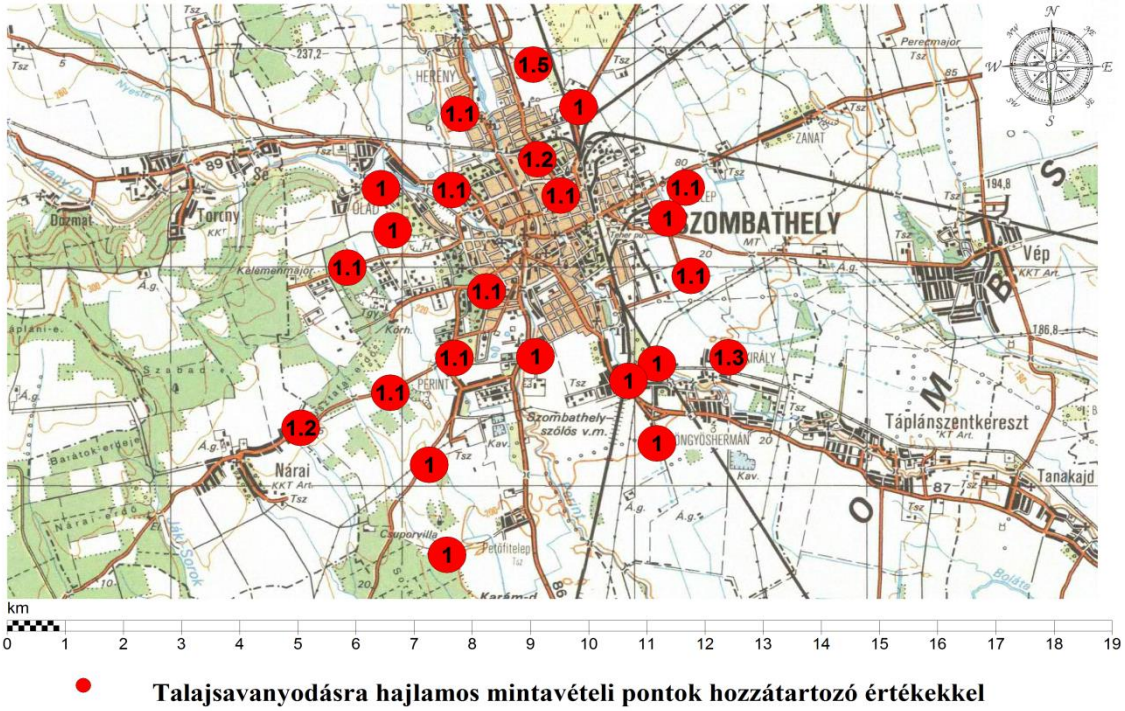
A talaj savanyodására való hajlamáról a desztillált vizes és kálium-kloridos pH értékek különbsége adott információt. Ha ez a különbség (pH_{H2O} - pH_{KCl}) ≥ 1, akkor a talaj hajlamos lehet a savanyodásra, míg (pH_{H2O} - pH_{KCl}) < 1, akkor a talaj nem hajlamos savanyodásra.



21. ábra. A Szombathely közigazgatási területén található talajsavanyodásra hajlamos feltalajpontok a 0-10 cm-es talajmélységben

A 0-10 cm-es feltalajmintákban 6 külvárosi – 2 erdő, 3 mezőgazdasági terület, 1 közlekedési zónából – és 1 belvárosi patakpart szakaszról származó minta haladta meg az 1-et, ráadásul az egyik erdei referencia ponton 1,5-ös különbséget számoltam ki (*21. ábra*).

A pH értékek átlagos különbsége 0,64, így a feltalajok döntő többsége nem hajlamos a nehézfémek mozgékonyságának szempontjából kritikus savanyodásra. Az említett külvárosi területeken talált savanyodásra hajlamos pontok fokozott figyelmet igényelnek, de ezeken a referenciapontokon 0-10 cm-es rétegben nem találtam felvehető fémszennyezést. Mint már említettem a település talajainak a gyengén lúgos tulajdonsága megnehezíti az antropogén szennyezők mozgását a városi, város környéki talajokban, mert a szennyező anyagok inkább megkötődnek ezen a tartományon belül és így nem tudják elszennyezni az alsóbb talajrétegeket és vízbázisokat. Ennek fontossága miatt kiszámoltam a 10-20 cm-es talajrétegek savanyodási hajlamát is (*22. ábra*).



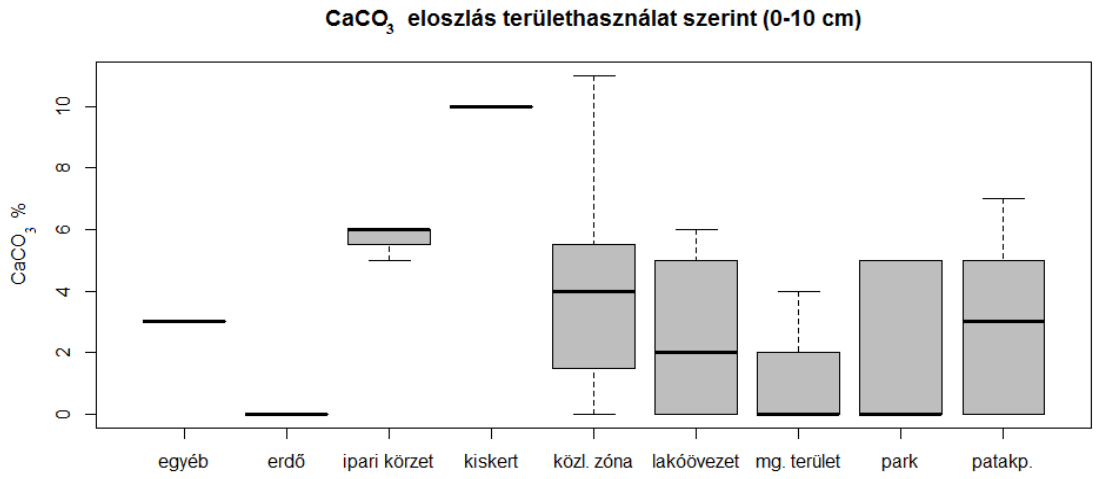
22. ábra. Szombathely közigazgatási területén található talajsavanyodásra hajlamos feltalajpontok a 10-20 cm-es talajmélységben

Jelentős különbséget tapasztaltam a két talajmélység között, mivel, míg a felső rétegben ≥ 1 pH különbséget meghaladó pontok száma 7 volt, addig 10 és 20 cm közötti minták esetén ez 22-re növekedett és több nem csak külvárosi ponton, hanem mészmentes vagy alacsony mésztartalmú belvárosi területen is. Így kijelenthető, hogy Szombathelyen savanyodásra

hajlamos talajokat találtam a város perem- és belterületén is, mely savanyodás mértéke a növekvő szennyezettségből származó toxikus elemek mobilizálódásához vezethet.

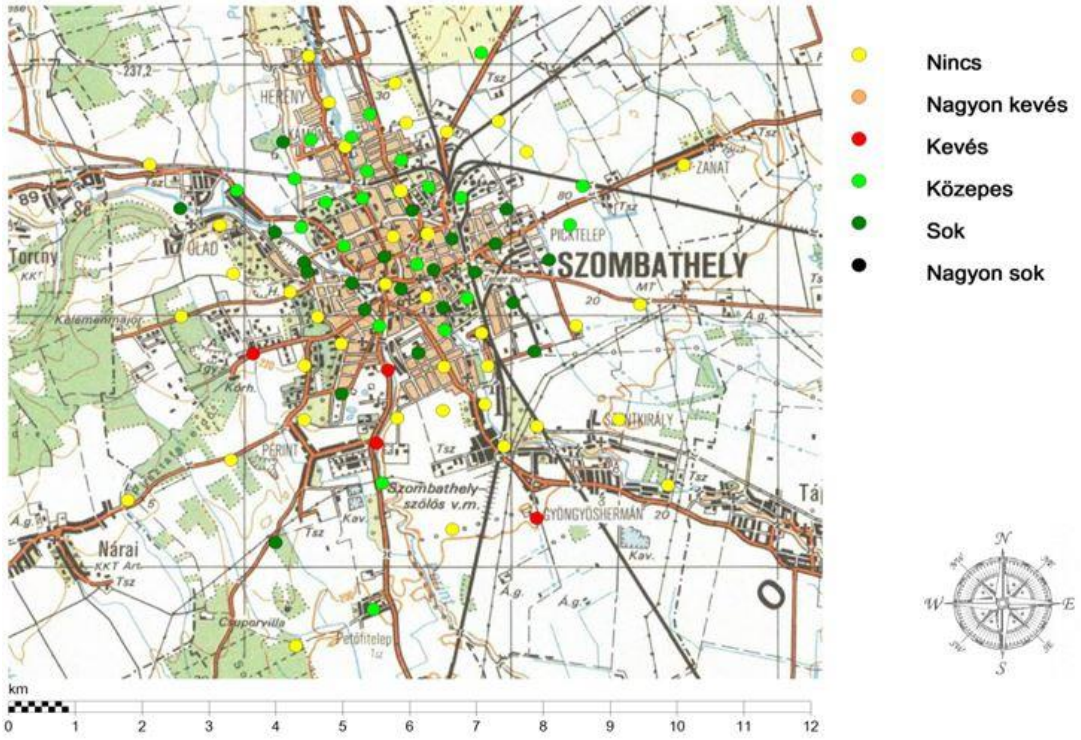
4.1.1.2 A szombathelyi talajok szénsavas mésztartalma

A korábban már említett mészmentes öntéstalajok miatt, a begyűjtött talajminták közel fele nem tartalmazott $CaCO_3$-ot, mely a referencia pontok döntő többségére is igaz (*23. ábra*).



23. ábra. A $CaCO_3$-tartalom a 0-10 cm-es rétegben a területhasználati kategóriák szerint

Szénsavas mésztartalmat főként a gyengén lúgos kémhatású belvárosi mintákban találtam, mely belterületi építkezések során felhasznált anyagok jelenlétére utalhat. Ezt megerősíti, hogy a $CaCO_3$-tartalom a belvárosból kiindulva a külváros felé csökkent. A $CaCO_3$-tartalom átlagosan 5%-os mindkét vizsgált rétegben, ami éppen elég ahhoz, hogy a talaj pufferkapacitásának egyensúlyát fenntarthassa az antropogén eredetű savanyító hatásokkal szemben. A város ipari övezetében és ahhoz közel is, magasnak mondható mésztartalommal rendelkező (12%) talajmintákat gyűjtöttem mindkét vizsgált rétegből – mint az előző 4.1.1. pontban említésre került, – ugyan itt találtam a leglúgosabb talajokat is (*24. ábra*).



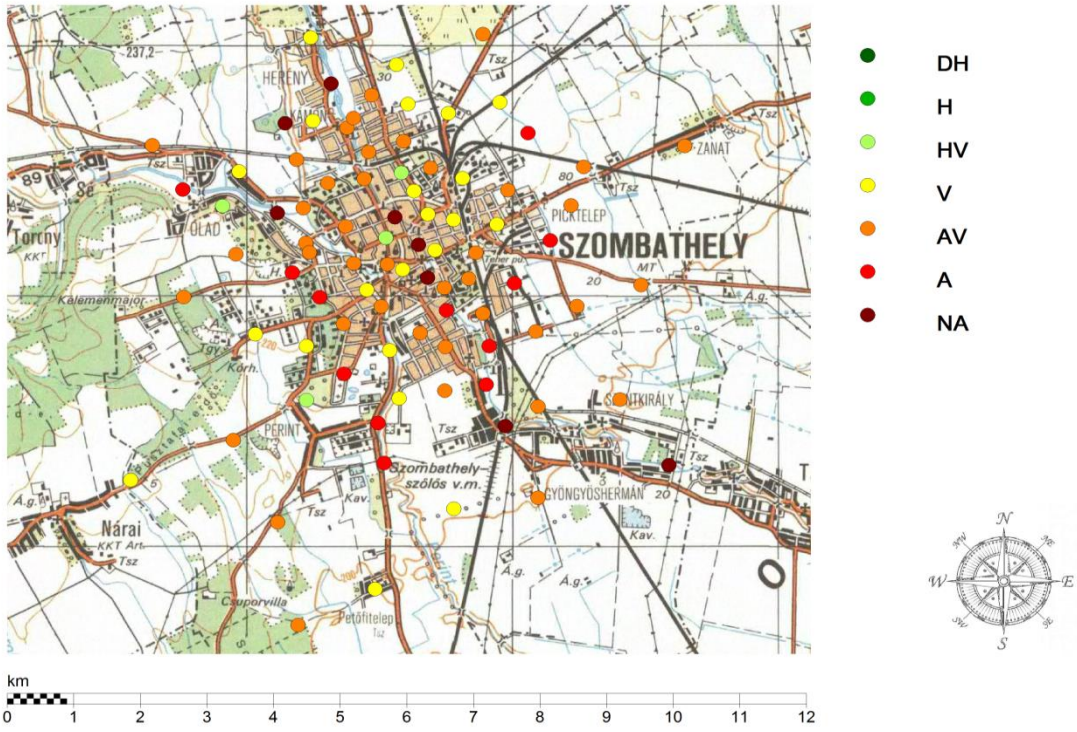
24. ábra. A mésztartalom megoszlása Szombathely területén a 10-20 cm-es talajmélységben

Méréseim megerősítik egymást, mivel a szénsavas mésztartalom és a talajok kémhatása közötti korrelációs kapcsolat a városban szignifikáns ($p < 0,05$) volt. Szombathelyen a 0-10 cm-es réteg esetében $R = 0,75$. A vizes kémhatás és a szénsavas mésztartalom között lineáris összefüggést találtam a 10-20 cm-es talajmélységben is, a területhasználati kategóriák átlagértékeit tekintve $R = 0,78$ területhasználati összefüggés volt kimutatható.

4.1.2 Talajfizikai vizsgálatok

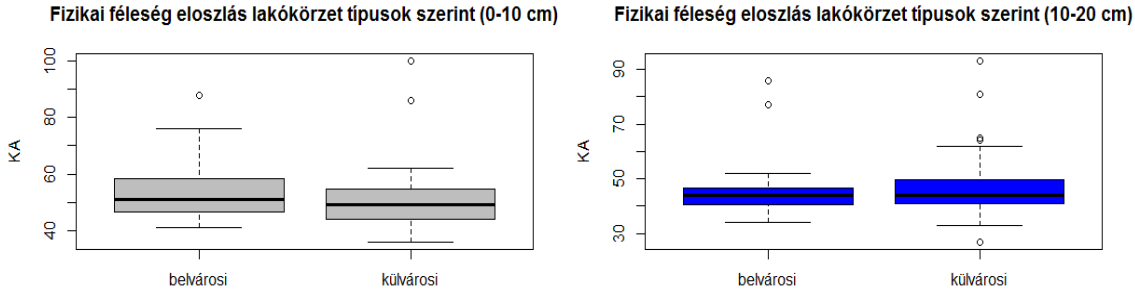
4.1.2.1 A szombathelyi talajok fizikai félesége

A talajok fizikai féleségét szemcseeloszlási összetételük (A%+I% - leiszapolható rész) és Arany-féle kötöttségi számuk (K_A) alapján határoztam meg. A felső rétegből származó minták 41%-a agyagos vályog és 41%-a agyag kategóriába tartoznak a korábban már említett vizsgálatok alapján. A 10-20 cm-es rétegben több minta tartozott a vályog kategóriába (29%), és 41% volt agyagos vályog fizikai féleségű (*25. ábra*).



25. ábra. Fizikai féleség a 10-20 cm-es talajmélységben

Ezért a talaj a vizet nehezebben fogadja be, de a beszivárgott vizet jól megtartja. Mivel a talaj felső 20 cm-éről beszélünk, mely a talajképződési folyamatok során sok esetben egy genetikai rétegbe tartozik, ezért a két réteg együttesen kedvező tulajdonságokkal bír talajtani szempontból. Összességében tehát a mintákban dominált az agyag fizikai féleség a referencia és a belterületi pontoknál is (*26. ábra*), de a belvárosi talajok feltalaja a jelentős igénybevételek miatt tömörödöttebbnek mutatkozott.



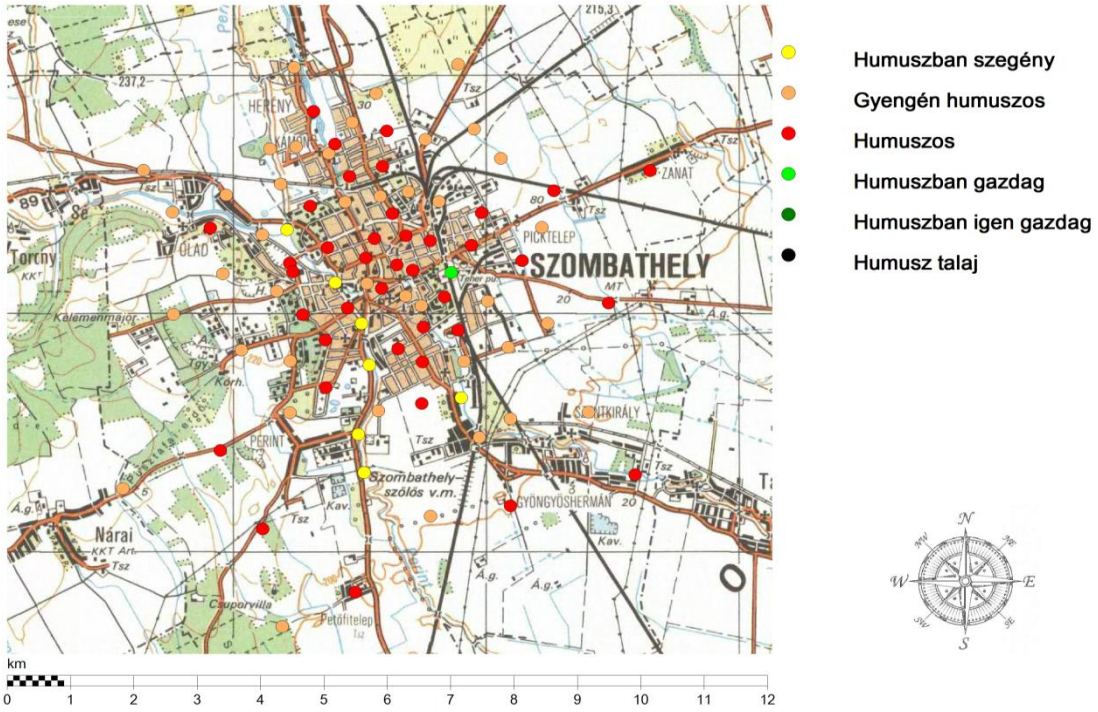
26. ábra. A belvárosi és külvárosi mintavételi pontok eloszlása Arany-féle kötöttségi szám szerint

Az agyag frakciót ilyen mértékben tartalmazó talajok jellemzően jó a víztartóképességük, de a tárolt víz nehezen elérhető a növények számára (STEFANOVITS, 1992). Ezekben a talajokban felhalmozódhatnak továbbá az agyagásványokhoz kötődő toxikus elemek pl.: az Pb, a Zn és a Cu, amelyek azonban a savanyodás hatására mobilizálódhatnak.

4.1.3 Talajok tápanyagtartalmi vizsgálatai

4.1.3.1 A szombathelyi talajok humusztartalma

A város talaja humuszban gazdag. A vizsgált minták 42%-a lakóövezetből vagy közlekedési zónából származik. A város talajainak felső rétegében a minták 67%-a erősen humuszos, míg az alsó réteg mintáinak csak 36%-ára igaz. A szervesanyag-tartalmat tekintve egy érdekességet is megfigyeltem. Habár a város talaja szerves anyagban gazdag, mégis igen alacsony értékeket találtam a Perint patak partján a 0-10 cm-es talajrétegből származó mintákban. A *27. ábra* 6 citromsárga pontja a patakpart vonalán végig követhető a városon.

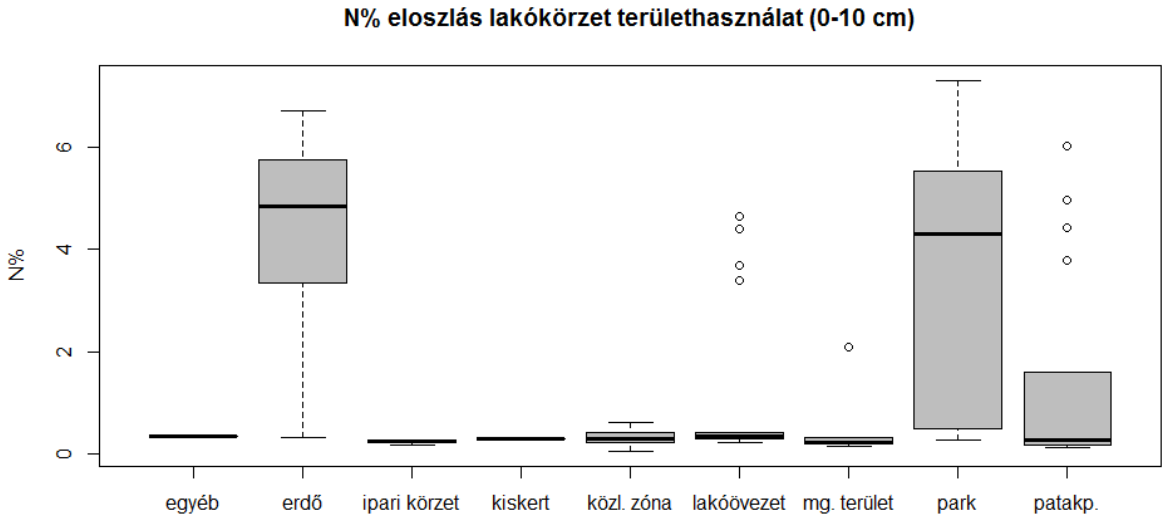


27. ábra. A 0-10 cm-es talajmélység humusztartalma

RAJKAI és TÓTH (2010) említést tesznek a löszös üledéken képződött barnaföld termékenységéről, valamint a Perint völgyének alacsony szervesanyag-tartalmú öntéseiről. Vagyis az utóbbi megállapítást méréseink is igazolták.

4.1.3.2 A szombathelyi talajok nitrogéntartalma

A vizsgált minták 69%-a 0,25% feletti nitrogént tartalmazott a felső rétegben, míg a minták több mint fele (56%) haladta meg szintén a felső értékhatárt, mely kedvező tulajdonság. Az értékek átlaga alapján, erdő referenciapontokon és belvárosi parkok területein mértem a legmagasabb nitrogéntartalmakat (*28. ábra*).



28. ábra. Összes N eloszlás a 0-10 cm-es rétegben a területhasználatok szerint

A legmagasabb nitrogén értékeket a Jókai-parkban (7,3 N%) és a Kámoni arborétumban a Gyöngyös-patak mellett mértem (6,58 N%). A hazai ülepedés-vizsgálatok az 1970-es években kimutatták, hogy az ország nyugati részén intenzívebb a nitrogén-ülepedés. Az országos átlag 14-19 kg/ha között változik (MÉSZÁROS, 1985), de a TIM pontokon mért összes nitrogén értékekhez (<10 mg/kg) nagyon hasonló értékeket kaptam.

4.1.3.3 A szombathelyi talajok ammónium-laktát-oldható kálium- és foszfortartalma

A legmagasabb AL-oldható káliumtartalom értékeket közlekedési zónában és parkok talajaiban mutattam ki. A területhasználati átlagértékek alapján a felső rétegben magasabb koncentrációt találtam, mint az alsóbb talajmélységben. Az AL-oldható káliumtartalom 2,2 és 43,7 mg K_2O/100g talaj érték közé esett.

A város belterületén magasabb AL-oldható foszfor koncentrációt mértem, főként a közlekedési zónákban és parkokban. Legmagasabb foszfor értéket egy forgalmas belvárosi közlekedési csomópontban – a Petőfi és a Paragvári utca kereszteződésében – mértem, mely érték a felső rétegben 119,2 mg P_2O_5/100g talaj, az alsóban pedig 120,4 mg P_2O_5/100g talaj volt. Bár a káliumértékek tekintetében az általunk mért legmagasabb érték az 1/5-e a TIM pontokon mért könnyen oldható káliumtartalomnak, de a foszforérték megfelelnek a TIM pontokon mérteknek.

4.1.3.4 A szombathelyi talajok KCl oldható kalcium- és magnéziumtartalma

Az alkalmazott kategóriák alapján a KCl oldható kalciumtartalmi vizsgálatok során a minták 92%-a mindkét rétegben 2,6 g Ca/kg alattinak bizonyult, mely eloszlás egyenletesnek nevezhető. A KCl oldható magnéziumtartalom az oldható kalciumértékekhez hasonlóan egyenletes volt mindkét rétegben. A különbség a két elemtartalom között, hogy míg az KCl oldható kalcium értékek a kevés vagy nagyon kevés kategóriába sorolhatók, addig a város területe KCl oldható magnéziummal jól ellátott és a város centruma és K-ÉK-i része kifejezetten magnéziumban gazdagnak mondható. A külvárosi referencia pontokon közepes, vagy gyenge ellátottság volt jellemző, melyek a TIM méréspontokon mért eredményeket erősítik meg.

4.1.4 Talajok tápelemtartalmi vizsgálatai

Az EDTA/DTPA oldható vasértékek mindkét talajrétegben hasonlóan alakultak, de kiugró magas értékeket tapasztaltam több esetben is, ahol az EDTA/DTPA oldható Zn-tartalom is kiugró értékeket mutatott (Bogáti-fasor: 1541,1 mg Fe/kg, Gayer-park: 1732,9 mg Fe/kg). Ezek a minták túlnyomórészt erdős területről, valamint patak- és vízpartról származtak.

A belvárosi pontokról gyűjtött mintákban alacsonyabb oldható mangán-koncentrációt mértem, míg a magasabb értékek inkább parkosított területekről és a külvárosi részről – erdős illetve művelés alávont területről – származtak.

A felső rétegben a minták 84%-a, az alsóban pedig 87%-a tartozott a közepes vagy sok EDTA/DTPA oldható réz kategóriába. A felső rétegben 6 talajminta esetében 15 mg Cu/kg talaj fölötti értékeket találtam. A legmagasabb értéket erdős referencia pontokon vagy belvárosi parkos területről származó minták esetében mértem a 0-10 cm-es rétegben. Míg a 10-20 cm-es talajmélységben az ipari övezet mintái bizonyultak magas EDTA/DTPA oldható réztartalmúnak, ez nyilván ipari terhelésre utalhat.

A vizsgált minták 41%-ból magas EDTA/DTPA oldható cink értékeket mutattam ki a felső rétegben, mely a 10-20 cm-es talajréteg mintáinak már csak 28%-nál fordult elő. A belvárosi úthálózat nyomvonalán magas EDTA/DTPA oldható cinkértékeket mértem. Kiugró értékeket a Gyöngyös-patak partjáról származó minták esetében tapasztaltam éppen ugyanabban a talajmintában – a Bogáti-fasor patakparti mintájának felső rétegében (107,7 mg Zn/kg), illetve a Gayer-park patakpartjának az alsó rétegében (127,7 mg Zn/kg) –, mely a kiugró EDTA/DTPA oldható vastartalomnál már említésre került.

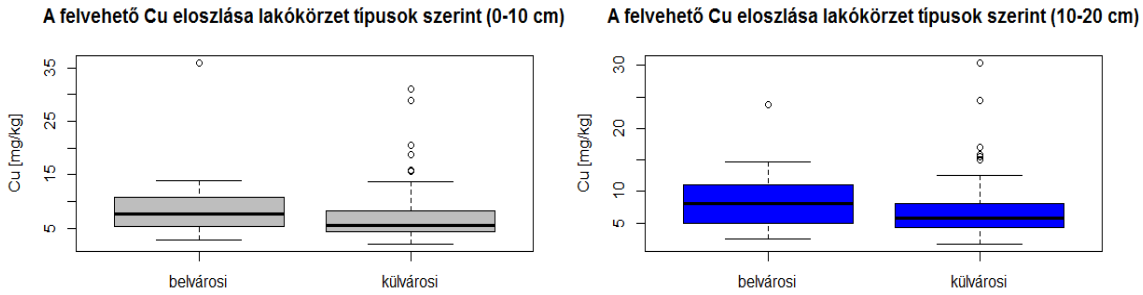
Itt jegyezném meg, hogy a tápanyag- és tápelemvizsgálatokat a városi talajok alaposabb megismerése miatt végeztem el. Ezen eredményekből messzemenő következtetéseket nem vontam le, de a tápelem mérések tapasztalatai és az irodalmi háttér alapján könnyebb volt eldönteni, hogy a nehézfémtartalmi vizsgálatokat milyen elemekre végezzem el, milyen zavaró körülményekre számíthatok a mérések során és mely pontokban érdemes koncentráltabban vizsgálódni.

4.1.5 Talajok felvehető nehézfémtartami vizsgálatai

A talajokban található háttérkoncentráció egy reprezentatív érték a természetes vagy természet közeli állapotra nézve. A szennyezettségi határérték pedig megmutatja egy adott toxikus elem környezetre gyakorolt kockázatát. A későbbiekben „n” minden esetben a minták számát jelöli.

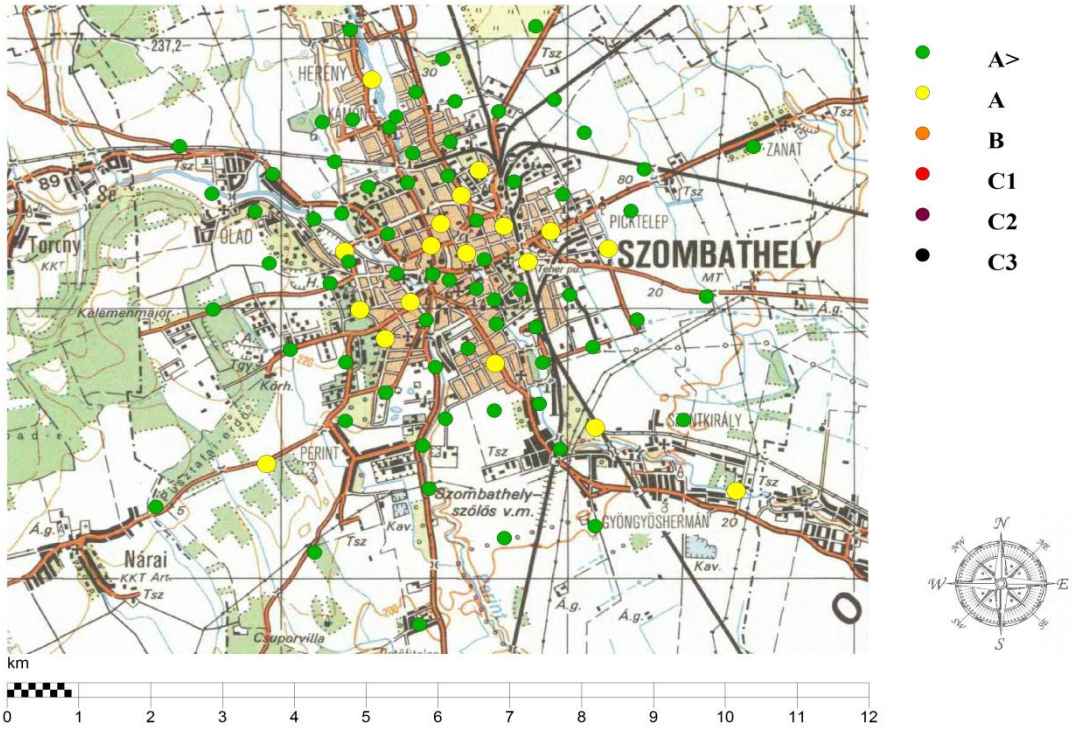
A felvehető nehézfémtartalmi vizsgálatok során a szombathelyi a talajok rétegeinek toxikus nehézfémtartalommal kapcsolatos összefüggéseit vizsgáltam meg. Először az elemek területi megoszlását elemeztem, majd az egy ponton mért eredményeket hasonlítottam egymáshoz. A referenciapontok felvehető Cu-tartalma alacsonyabb volt (0-10 cm felvehető $Cu_{átlag}$ = 6,75

mg/kg és 10-20 cm felvehető $Cu_{átlag}$ = 5,61 mg/kg) és a belterület városi talajaihoz képest szűkebb tartományban mozgott mindkét talajmélységben (*29. ábra*). A belterület pontjain 0-10 cm-es mélységben a felvehető $Cu_{átlag}$ = 8,01 mg/kg, míg a 10-20 cm felvehető $Cu_{átlag}$ = 7,93 mg/kg volt. A talajfelszín rétege mindkét lakókörzetben terheltebbnek mutatkozott.



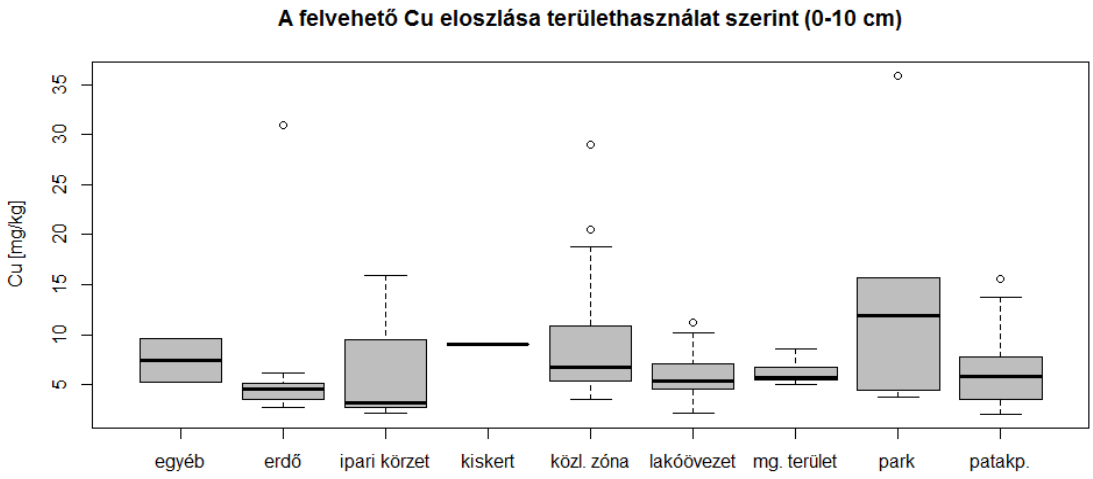
29. ábra. Felvehető réztartalom eloszlása a belvárosi és a külvárosi mintavételi pontok alapján

Összegezve a mintáknak csak alig 1/5-e haladta meg a felvehető Cu-értékekre a KÁDÁR (1998) által javasolt természetes háttérkoncentráció szintjét (10 mg/kg Cu). Az idevonatkozó szennyezettségi (40 mg/kg Cu), illetve az intézkedési határértékek (C_1: 90-140; C_2: 140-190; C_3:> 190 mg/kg Cu - terület érzékenységétől függően) alapján nem volt túllépés (*30. ábra*).

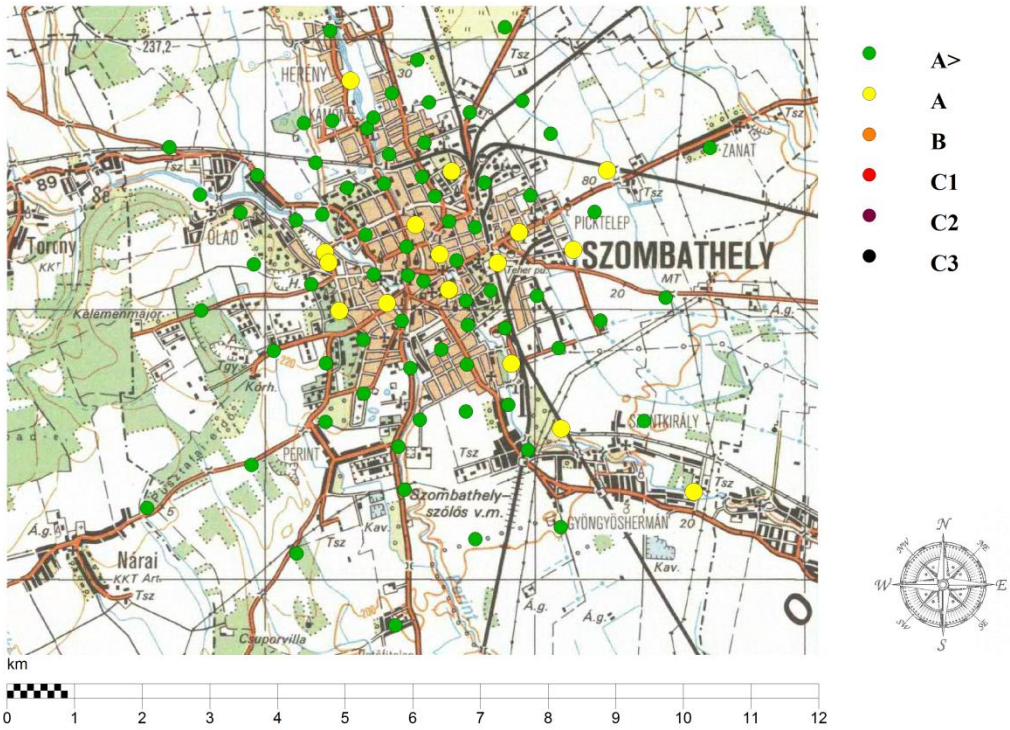


30. ábra. A felvehető réztartalom a 0-10 cm-es talajmélységben

A parkokban (Cu max. = 35,87 mg/kg) és a közlekedési zónákban gyűjtött pontmintákban (Cu max. = 28,96 mg·kg^{-1}) a „B” határértéket közelítő értékeket mértem, melyet a terület használati kategóriák Cu tartalmát bemutató *31. ábra* szemléltet.



31. ábra. Felvehető Cu eloszlás a 0-10 cm-es rétegben területhasználatokként

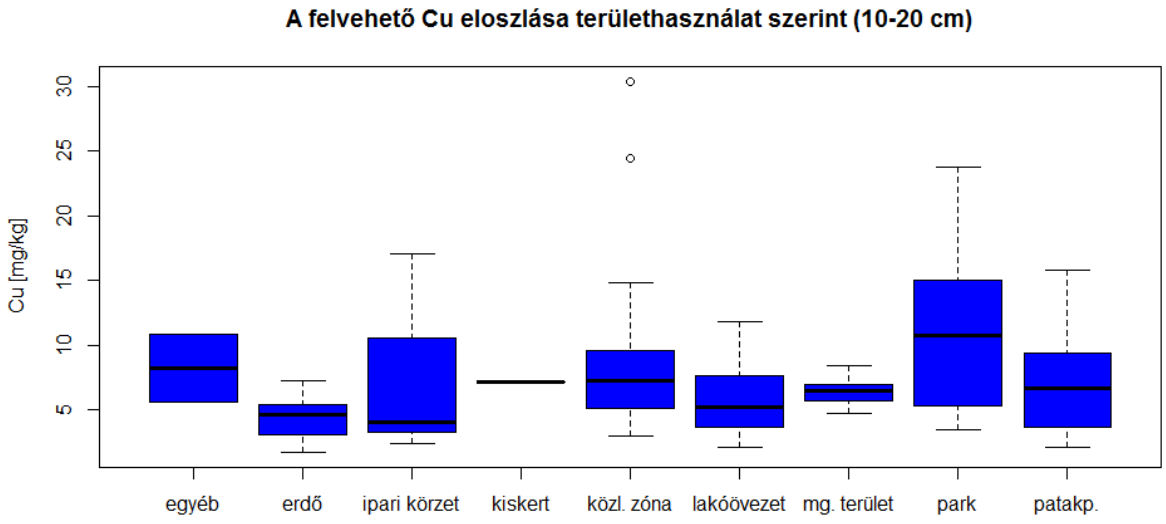


32. ábra. A felvehető réztartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

A *32. ábrá*n látható alsó rétegben a Gyöngyös partján három egymáshoz közeli talajmintában is a természetes háttérkoncentrációt meghaladó felvehető Cu-tartalmat mértem (Cu max. = 15,56 mg/kg).

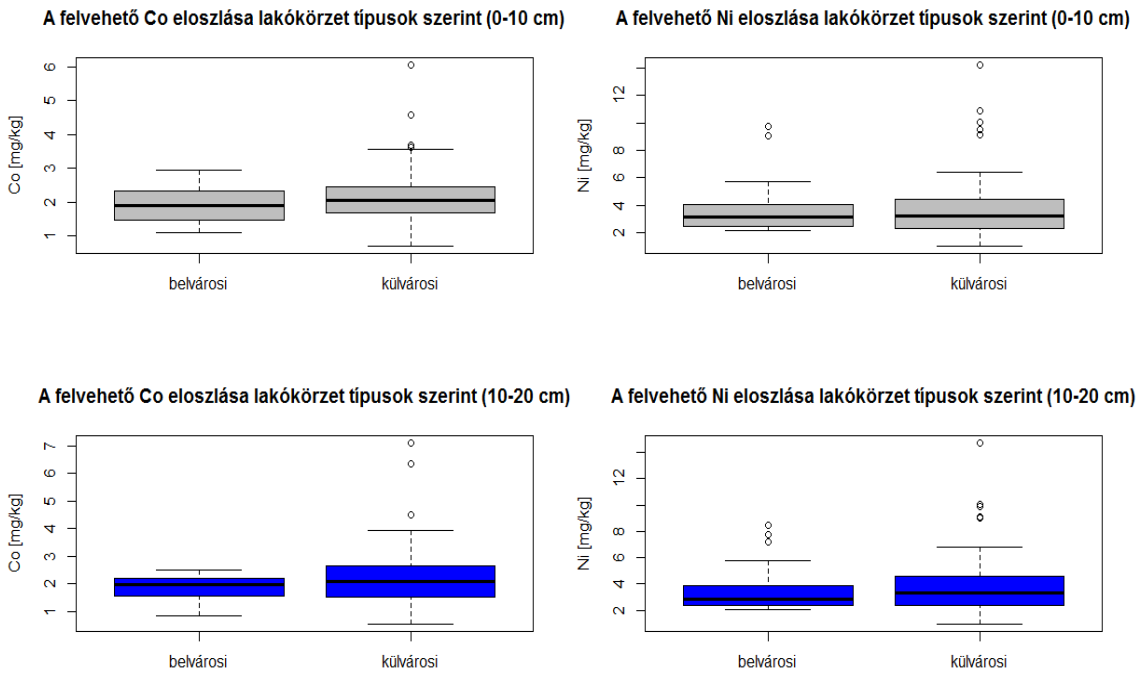
SZEGEDI szerint (1999b) belvárosi talajokban mért magasabb rézértékeket a korábbi kutatások szerint a talajban elhelyezett rézvezetékek korróziója is okozhatja. Erre utaló jeleket nem találtam. A felvehető Cu értékek a referenciapontokon csak egyetlen egyéb kategóriába tartozó minta (10,81 mg Cu/kg) haladta meg a 10 mg Cu/kg-os természetes háttérkoncentrációt. Az erdős pontokon (felvehető $Cu_{átlag}$ = 4,53 mg/kg) és a mezőgazdasági területeken (felvehető $Cu_{átlag}$ = 6,41 mg/kg) alacsony értékeket mértem.

Inkább a belvárosi területekre volt jellemző – főleg parkokban (felvehető $Cu_{átlag}$ = 11,51 mg/kg) –, hogy 10 mg Cu/kg-nál magasabb értékek fordultak elő. Közlekedési zónákban pedig két kiugró pont is volt (*33. ábra*).



33. ábra. Felvehető Cu eloszlás a 10-20 cm-es rétegben területhasználatokként

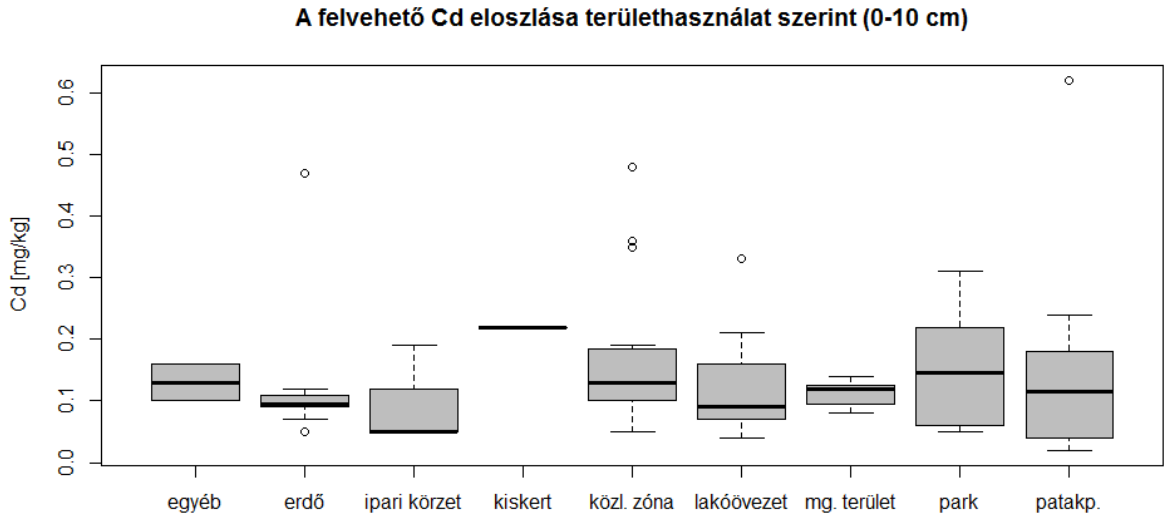
A felvehető kobalt és a nikkel a talaj 0-10 cm-es rétegében nem akkumulálódott, hanem koncentrációjuk a mélységgel kismértékben növekedett. Az elkészített ábrák alapján megállapítható, hogy míg a felső rétegben kevesebb a mennyiségük az alsó rétegben már a természetes háttérkoncentrációhoz közeli értékekkel fordulnak elő (*34. ábra*).



34. ábra. A felvehető Co és Ni eloszlása a mindkét vizsgált szintben

Ezek szerint e két mobilisabb elem mélyebb rétegekbe mosódhatott, ezen kívül lehet ok az is, hogy a szennyezés korábban volt és ma már kisebb mértékű. Valószínűleg, hogy az ólomhoz hasonlóan ezek a fémek sem kötődnek a humuszhoz (SZEGEDI, 1999a). Jelenlétük azokra a külterületi referenciacsoportokra és zöldterületi pontokra jellemző, ahol eredeti talajok nagyobb arányban fordultak elő és geokémiai háttér érvényesülhetett. A felvehető Ni- és a Co-tartalomra vonatkozó természetes háttérkoncentrációt (5 mg/kg Co; 10 mg/kg Ni) 8 minta haladta meg, így részletesebb kiértékelést nem tartottam szükségesnek e két elemre nézve.

A kadmium por vagy füst formájában mérgező, oldott formában erősen mérgező. A Cd-értékek nagyon alacsonyak voltak a város egész területén mindkét vizsgált rétegben. A begyűjtött minták közül egy sem haladta meg az általam javasolt - határérték hiányában kijelölt - 1 mg/kg Cd szennyezettségi határértéket (6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet), de a természetes háttérkoncentrációt sem (*35. ábra*).

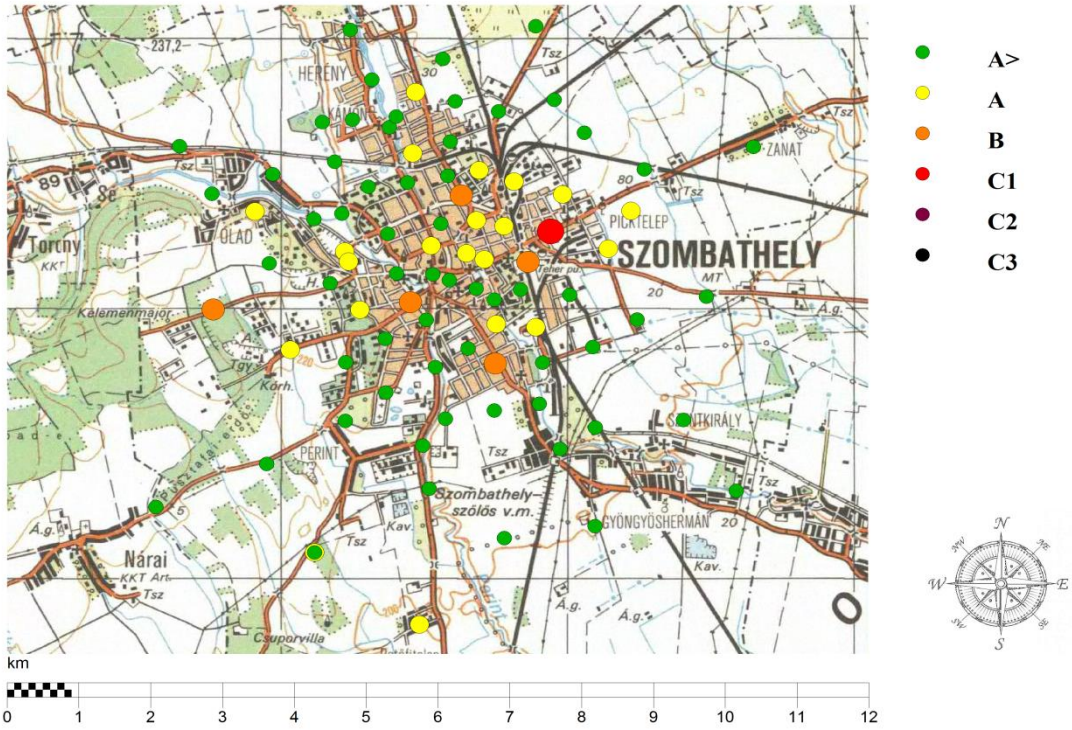


35. ábra. Felvehető Cd eloszlása a területhasználati kategóriák szerint (0-10 cm)

A magas Cd-értékek a valószínűsíthetőbb esetekben hulladékégetésből, szennyvizekből és a közlekedésből – gépjárműgumik kopásából – származnak, azonban erre utaló jeleket nem találtam. Értékeim Szeged város zöldterületi talajainak felvehető Cd-tartalmához hasonlóak voltak (FARSANG & PUSKÁS, 2009). A Cd-tartalom nagy forgalmú utak mentén 3 mg/kg közeli értéket is elérhet (SIMON et al., 1999). Veszélye abban rejlik, hogy míg a lúgos talajokban jelentős a specifikusan adszorbeált Cd aránya, a savanyú talajú erdő területeken a növények számára hozzáférhető lehet.

A begyűjtött talajminták 28%-a, azaz 50 minta a 176-ból haladta meg a KÁDÁR (1998) által javasolt felvehető ólomtartalom hattérkoncentrációját (10 mg/kg Pb). Ebből 13 ponton magasabb volt, mint a szennyezettségi küszöbérték (25 mg/kg Pb) és két pontban még az intézkedési határértéknél (C_1: 70-150 mg/kg; C_2: 150-300 mg/kg; C_3: >300 mg/kg Pb – területérzékenységétől függően – is többnek bizonyult (*36. ábra*).

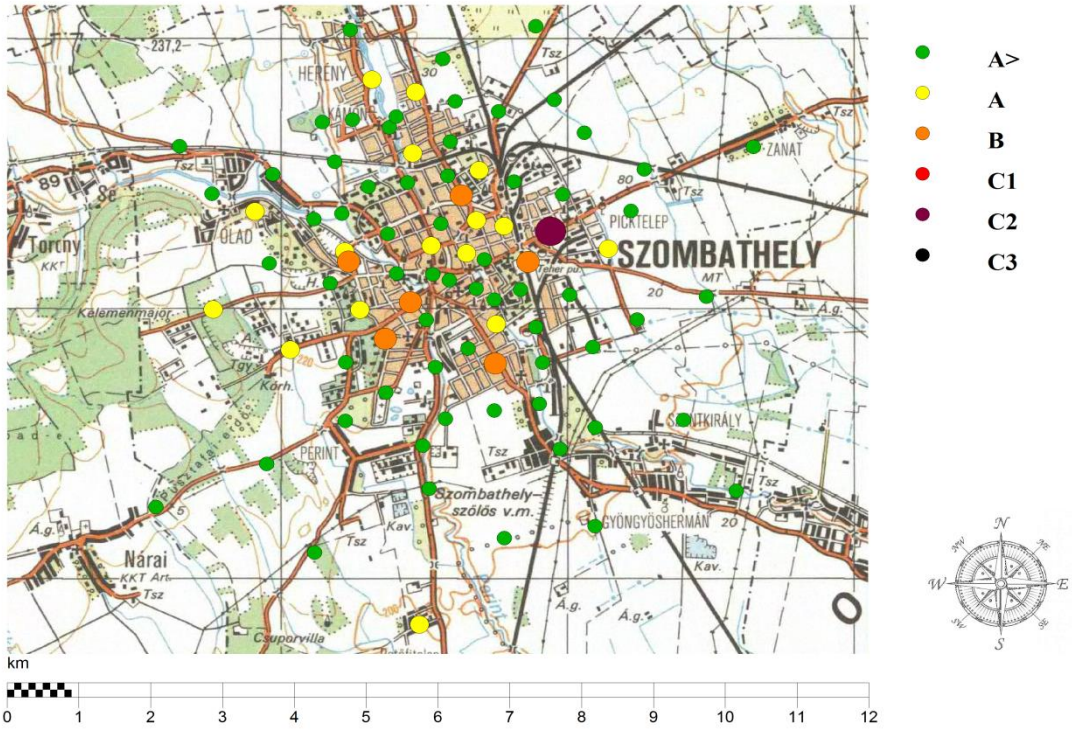
A referenciapontok felvehető Pb értékei sokkal alacsonyabbak voltak (0-10 cm-es talajmélységben felvehető $Pb_{átlag}$ = 9,16 mg/kg és 10-20 cm felvehető $Pb_{átlag}$ = 6,36 mg/kg) a belterületi talajokhoz képest. A belterület pontjain a 0-10 cm-es mélységben a felvehető $Pb_{átlag}$ = 11,75 mg/kg, míg a 10-20 cm felvehető $Pb_{átlag}$ = 13,81 mg/kg volt. Az alsóbb rétegek között mutatkozott nagyobb eltérés a referencia és a belvárosi lakókörzetek között, mivel a belterületi pontok átlagosan kétszer annyira terheltek, mint a külvárosiak.



36. ábra. A felvehető ólomtartalom a 0-10 cm-es talajmélységben

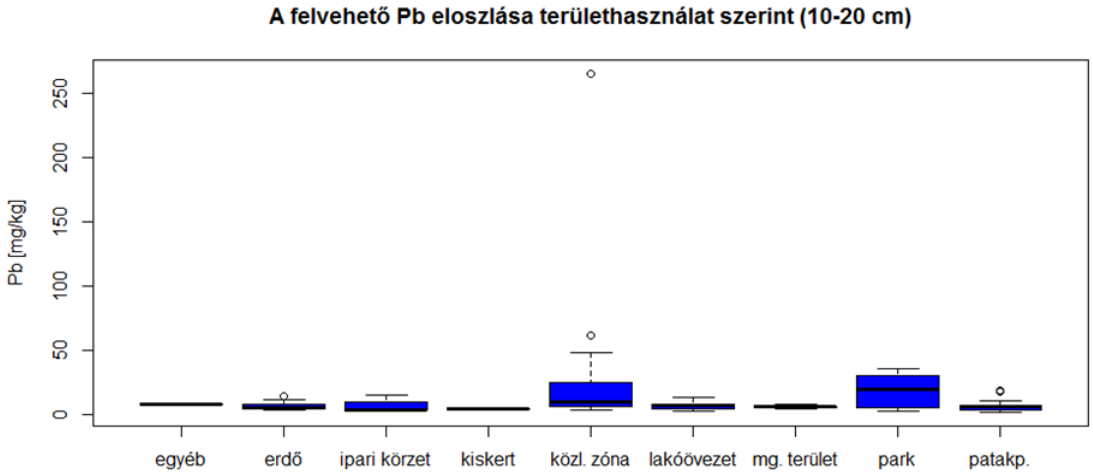
A belvárosi közlekedési zónák, vagyis a forgalmas utak mellől gyűjtött talajok tehát ólommal szennyezettek, mivel ezeken a helyeken folyamatos terhelésnek kitettek a járművek miatt. A városok talajainak ólomterhelése annak ellenére magas, hogy Magyarországon a 90-es évek elején betiltották az ólmozott benzin használatát. A lúgos közegben gyengén mozgékony ólom a viszonylag sok és erős intenzitású csapadék ellenére a feltalajban halmozódik fel. A mintákban talált Pb-tartalom több esetben is meghaladta a javasolt intézkedési szennyezettségi határértéket (70 mg/kg Pb) még abban az esetben is, ha feltételezzük, hogy "kevésbé érzékeny" területről van szó. Az időszakos forgalom által kibocsátott szennyező anyag a felszínre ülepedve a humuszanyagokon megkötődik és felhalmozódik. Így a talaj felső rétegében, a nagy forgalmú belvárosból kifelé haladva, a forgalom csökkenésével az ólomtartalom kismértékben csökkenhet.

A külvárosi savanyú kémhatású területek felé haladva a kisebb forgalom szennyezése is veszélyes lehet az ólom mozgékonyságának növekedése miatt. Szombathely ipari körzeteiben a közlekedési zónák mellett kiugró értékek fordultak elő az alsó talajrétegben is (*37. ábra*), melynek oka a rendszeres tehergépjármű forgalom lehet.



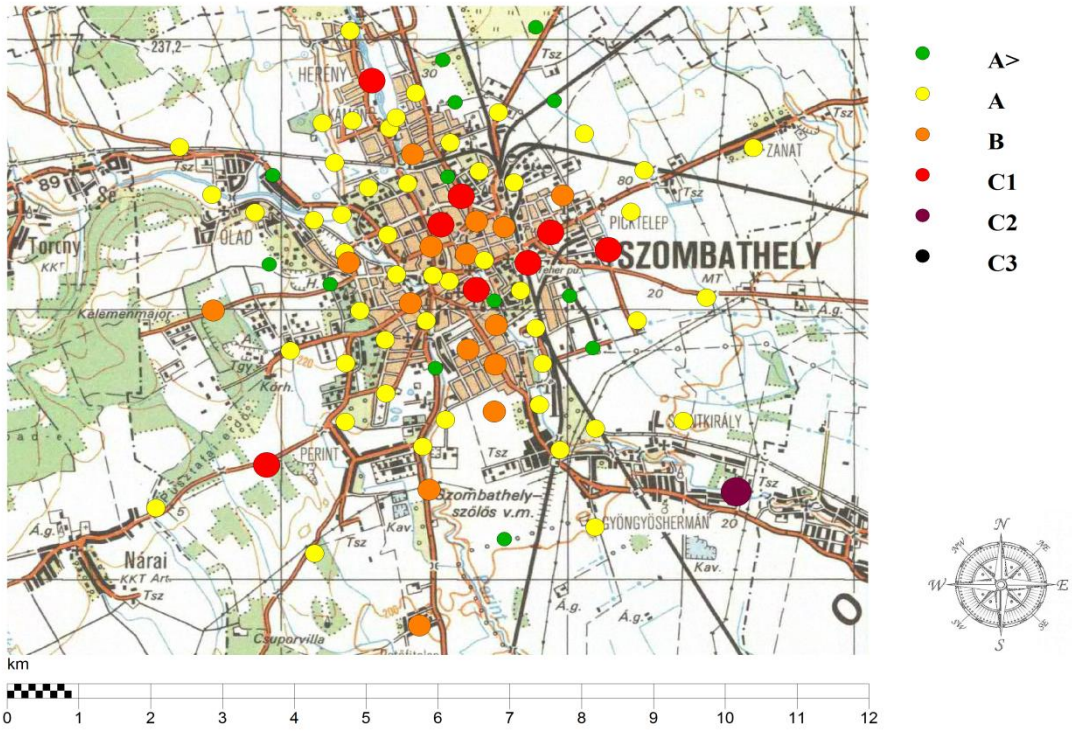
37. ábra. A felvehető ólomtartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

KÁDÁR (1993) ólomfelhalmozódást mutatott ki a forgalmas útszakaszok közelében és az ipari zónákban a Lakanen-Erviö módszerrel (CSATHÓ, 1994). Az elkészített szennyezettségi térképeken és diagramon (*38. ábra*) jól látható, hogy a folyamatos terhelésnek kitett belvárosi pontokon mindkét vizsgált rétegben vannak ólommal szennyezett mintavételi helyek.

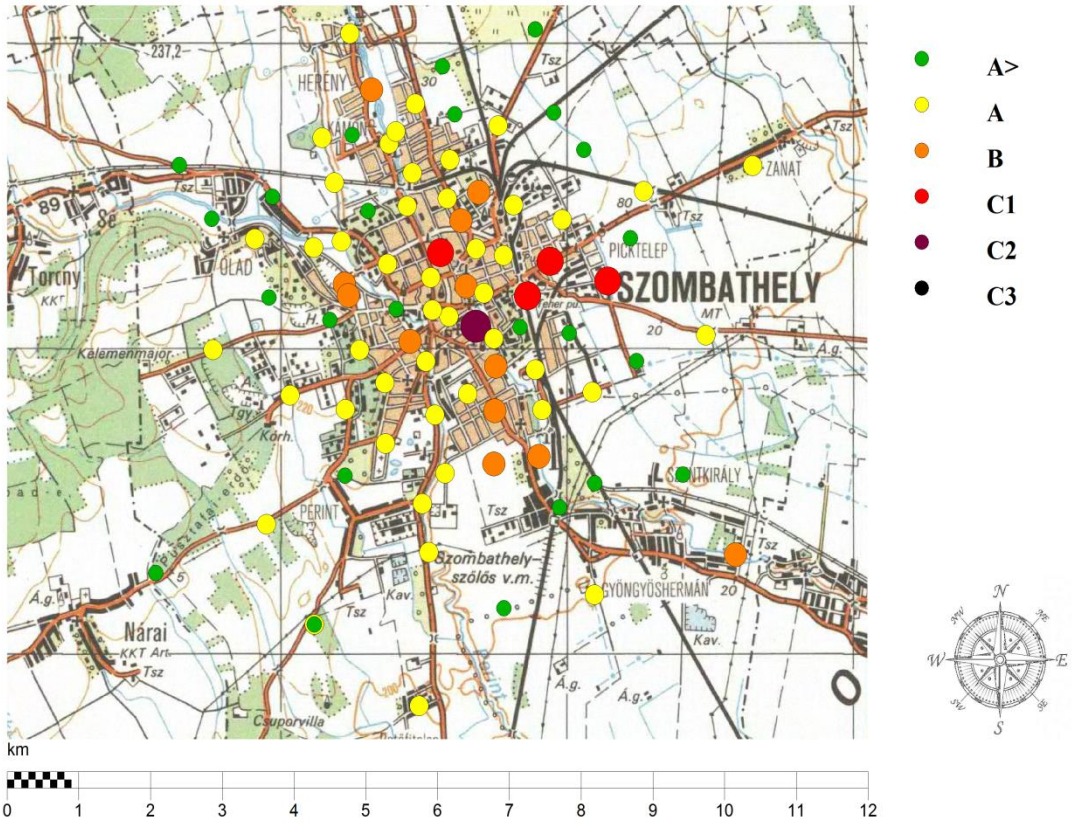


38. ábra. Felvehető Pb eloszlás területhasználatok szerint (10-20 cm)

A minták összességére nézve 78%-uk (138 db a 176 db-ból) haladta meg a javasolt természetes cink háttérkoncentrációt (5 mg/kg Zn). 41 db minta túllépte a 20 mg/kg Zn szennyezettségi határértéket, melyből 14 db Zn koncentrációja meghaladta az első intézkedési küszöbértéket, kettő pedig a másodikat is (C_1: 40-80; C_2: 80-160; C_3:> 160 mg/kg Zn - területérzékenységétől függően). A referenciapontok eredményei alapján a felvehető Zn eredmények ismét magasabbak voltak a várostest területén (0-10 cm felvehető $Zn_{átlag}$ = 17,78 mg/kg és 10-20 cm felvehető $Zn_{átlag}$ = 15,05 mg/kg). Az ólomhoz hasonlóan az alsóbb rétegek között mutatkozott többszörös különbség a referenciapont ($Zn_{átlag}$ = 6,46 mg/kg) alacsony Zn-tartalma miatt. Összefoglalva a szennyezett talajokat 0-10 cm-es mélységben detektáltam (*39. ábra*), bár az alsóbb talajrétegben is volt határérték túllépés (*40. ábra*). A jelenlévő cinknek csak egy része származik a közlekedésből. A Zn és vegyületei az antropogén hatások állandó kísérői, mert háztartási eszközökben, ipari és mezőgazdasági felhasználású anyagok egyaránt tartalmazzák.



39. ábra. A felvehető cinktartalom a 0-10 cm-es talajmélységben



40. ábra. A felvehető cinktartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

Szombathely külvárosában aktív mezőgazdasági tevékenység folyik jelenleg is. A város területét tekintve a felvehető Zn-tartalom jellemzően határérték alatti, ezért növekedése nem mutat egyértelmű összefüggést a forgalom nagyságával, mivel csak töredéke származtatható gépjárművekből (SZOLNOKI et al., 2013). Magas felvehető Zn-tartalom volt jellemző a Gyöngyös patak partjáról származó mintákban.

4.1.6 Az eredmények statisztikai értékelése

A minták eredményeit először normalitás vizsgálatnak vettem alá, de csak nagyon kevés változó mutatott normális eloszlást. Mivel a többváltozós statisztikai elemzéseknél (főkomponens analízis - PCA) általában az adatsorok normál eloszlása feltétel, ezért a nem normál eloszlású adatsorokat (lognormál, khi négyzetes), logaritmus transzformációval korrigáltam. A korrigált adatsorok a transzformáció és a Kolmogorov-Smirnov teszt elvégzése után sem mutattak normális eloszlást, így a továbbiakban kizáródott a PCA, valamint paraméteres és nem paraméteres statisztikai próbák (t-próbák, variancia-analízis (ANOVA))

elvégzésének lehetősége. Így ez esetben kijelenthető, hogy a rendkívül változatos városi területek eredményei nem mutattak normális eloszlást. A vizsgált rétegek és a vizsgált elemek közötti kapcsolatok kimutatására korrelációs számítást végeztem. Mintavételi pontonként egy-egy elem esetében a rétegek között szoros a kapcsolat, ami a városi és városkörnyéki talajok sokféleségét, bolygatottságát tekintve kedvező megállapítás.

A vizsgálatok során 3 kiugró értékeket tartalmazó mintát (11., 36., 59. minta) kizártam az értékelésből, mert a kiugróértékek nagyban befolyásolják a lineáris regressziót. A kiemelten vizsgált hat elem közül a legszorosabb kapcsolatot a Co-tartalom ($R = 0,85$, $p < 0,05$) esetében találtam (*15. táblázat*).

15. táblázat. Korrelációs összefüggések p <0,05 szignifikancia szinten, n=85

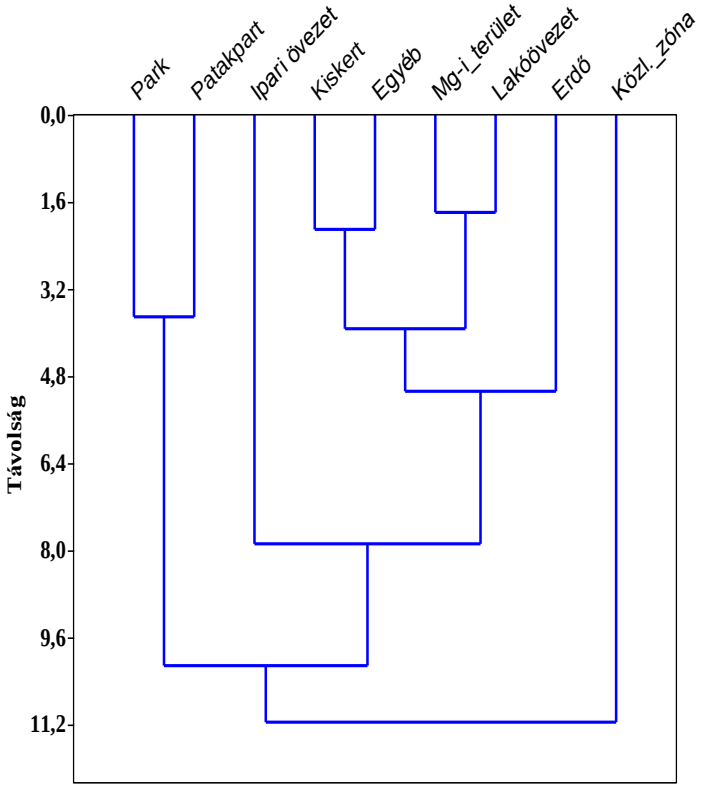
		0-10 cm								10-20 cm							
		pH_{H_2O}	$CaCO_3$	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	pH_{H_2O}	$CaCO_3$	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
0-10 cm	pH_{H_2O}		0,75							0,94	0,72						
	$CaCO_3$	0,75								0,72	0,80						
	Cd							0,65				0,55		0,51	0,57		
	Co												0,85				
	Cu							0,58	0,65			0,61		0,80			
	Ni															0,59	0,56
	Pb			0,65		0,58			0,61			0,53		0,60	0,81		
	Zn					0,65		0,61				0,62		0,64		0,77	0,51
10-20 cm	pH_{H_2O}	0,94	0,72								0,78					0,58	0,83
	$CaCO_3$	0,72	0,80							0,78							
	Cd			0,55		0,61		0,53	0,62					0,77			
	Co				0,85										0,59		
	Cu			0,51		0,80		0,60	0,64			0,77				0,70	0,70
	Ni						0,81										
	Pb					0,59		0,77	0,58			0,70		0,65		0,65	0,76
	Zn					0,56		0,51	0,83			0,70		0,76			

A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Cd-értékei ($R = 0,55$) között mutatkozott $p < 0,05$ szignifikancia szinten. Megállapítható, hogy jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában.

Megjegyezem, hogy egyértelműen nem jelenthető ki minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb. Lineáris az összefüggés mutatkozott a felvehető Cu-, Pb- és Zn-tartalmak között a különböző talajrétegekben. A legszorosabb korreláció a Cu és Cd ($R = 0,76$) között a 10-20 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult ($R = 0,45$). Kimutatható kapcsolat volt a 10-20 cm-es Cu-értékek és felső réteg Zn-

értékei között is (R = 0,76). A felvehető Pb-tartalom szintén mindkét mélységben korrelált az alsó réteg felvehető Cu-tartalmával (0-10 cm: R = 0,58 és 10-20 cm: R = 0,70). Ezek megerősítik a korábban atomabszorpciós spektrofotométerrel mért EDTA/DTPA-olható tápelem vizsgálatok eredményeit (HORVÁTH et al., 2013b).

Klaszteranalízist is végeztem a minták 0-10 cm-es talajmélységének területhasználati kategóriáira nézve a köztük lévő kapcsolatok feltérképezésére (*41. ábra*). Ez a módszer alkalmas azonos tulajdonságú elemeket homogén csoportokba rendezni kijelölt változók alapján. Alapvetően 2 nagyobb klaszterre bonthatók a területhasználati kategóriák. Az erdő, lakóövezet, mg. terület, egyéb és a kiskert mutatta a legszorosabb kapcsolatot egymással. Az erdő sajátos talajtulajdonságai miatt elkülönül. A kiskert és az egyéb csoport kis mintaszámú és hasonló eredményeket mutatott a kiértékelés során. A lakóövezetek pontjait sok esetben határolták mg. területek, illetve több olyan lakóövezet is létesült, melyek korábbi mezőgazdasági területekre épültek. Az ipari övezet erősen lúgos és meszes talajai szintén elkülönültek, illetve a közlekedési zóna is, mely magas ólom és cink értékeket mutatott. A patakpart és park minták kapcsolata egyértelmű a bemutatott eredmények alapján.



41. ábra. A szombathelyi területhasználati kategóriák dendrogramja - 0-10 cm (hierarchikus klaszteranalízis, single linkage, Euklideszi távolság)

4.1.7 A szombathelyi eredmények összefoglalása

Összefoglalásképpen a *16. táblázat* bemutatja az elvégzett tápanyag- és tápelemvizsgálatok eredményeit. A főbb megállapításokat pontokba szedve foglaltam össze.

16. táblázat: Összefoglaló táblázat az elvégzett tápanyag- és tápelemvizsgálatok eredményeiről

		pH_{H_2O}	**pH_{KCl}**	**$CaCO_3$**	**KA**	**A%**	**I%**	**FH%**	**DH%**	**H%**
Mélység	**Statisztikai mutató**	-	-	**%**	-	**%**				
0-10 cm	Átlag	6,8	6,2	3	51	20	22	46	13	5,09
	Minimum	4,2	3,3	0	36	1	4	29	0	0,82
	Maximum	8,0	7,3	11	100	37	50	81	44	12,95
	Szórás	0,8	1,0	3	11	8	9	12	10	2,26
10-20 cm	Átlag	6,9	6,1	3	47	21	23	44	12	3,73
	Minimum	4,3	3,3	0	27	3	2	25	0	0,91
	Maximum	8,0	7,4	12	93	37	48	80	51	11,08
	Szórás	0,9	1,1	3	11	8	7,95	11	10	1,65
		N%	**ALP**	**ALK**	**KCl-os Ca**	**KCl-os Mg**	**EDTA/ DTPA Fe**	**EDTA/ DTPA Mn**	**EDTA/ DTPA Cu**	**EDTA/ DTPA Zn**
Mélység	**Statisztikai mutató**	**%**	**mg P_2O_5 /100g talaj**	**mg K_2O /100g talaj**	**g/kg**		**mg/kg**			
0-10 cm	Átlag	1,5	33,2	15,5	1,3	0,3	216,7	116,1	5,4	11,1
	Minimum	0,1	3,1	2,2	0,1	0,0	14,3	6,1	1,3	0,8
	Maximum	7,3	119,2	43,7	4,9	0,6	1541,1	551,5	30,6	107,7
	Szórás	2,1	24,6	9,0	0,9	0,1	264,6	137,2	5,0	16,4
10-20 cm	Átlag	1,1	26,0	9,9	1,3	0,2	213,4	121,8	5,1	9,4
	Minimum	0,0	2,0	2,6	0,0	0,0	15,9	4,2	0,7	0,8
	Maximum	6,6	120,4	30,5	4,7	0,5	1732,9	641,9	20,2	127,7
	Szórás	1,5	22,1	6,0	0,9	0,1	292,4	149,5	3,8	17,3

- A minták $pH_{(H_2O)}$ átlaga 6,8, a szombathelyi talajok kémhatása 5,5 és 8,2 közötti eloszlást mutatott. A minták többségének kémhatása semleges, gyengén lúgos, a külváros és a belváros pontjai közt eltérés mutatkozott. A minták nagy része a semleges kategóriába tartozott. A minták kémhatása alacsonyabb volt a külvárosi mezőgazdasági területeken, ahol jellemző a műtrágyahasználat.
- A minták fele nem tartalmazott kalcium-karbonátot. A városközpontból kifelé haladva folyamatosan csökkent a mésztartalom, mely erős összefüggést mutatott a kémhatással.

- A város talajai általában humuszban gazdagok, annak ellenére, hogy a vizsgált minták 45%-a lakóövezetből, közlekedési zónából vagy ipari övezetből származik. A talajok fizikai félesége alapján mindkét rétegben meghatározó az agyag frakció jelenléte.
- A talajok felső rétegének 69%-a nitrogénnel jól ellátott, mely az alsó rétegre is igaz. A legmagasabb nitrogénértéket Gyöngyös patak partján mutattam ki.
- Az AL-oldható káliumtartalom 2,2 és 43,7 mg K_2O/100g talaj érték közé esett. A maximális AL-oldható foszfor értékek közlekedési utak mentén fordultak elő.
- A magas KCl-oldható kalciumértékek ritkák, a KCl-oldható magnézium értékek között sem fordultak elő magas értékek.

17. táblázat: Összefoglaló táblázat a területhasználati kategóriák átlag és szórás eredményeiről

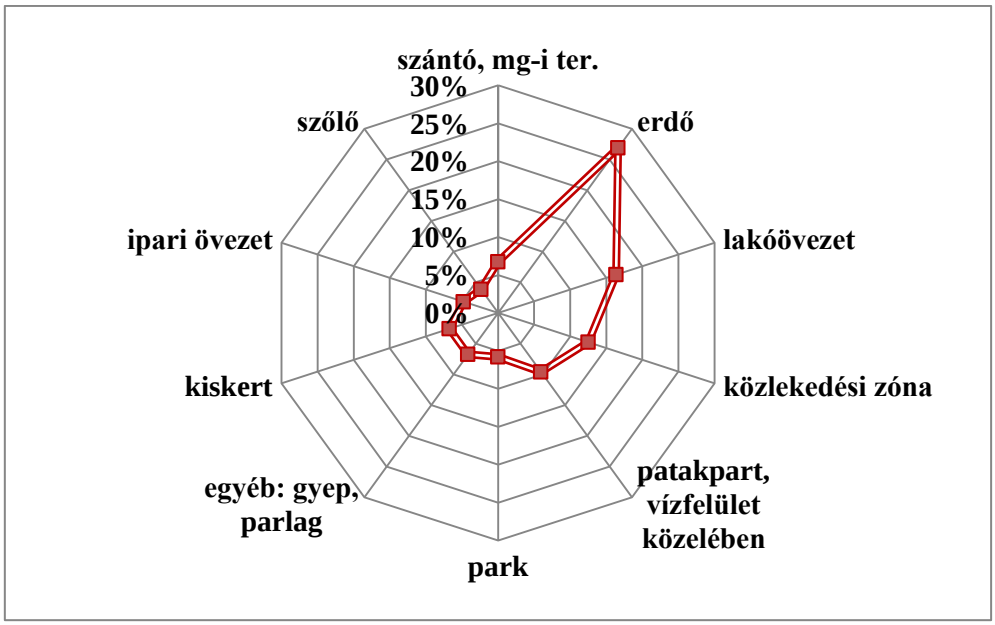
Terület használat	Mélység (cm)	n	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
		db	mg/kg					
Erdő	0-10	10	0,13 ± 0,12	2,24 ± 0,92	6,94 ± 8,51	4,22 ±3,68	11,68 ± 13,31	13,58 ± 11,92
	10-20	10	0,08 ± 0,03	2,26 ± 1,76	4,53 ± 1,67	3,36 ± 1,41	6,63 ± 3,38	5,04 ± 1,43
Kiskert	0-10	1	0,22 ± 0,00	1,72 ± 0,00	9,09 ± 0,00	3,48 ± 0,00	6,21 ± 0,00	5,19 ± 0,00
	10-20	1	0,08 ± 0,00	1,54 ± 0,00	7,11 ± 0,00	4,36 ± 0,00	3,88 ± 0,00	3,57 ± 0,00
Mg-i terület	0-10	7	0,11 ± 0,02	2,38 ± 0,74	6,25 ± 1,24	4,34 ± 1,61	6,20 ± 1,80	9,81 ± 13,37
	10-20	7	0,11 ± 0,02	2,67 ± 0,84	6,41 ± 1,18	3,43 ± 0,98	5,68 ± 1,26	8,30 ± 10,81
Lakóövezet	0-10	17	0,12 ± 0,08	2,02 ± 0,61	6,03 ± 2,61	3,36 ± 1,82	7,68 ± 4,35	10,73 ± 6,65
	10-20	17	0,10 ± 0,05	1,99 ± 0,56	6,09 ± 2,85	3,23 ± 1,90	6,68 ± 2,97	8,24 ±5,29
Közlekedési zóna	0-10	20	0,17 ± 0,11	1,98 ± 0,66	9,52 ± 6,49	2,91 ± 1,09	21,77 ± 30,81	20,32 ± 14,73
	10-20	20	0,16 ± 0,14	1,93 ± 0,76	9,13 ± 6,86	2,84 ± 1,12	28,19 ± 57,79	15,63 ± 12,87
Ipari övezet	0-10	3	0,10 ± 0,08	1,95 ± 0,60	7,09 ± 7,64	2,15 ± 0,89	8,18 ± 9,04	22,84 ± 33,21
	10-20	3	0,10 ± 0,08	1,89 ± 0,39	7,82 ± 8,04	2,10 ± 0,83	7,04 ± 6,68	22,01 ± 20,10
Patakpart, vízfelület közelében	0-10 cm	22	0,13 ± 0,13	1,95 ± 0,76	6,65 ± 3,95	4,61 ± 2,68	5,75 ± 4,32	21,87 ± 23,45
	10-20 cm	22	0,12 ± 0,08	2,00 ± 0,70	7,35 ± 4,01	5,30 ± 3,17	6,33 ± 4,42	19,87 ± 22,10
Park	0-10 cm	6	0,15 ± 0,10	2,86 ± 1,70	13,93 ± 11,77	6,34 ± 2,45	14,64 ± 12,57	13,86 ± 10,68
	10-20 cm	6	0,16 ± 0,10	3,45 ± 1,76	11,50 ± 7,34	6,14 ± 2,54	18,52 ± 13,21	13,22 ± 13,60
Egyéb	0-10 cm	2	0,13 ± 0,04	2,38 ± 0,03	7,49 ± 3,07	3,46 ± 0,98	6,92 ± 0,09	6,15 ± 0,82
	10-20 cm	2	0,14 ± 0,04	2,52 ± 0,12	8,19 ± 3,70	3,59 ± 1,08	7,41 ± 0,00	7,16 ± 2,02
Javasolt felvehető elemhányadra vonatkoztatott természetes háttérkoncentráció (mg/kg)			0.5	5	10	10	10	5
Javasolt felvehető elemhányadra vonatkoztatott szennyezettségi határérték (mg/kg)			1	10	40	20	25	20

- A magasabb EDTA/DTPA-oldható vas értékekhez magas oldható cinkkoncentráció társult. Az oldható mangánértékek 63%-a 0 és 100 mg Mn/kg talaj értékkategóriába sorolható mindkét rétegben. A szélsőséges oldható réztartalmi értékek nem voltak jellemzőek, nagyon magas oldható cinkértékeket mértem a Gyöngyös parton több mintavételi ponton is.
- A területhasználati kategóriák terheltségéről elmondhatjuk, hogy megoszlásuk átlagértékei és szórása alapján nem lehet egyértelmű tendenciát megállapítani (*17. táblázat*). Kiértékelésem során két nagyobb terhelést figyeltem meg. A legnagyobb terhelést közlekedési zónákban mértem, mely a megnövekedett és folyamatos járműforgalomra vezethető vissza. Az összes elemre nézve legmagasabb összterhelést a bel- és külvároson átfutó Gyöngyös patak partjának talajában találtam/mutattam ki mindkét rétegben.
- A rendkívül változatos városi területek eredményei nem mutattak normális eloszlást még a logaritmus transzformációs korrekció után sem, így a továbbiakban kizáródott a PCA, valamint paraméteres és nem paraméteres statisztikai próbák (t-próbák, variancia-analízis (ANOVA)) elvégzésének lehetősége.
- A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Cd-értékei ($R = 0,55$) között mutatkozott $p < 0,05$ szignifikancia szinten.
- Megállapítható, hogy jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában. Egyértelműen nem jelenthető ki minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb.
- Lineáris az összefüggés mutatkozott a felvehető Cu-, Pb- és Zn-tartalmak között a különböző talajrétegekben.
- A legszorosabb korreláció a Cu és Cd ($R = 0,76$) között a 10-20 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult ($R = 0,45$). Kimutatható kapcsolat volt a 10-20 cm-es Cu-értékek és felső réteg Zn-értékei között is ($R = 0,76$). A felvehető Pb-tartalom szintén mindkét mélységben korrelált az alsó réteg felvehető Cu-tartalmával (0-10 cm: $R = 0,58$ és 10-20 cm: $R = 0,70$).
- A klaszteranalízis alapján a hasonló tulajdonságú csoportok kapcsolata egyértelmű az eredmények alapján.

10.13147/NYME.2016.018

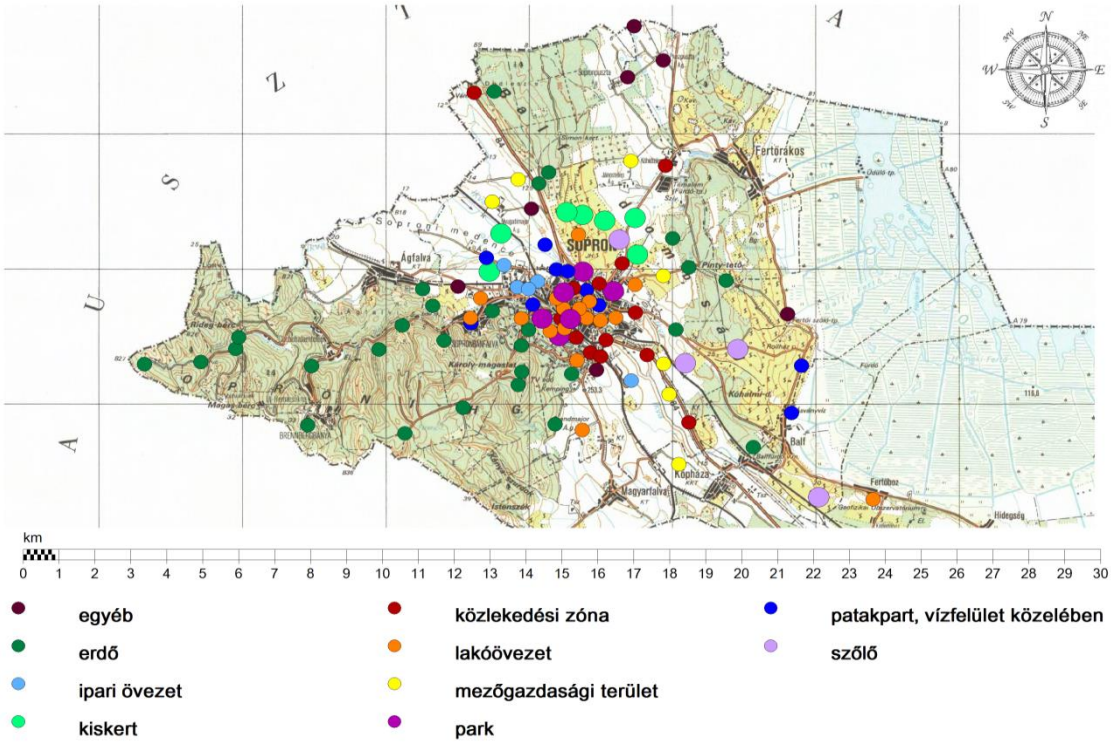
4.2 A Sopronban végzett talajvizsgálatok eredményeinek bemutatása és kiértékelése

Sopron esetében is alkalmaztam a területhasználati kategóriákra bontást. A minták negyede az erdő kategóriába tartozik, mely erdősterületek hozzátartoznak a város és környékének jellegéhez. Korábban jellemző volt a várost körülvevő hegyvidéken létesített erdei kertek üdülési célú kialakítása is, de ez az egyedi táj- és építészeti jelleg mára eltűnőben van. A mintavétel a város közigazgatási területén történt, így vannak belterületi és külterületi (referencia) pontok is. A minták 42%-át lakóövezetből, közlekedési zónából és ipari területről gyűjtöttem, melyek aránya is jól mutatja, hogy a természetközeli területek aránya még bizonyos mértékig egyensúlyban van az emberi jelenlét mértékével. Ezen okból csakúgy, mint Szombathely esetében a *42. ábra* által bemutatott jellemző területhasználatok, a helyszíni tapasztalatok és szakmai elgondolás alapján a továbbiakban a külvárosi, peremterületi területekről származó mintákat referenciapontokként is elemzem. Városkörnyéki, külvárosi talajmintavételi pontokhoz soroltam elhelyezkedésük szerint a peremterületeken található erdő, mezőgazdasági, egyéb, kiskertes és szőlő területhasználat kategóriába tartozó talajmintákat.

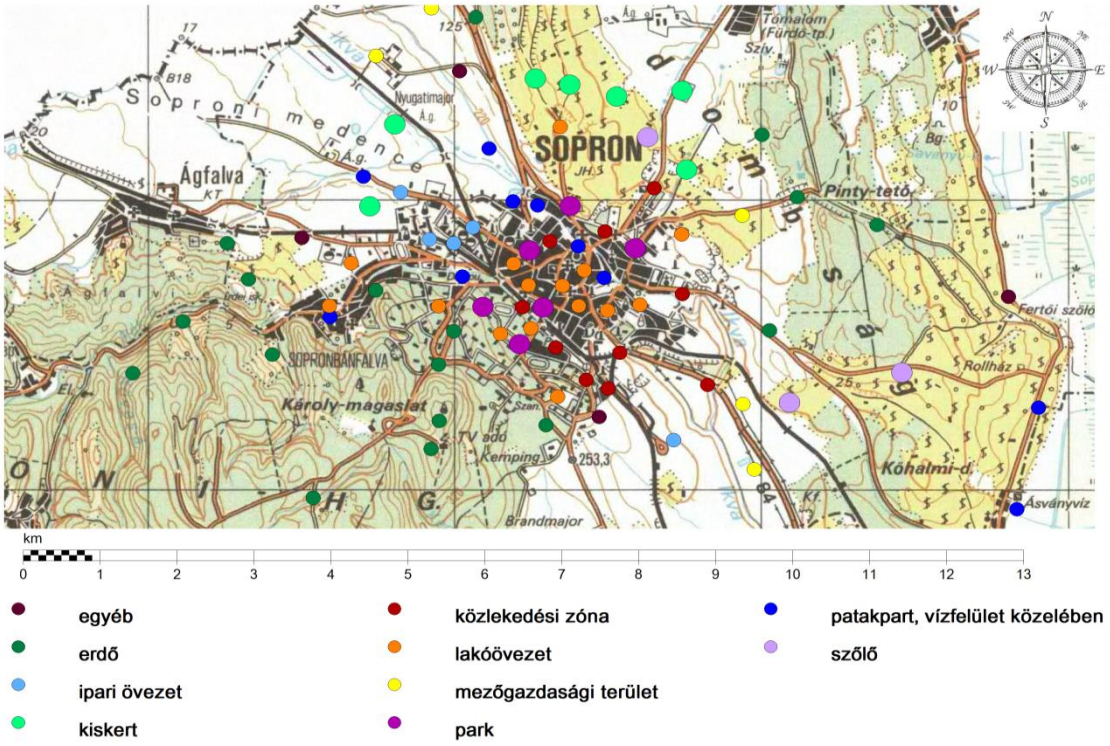


42. ábra. A minták területhasználati kategóriák szerinti százalékos megoszlása

A *43. ábra* távolabbról szemlélteti a talajmintavételi pontok Sopron közigazgatási területi eloszlását, melynek területe megközelítőleg egy 20x20 km-es négyzet területének felel meg.



43. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése Sopron város közigazgatási területén területhasználati kategóriánként



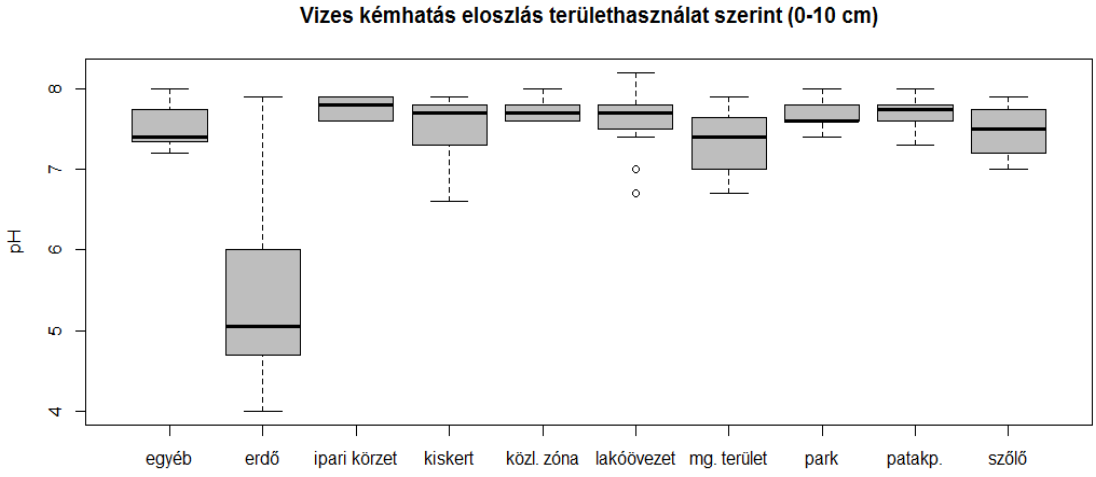
44. ábra. A mintavételi pontok elhelyezkedése Sopron város területén területhasználati kategóriák szerint (közeli)

A *44. ábra* már a város kül- és belterületén elhelyezkedő pontokat mutatja be. Már itt kiemeltem a szőlőket (világos lila) a város É-i részén, a kiskerteket (világoszöld) a K-i oldalon és a városban elszórtan elhelyezkedő parkok (sötétlila) mintavételi helyeit, melyeket a leginkább szennyezettnek találtam az eredmények kiértékelése után.

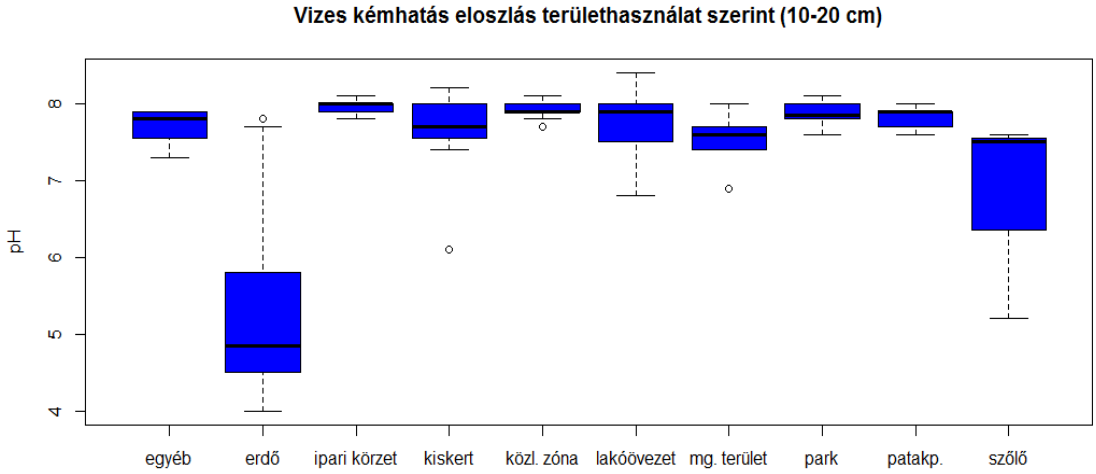
4.2.1 Talajkémiai vizsgálatok

4.2.1.1 A soproni talajok kémhatása

A várost övező referenciapontok közül kiemelkednek a Soproni-hegység erdőtalajainak kémhatása, mely savanyú ($pH_{(H_2O)}$ átlagosan 4,9). A Soproni-hegységet borító erdők alatt, az alapkőzetnek és az erdők hatásának megfelelően, a minták kémhatása 4,5-ös pH érték alá esett. A legsavanyúbb talajt a Bánfalván található Hősi temetőnél vett minta (pH 4,0) esetében mutattam ki, melynek környezetében lévő többi pont is hasonlóan savanyú, erősen savanyú kémhatást mutatott. Tehát az alapkőzetnek megfelelően az erdős területek pH értékei mindkét szintben alacsonyabbak a többinél, melynek oka a metamorf alapkőzet és az erőteljes kilúgzás, valamint savanyodás (*45.* és *46. ábra*). A többi referencia pont kémhatása a 0-10 cm-es mélységben 6,6 és 8,0 között alakult, tehát már inkább semleges és gyengén lúgos talajokat találtam.

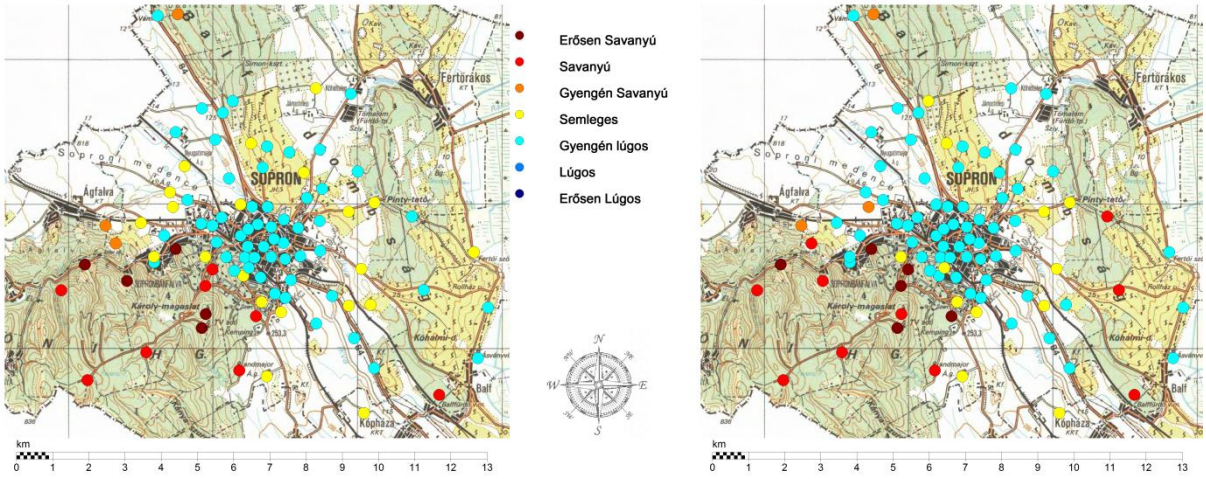


45. ábra. A soproni feltalajpontok területhasználati eloszlása $pH(H_2O)$ szerint (0-10 cm)



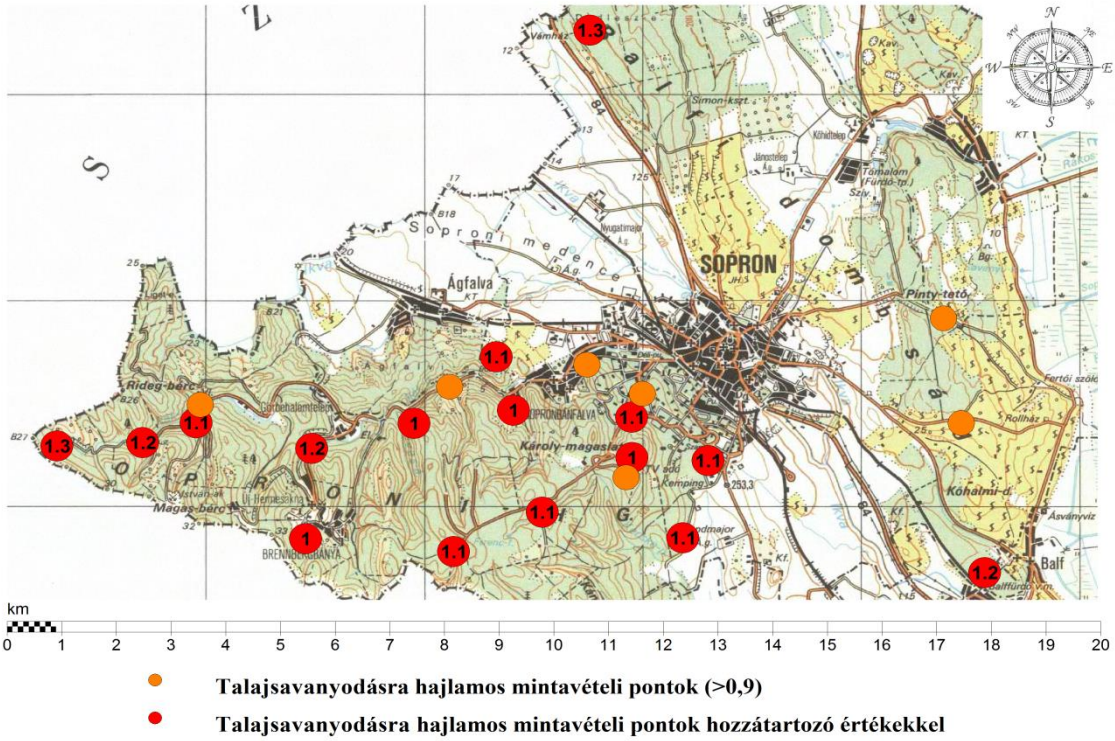
46. ábra. A soproni mintapontok területhasználati eloszlása pH(H_2O) szerint (10-20 cm)

A város Soproni-medencében elterülő része a geológiai körülmények miatt és emberi hatásra lerakódott meszes üledékkel fedett, így az onnan származó minták gyengén lúgosak vagy lúgosak (7,3-8,0) mindkét rétegben (*47. ábra*).



47. ábra. Sopron területének kémhatás megoszlása a 0-10 cm-es és a 10-20 cm-es talajmélységben

A minták 78%-ának vizes pH-ja magasabbnak bizonyult az alsó vizsgált rétegben (10-20 cm). A belvárosban gyűjtött minták kivétel nélkül lúgos kémhatásúak. A leglúgosabb értékeket a belvárosban a Deák-téren (pH 8,1), a külvárosban pedig Fertőbozon (pH 8,3) mértem. Tehát eredményeink New York talajainak kémhatásához hasonlóan 8,0 körüli értékek voltak (CRAUL, 1992).



48. ábra. A Sopron közigazgatási területén található talajsavanyodásra hajlamos feltalajpontok a 0-10 cm-es talajmélységben

A talajsavanyodásra való hajlamról a desztillált vizes és kálium-kloridos pH értékek különbsége adott információt. Mint már korábban említésre kerül, ha ez a különbség (pH_{H2O} - pH_{KCl}) ≥ 1, akkor a talaj hajlamos lehet a savanyodásra, míg (pH_{H2O} - pH_{KCl}) ≤ 1, akkor a nem hajlamos. A 0-10 cm-es feltalajmintákban 16 külvárosi erdőterületről származó minta haladta meg az 1-et, de narancsszínnel jelöltem még további 6 erdő és 1 szőlő pontot, ahol 0,9-es különbséget számoltam ki (*48. ábra*). Ezen, az eredetileg is savanyú területek talaja hajlamos a savanyodásra.

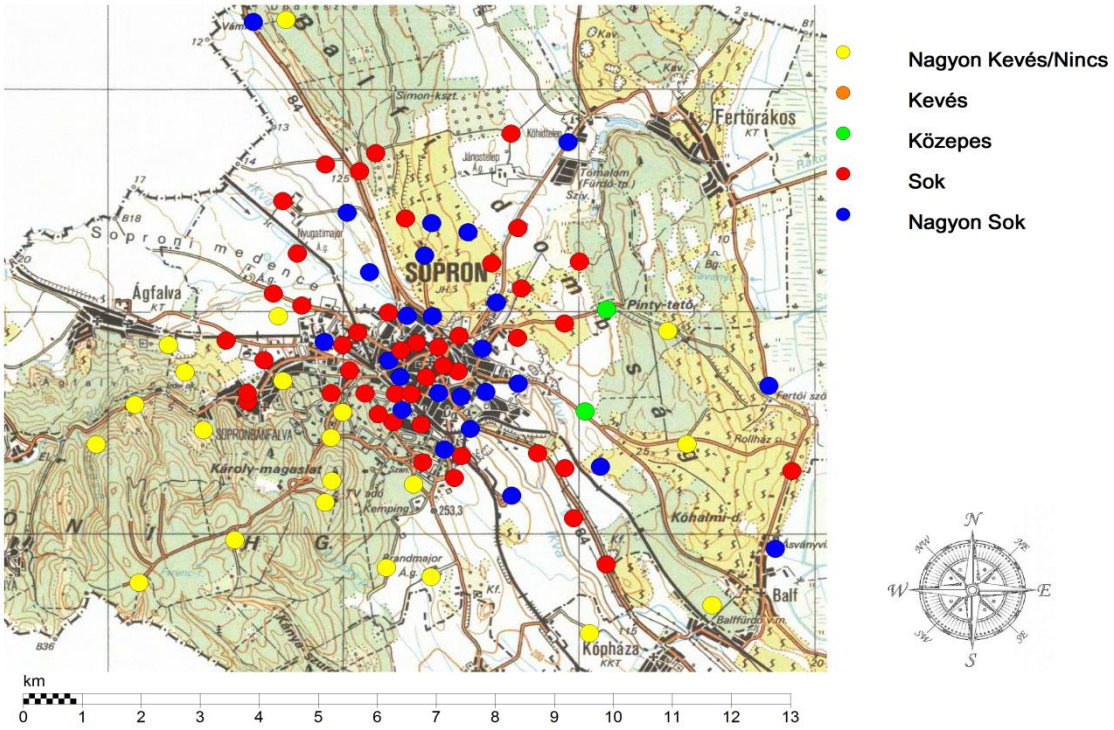
A pH értékek átlagos különbsége 0,52, így a soproni feltalajok döntő többsége nem hajlamos a nehézfémek mozgékonyságának szempontjából kritikus savanyodásra. Az említett referenciapontokon talált savanyodásra hajlamos területekre fokozottan kell figyelni, hogy légköri és egyéb ülepedésből származó antropogén anyagok ne szennyezzék el az alsóbb talajrétegeket, a talajoldatot, vízbázisokat. Szintén megnéztem a 10-20 cm-es talajrétegek savanyodási hajlamát is és kerekítés után ugyanezeket az értékeket kaptam.

A belvárosban tapasztalt gyengén lúgos vagy lúgos kémhatás a toxikus elemek mobilitását tekintve kedvező. Ugyanakkor azonban kedvezőtlen is, mert ezen elemek a humuszanyagokhoz és az agyagásványokhoz kötődve akkumulálódhatnak. Ettől eltekintve véleményem szerint a jövőben egyre nagyobb problémát jelenthet a növekvő

talajszennyezettség a külvárosi és a peremterületek savanyú erdő területein, mivel egyre jelentőssé válik az áthaladó forgalom. A közlekedésből származó toxikus elemek mozgékonnyá válnak savas közegben és a mélyebb rétegekbe jutva a vízbázisokat is elszennyezhetik, a jövőben pedig akár kibocsátó forrásokká is válhatnak.

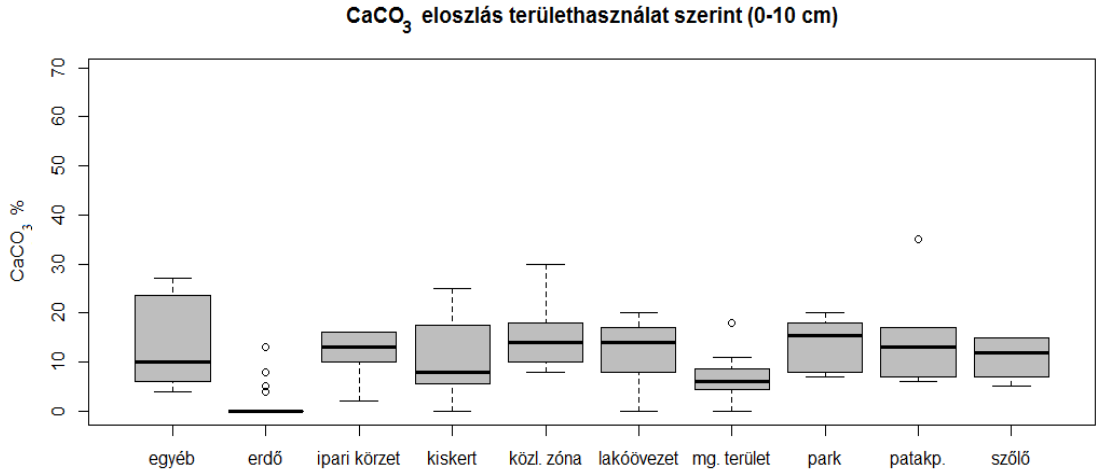
4.2.1.2 A soproni talajok szénsavas mésztartalma

A $CaCO_3$-tartalom és a kémhatás között ezen esetben is fennállt a szoros kapcsolat. A soproni minták háromnegyede tartalmazott $CaCO_3$-t, átlagosan 11%-ot mindkét vizsgált rétegben (*49. ábra*).



49. ábra. A mésztartalom megoszlás a város területén a 10-20 cm-es talajmélységben

A meszes üledékkel borított belvárosi részen magasabb értékeket mértem (~20% $CaCO_3$), de az átlagos mésztartalom 14% volt. A minták harmada a külvárosból származott, mégis hasonlóan magas értékek voltak jellemzők (átlagosan 11-14% között), melynek oka a talajba került műtermékek, hulladékok és építési törmelékekből eredhet.



50. ábra. A soproni feltalajpontok $CaCO_3$-tartalma területhasználatok szerint (0-10 cm)

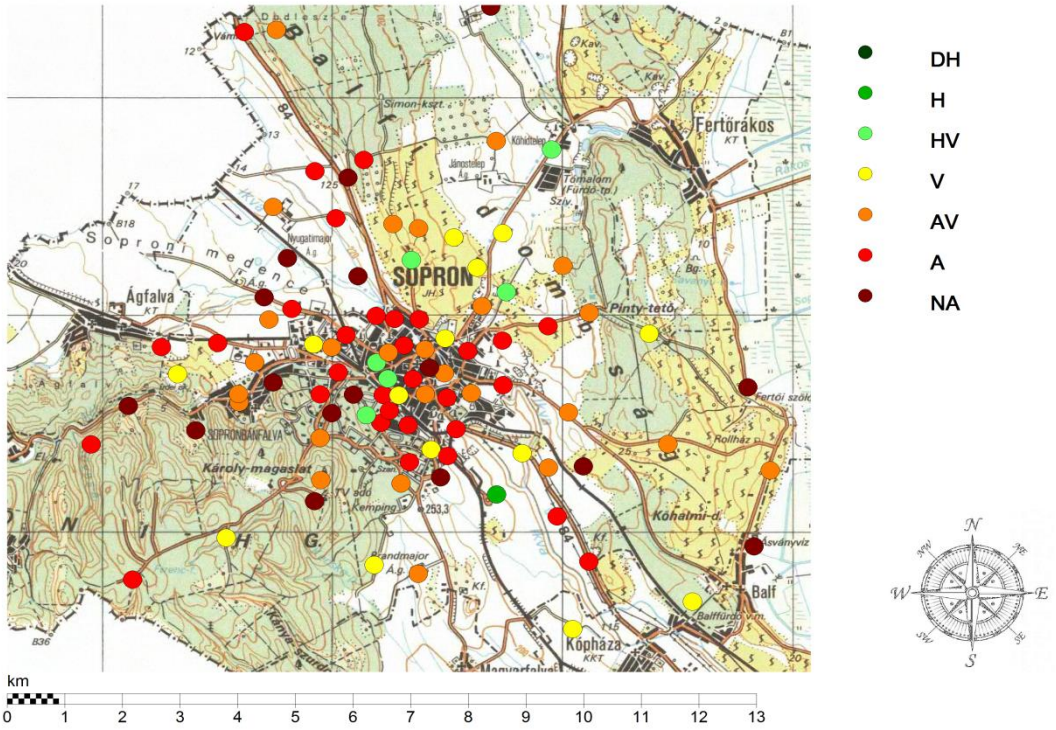
Ahol a Soproni-hegység metamorf alapkőzetének jelenléte érvényesült, ott a savanyú kémhatású talajok miatt nem mutatható ki szénsavas mész (*50. ábra*). Mivel a terület az őskor óta lakott, ezért természetes eredetű talajjal csak ritkán találkoztam.

A külterületi referencia pontokon előfordult néhány kiugró érték a pontok környezetéből adódóan mesterséges feltöltésre utalt, ezért ezeket a pontokat az elemzésből kihagytam.

A belvárosi minták szénsavas mésztartalma az általunk használt kategóriák szerint nagyon sok (BELLÉR, 1997), mely a külterületi minták harmadára is igaz mindkét szintben. A belterületen a korábbi építkezések miatt a törmelékek és hulladékok a talajba kerülve megemelhetik a talaj kalcium-karbonáttartalmát. A belterületi építkezés folyamatosan jellemző volt Sopronra, mert a gazdaságos lakósűrűséget és beépítettséget a belvárosi házak udvaraiban létrehozott belső házsorok kialakításával biztosították (KUBINSZKY, 2003).

4.2.2 Talajfizikai vizsgálatok

A talajok fizikai féleségét a szemcseeloszlási vizsgálat és az Arany-féle kötöttségi érték (MSZ-08-0205, 1978) alapján állapítottam meg (*51. ábra*).



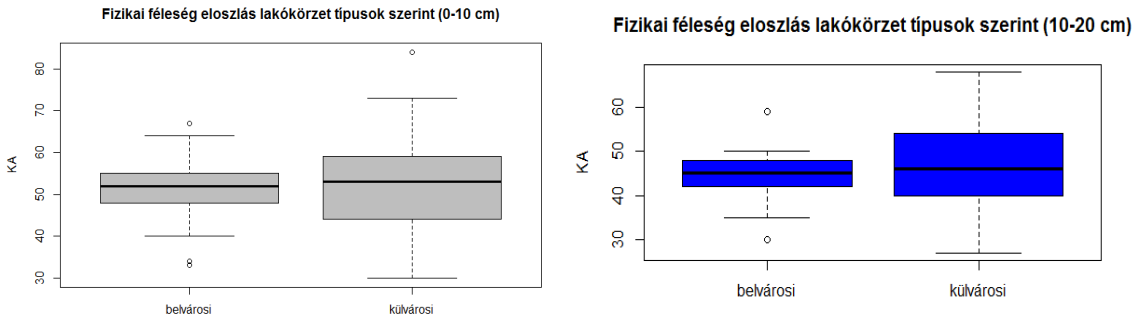
51. ábra. Fizikai féleség átlag a 0-20 cm-es feltalajrétegben

A vizsgálatok alapján a soproni minták 30%-a agyagos vályog, 27%-a agyag, 15%-a nehéz agyag, 13%-uk pedig vályog fizikai féleségű, azonban – mivel a minták felső szintből származtak – a perifériapontokon figyelembe kell venni a talaj szervesanyagának módosító hatását is.

A mindkét szintben magas kötöttségi számmal rendelkező talajok a város dél-nyugati részén gyakrabban fordulnak elő. Megjegyezzük, hogy Sopron nyugati részén a kötöttségi értékek gyakran kiemelkedően magasak voltak mindkét vizsgált rétegben, de a keleti referencia területen is előfordultak nehézagyag fizikai féleségű talajok.

A vizsgálatok összegzése után tehát a minták döntően agyag fizikai féleségűek voltak. Az ilyen talajok vízáteresztő képessége kicsi, de víztartó képességük és holtvíztartalmuk azonban jó, bár a növényzet számára nehezen elérhető (STEFANOVITS, 1992). Ez a tulajdonság nagyban befolyásolja a tájegységet alakító növénytakaró kialakulását.

A városkörnyéki és a városi talajok között jelentős különbség nem volt, de a külvárosi talajok frakció eloszlása szélesebb tartományban mozgott. Az agyagtalajok inkább a felső 0-10 cm-re voltak jellemzőek, míg kötöttségük az alsóbb szintben alacsonyabb volt (*52. ábra*).



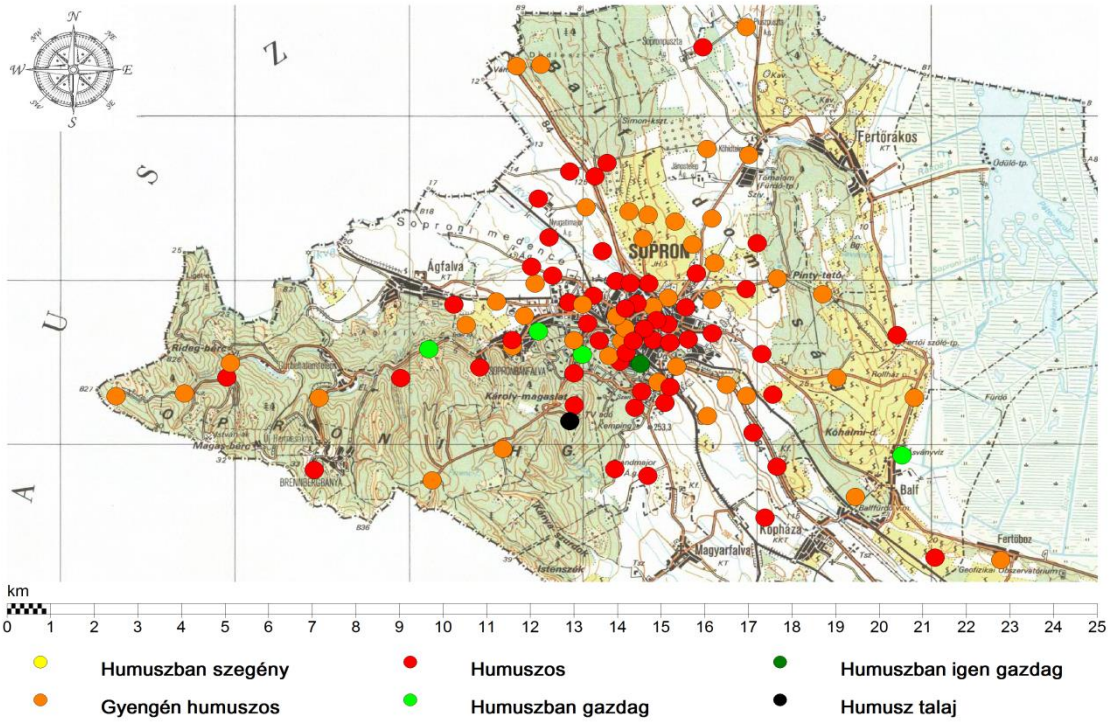
52. ábra. A talajok fizikai félesége lakókörzetek szerint mindkét vizsgált mélységben

A mérési eredmények kiértékelése közben több mintavételi pontban is előfordult, hogy a magas kötöttségi számokhoz magas humusz illetve ezekhez néhány pontnál magas nitrogén értékek is társultak. Ennek valószínű oka, hogy a dúsabb növényzet lehullott, magas nedvességtartalmú és tápanyagban gazdag avarrétege kevésbé bolygatott, ezért a lebontó folyamatok is gyorsan végbe mennek. A másik magyarázat az lehet, hogy a humusztartalom növeli a víztároló kapacitást, ami viszont növeli a kötöttségi értéket – elsősorban a város fákkal borított területein (BIDLÓ et al., 2012). Korábban jellemző volt a várost körülvevő hegyvidéken létesített erdei kertek üdülési célú kialakítása, de ez az egyedi táj- és építészeti jelleg mára eltűnőben van.

4.2.3 Talajok tápanyagtartalmi vizsgálatai

4.2.3.1 A soproni talajok humusztartalma

A talajok szervesanyag-tartalmának vizsgálatai szerint a minták 94%-a 2% feletti humuszt tartalmazott, mely kedvező tulajdonság bolygatott természetű talajoknál. A talajok jellemzését a humusztartalom alapján BELLÉR (1997) vályog, agyagos vályog és agyag talajokra vonatkoztatott besorolása alapján különítettem el, *53. ábra* a 0-20 cm-es talajréteg átlagértékeit mutatja be.

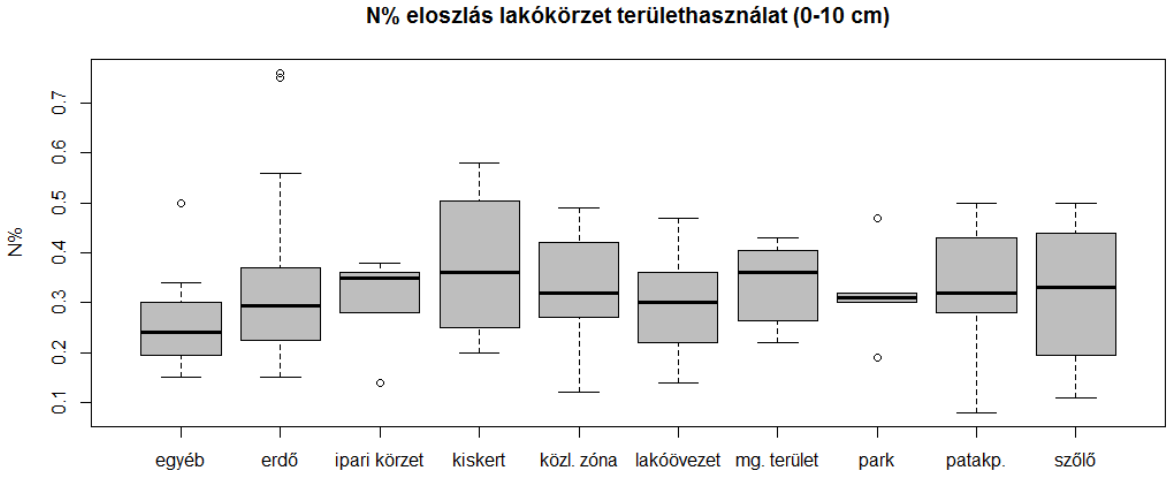


53. ábra. A 0-20 cm-es talajmélység átlagos humusztartalma

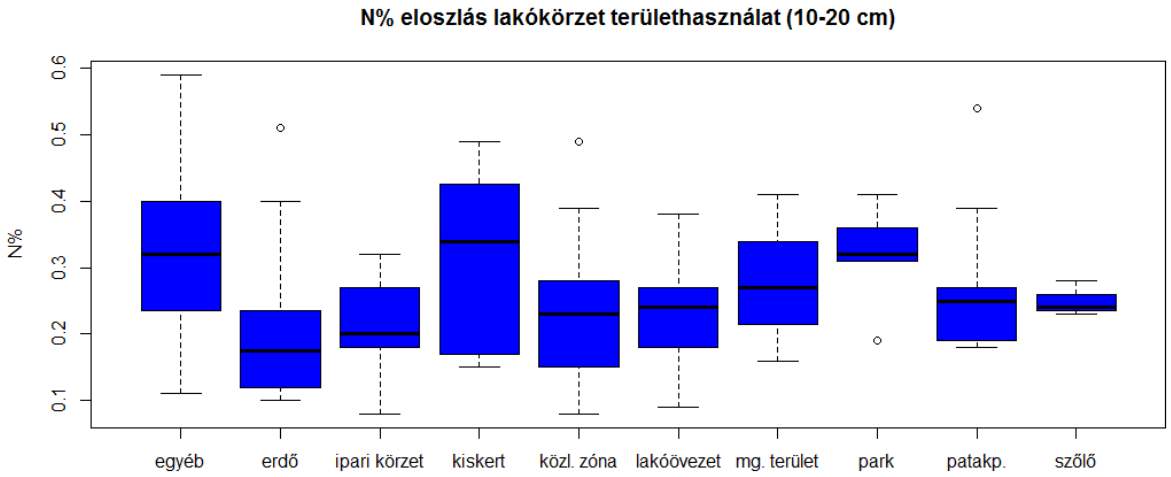
A humusz mennyiség alapján elkülönül egymástól a belváros és a külváros. Míg az előbbinél nincs kiugróan magas érték – 10% alatti eredményekről beszélhetem minden esetben, mely így is kedvezőnek mondhatók –, addig a külvárosban az erdőkkel borított területeken több kiugró értékkel is találkoztam, így érthető, hogy a 10% feletti legmagasabb értékek a városképalkotó TV torony közvetlen közelében található erdő (25,9 % H) talajára jellemzőek. Megemlítendő, hogy nem csak a felső 0-10 cm-es, hanem az alatta fekvő 10-20 cm-es rétegben is 10% feletti volt a humusztartalom.

4.1.3.2 A soproni talajok nitrogéntartalma

Megfigyelhető volt, hogy ahol magas humuszértékeket kaptam, ott az összes nitrogéntartalom is arányosan nagyobb volt. Ennek oka, hogy a talajban lévő szerves anyagok nem csak szénben gazdagok, hanem nitrogénben is. A 0-10 cm-es réteg nitrogénnel jobban ellátott (STEFANOVITS et al., 1999) az alsóbb szinthez képest (*54. és 55. ábra*), ezért a nitrogénértékek kevés kivétellel a felső szintben mindig magasabbak voltak. Kiemelkedő értékek a TV toronynál (0,75 N%) és a Balf környéki mintavételi helyeken (0,54 N%) találtam.



54. ábra. A soproni mintavételi pontok összes N-tartalma a 0-10 cm-es mélységben



55. ábra. A soproni mintavételi pontok összes N-tartalma a 10-20 cm-es mélységben

4.1.3.3 A soproni talajok AL-oldható kálium- és foszfortartalma

Az ammónium-laktát-ecetsav (AL)-oldható kálium változó mennyiségben fordul elő. Ez változatosság elsősorban a külterületen lévő szántókon, gyepeken és kiskertekben használatos káliumtartalmú műtrágyákra vezethető vissza. A peremterületeken történő mezőgazdálkodás jellemzően kezd kiszorulni és helyükön lakóövezetek létesülnek, így a hagyományos történelmi városkarakter átalakulóban van. A legmagasabb káliumértékeket a Sopron-Győr vasúti vonaltól D-re felvett pont (87,2 mg K_2O/100g) és a várostól 1-2 kilométerre természet

közeli területen létesült Gidai-patak utcában (94,8 mg K_2O/100g) mutattam ki vizsgálatok során mindkét talajszintben. Az AL-oldható foszfortartalom vizsgálat kimutatta, hogy – mindkét tanulmányozott szintben – a minták 55-65%-a 26 mg-nál több P_2O_5-ot tartalmaz 100g talajra vonatkoztatva, tehát a vizsgált minták több mint felének foszfortartalma nagyon magas volt. A belvárosi minták közül a nagy forgalmat bonyolító közlekedési zónák pontjainál mutattam ki magas foszforértékeket. A város szerkezet megváltozása az úthálózatok növekedését is jelenti, melyek a peremterületeken akadályozzák az élőlények migrációját és sok esetben a túlzott területhasználat az életterüket is lecsökkenti. A külvárosi mintákból pedig a magas káliumértékekkel – 70 és 90 mg K_2O/100g – arányosan magas foszfor eredményeket állapítottam a művelés alá vont területek esetében.

4.1.3.4 A soproni talajok KCl-oldható kalcium- és magnéziumtartalma

A külvárosi referencia pontokra közepes, de inkább jó ellátottság volt jellemző, melyek a TIM méréspontokon mért eredményeket erősítik meg. Nem találtam nagy különbséget a magnézium ellátottságban. A begyűjtött talajok 80-90%-ának magnéziumtartalma 0,32 $g.kg^{-1}$ Mg érték alatt található. Az erősen meszes és magas káliumtartalommal rendelkező talajokon magnéziumhiány léphet fel (KALOCSAI, 2006). A magnéziumtartalom természetesen a balfi palackozó üzem mögött (0,79 $g.kg^{-1}$ Mg) gyűjtött mintákban volt a legjelentősebb, mert a törések mentén olyan nagy magnéziumtartalmú ásványvíz tör a felszínre, amely a tortonai törmelékes üledékben tárolódott a miocén képződmények keletkezése óta. A kalciumtartalom vizsgálatánál a legmagasabb értékeket közlekedési zónákban – az utak jégmentesítése során sokszor $CaCl_2$-t használnak – és mezőgazdasági terület közelében mértem. Magas oldható kalciumértékek jellemezték a római korból ránk maradt Amfiteátrumnál (6,47 $g.kg^{-1}$ Ca) illetve a Felsőbüki Nagy Pál utcában (6,17 $g.kg^{-1}$ Ca) gyűjtött mintákat. Az előbbi a korábban létezett mészkőépítmény maradványainak jelenlétével magyarázható, az utóbbi pedig gyakran funkcionál kutyafuttatóként is.

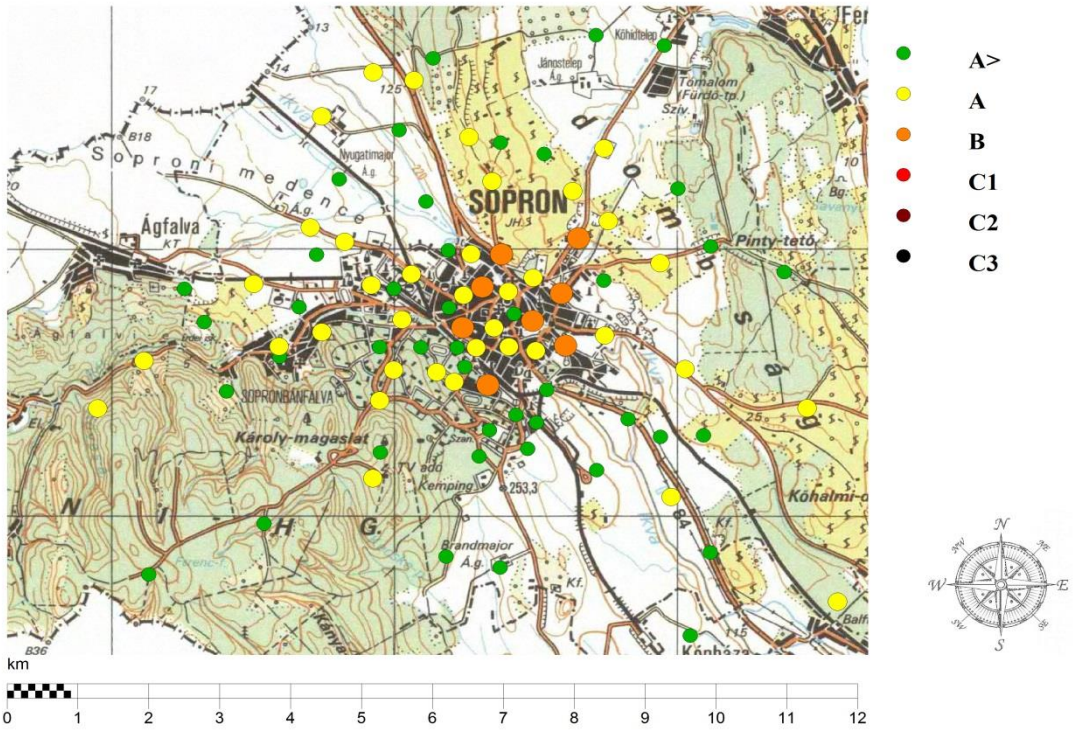
4.2.4 Talajok tápelemtartalmi vizsgálatai

Sopronban a legmagasabb EDTA/DTPA oldható vastartalmi értékeket az erdős területekről (Deákkúti út (1526 mg/kg Fe), Hősi temetőhöz vezető út (1497 mg/kg Fe)) származó mintáknál találtam.

Erdőtalajoknál jellemző, hogy a vas-oxidjainak vegyületei felhalmozódnak a talajban és elszíneződést okozhatnak (STEFANOVITS et al., 1999). A $pH_{(H_2O)}$ és a vasértékek között viszonylag szoros kapcsolat van. A kémhatás vizsgálatoknál már korábban megállapítottam a hegyvidék talaja az alapkőzet miatt savas kémhatású és ezeken a mintavételi pontokon – 6-os pH alatti értékek – magas oldható vasértékek párosultak a savanyú erdőterület pontjaihoz. Az EDTA/DTPA oldható mangánértékek 82-84%-ban 100 mg/kg érték alattiak és követik a vasértékek tendenciáit. A Dudlesz-erdőben (923,1 mg/kg Mn) valamint több más erdős területen mindkét talajrétegben kiugróan magas mangántartalmat fedeztem fel, amely valószínűsíthetően az alapkőzetre vezethető vissza. A legmagasabb EDTA/DTPA oldható cinkértékeket a belvárosi forgalmat bonyolító utak mentén, illetve a buszpályaudvar (21,6 mg/kg Zn) közelében mértem mindkét szintben. Cinkfelhalmozódás nemcsak a közlekedés miatt lehetséges, mivel a cink és vegyületei az antropogén hatások állandó kísérői, háztartási eszközökben, ipari és mezőgazdasági felhasználásban egyaránt jelen vannak (CSATHÓ, 1994). A város több pontján – például Soprontól ÉNy-ra (75,74 mg/kg Zn) vagy a belvárosi Festő közben mindkét szintben (28,65 mg/kg Zn) – jelentős mennyiségben voltak kimutathatók. Az EDTA/DTPA oldható réztartalom vizsgálatok szerint magas értékeket mértem peremterületi Virágvölgyben (78,27 mg/kg Cu), illetve más kistelkes és családi házas kertvárosi övezetben több mintavételi ponton is. A magas EDTA/DTPA oldható réztartalom oka lehet ezeken a helyeken a szőlő és növénytermesztés, melyhez régen és napjainkban is az úgy nevezett „bordói-lé”-t – réz-szulfát és mész keverékét – használják növényvédőszerként, melynek termésfokozó hatása a fokozódó klorofill-képződéssel magyarázható. Itt újfent megjegyezném, hogy a tápanyag- és tápelemvizsgálatok eredményei alapján könnyebb volt eldönteni, hogy a nehézfémtartalmi vizsgálatokat milyen elemekre végezzem el és mely pontok értékei lehetnek majd kritikusak vagy határérték felettiek.

4.2.5 Talajok felvehető nehézfémtartalma

Az általam készített szennyezettségeket lokalizáló térképeken jól látható, hogy a folyamatos terhelésnek kitett belvárosi pontokon mindkét vizsgált rétege ólommal szennyezett, míg a külvárosi pontokon – elsősorban az utak mellett – az időszakos terhelés miatt az ólom a felső szint humuszanyagaihoz kötődve akkumulálódott a feltalajban (*56. ábra*).

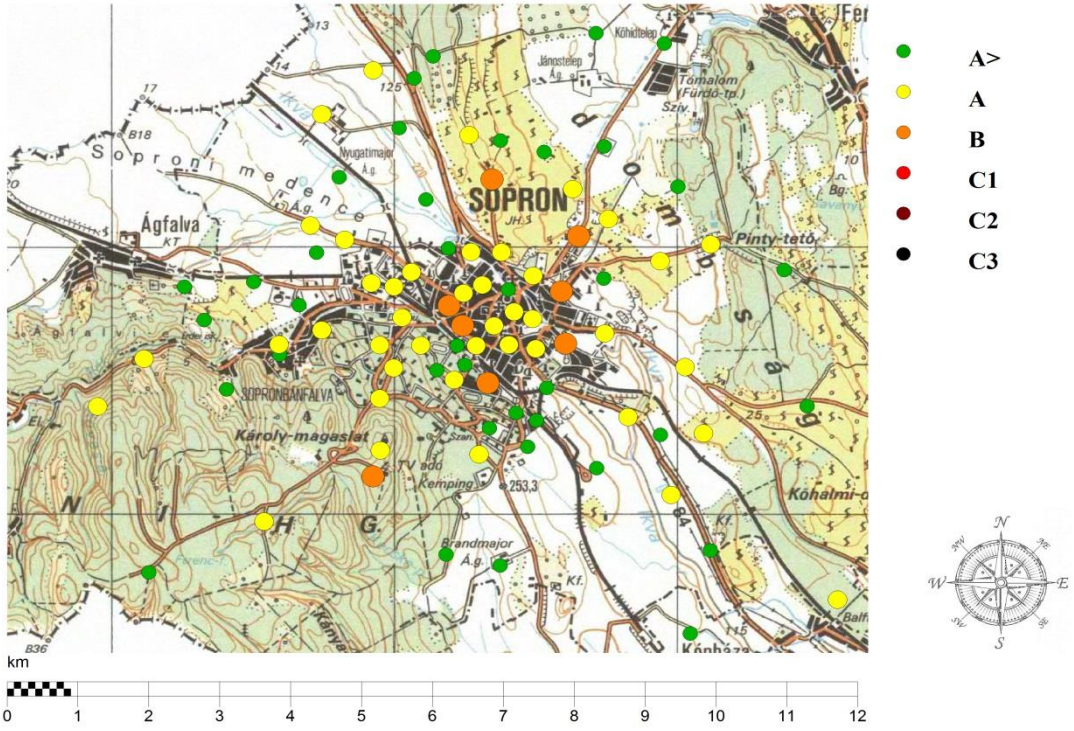


56. ábra. Felvehető ólomtartalom a 0-10 cm-es talajmélységben

A referenciapontok felvehető Pb értékei alacsonyabbnak mutatkoztak (0-10 cm-es talajmélységben felvehető $Pb_{átlag}$ = 10,58 mg/kg és 10-20 cm felvehető $Pb_{átlag}$ = 9,38 mg/kg), mint a belterületi talajok (0-10 cm-es mélységben a felvehető $Pb_{átlag}$ = 14,40 mg/kg, míg a 10-20 cm felvehető $Pb_{átlag}$ = 14,82 mg/kg volt. Ezek az értékek a Szombathelyen mért eredményeknél valamivel magasabbak. Abban viszont mindkét város talajai hasonló tulajdonságúak, hogy az alsóbb rétegek között nagyobb eltérést tapasztaltam a referencia és a belvárosi lakókörzetek között, de a soproni belterületi pontok csak harmad annyira terheltek, mint a külvárosiak.

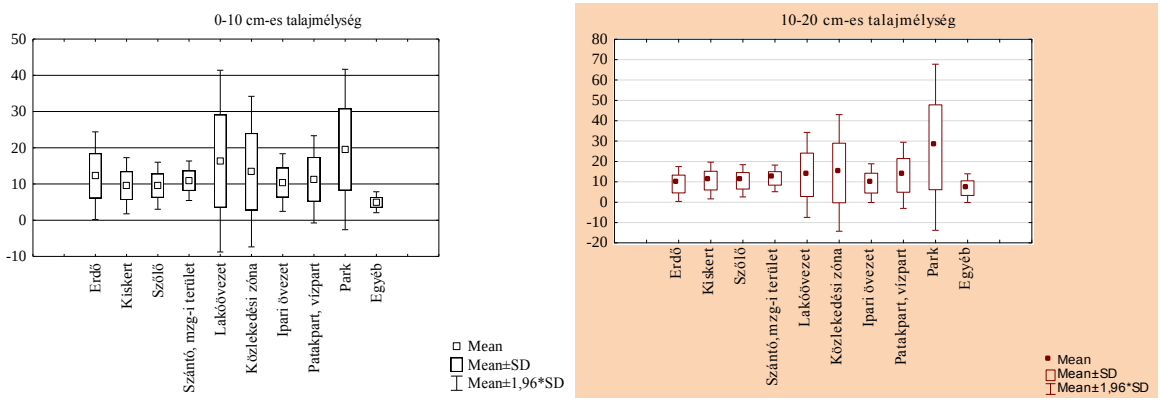
Tehát a város talajai ólommal terheltek az ólommentes benzin bevezetése ellenére, amely a lúgos közeg miatt továbbra is a feltalajban tárolódik. A 0-10 cm-es talajrétegben a minták több mint felének felvehető ólomtartalma meghaladta a javasolt természetes

háttérkoncentrációt (10 mg/kg Pb), de 8 minta a felvehető elemtartalomra javasolt szennyezettségi határértéknél (25 mg/kg Pb) is magasabb ólommal rendelkezett. Az intézkedési szennyezettségi határértékeket (C1: 75-150, C2: 150-300, C3: >300 mg/kg Pb - területérzékenységtől függ) egy minta sem haladta meg. Nagyon hasonlóan alakult az alsóbb réteg ólomkoncentrációja (*57. ábra*). Itt már a minták kicsivel kevesebb, mint fele lépte át a természetes határértéket és szintén 8 minta esetében történt szennyezettségi határérték túllépés.



57. ábra. Felvehető ólomtartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

Összesen 5 mintáról mondható el, hogy 0-20 cm-es rétegét tekintve szennyezett és ezek minták mind a belváros területén találhatók. A területhasználati megoszlásukat tekintve 2 közlekedési zónás (pl.: Győri út) és 2 lakóövezeti pont mellett 1 park pont is érintett. Az említett park pont pontosítva pedig egy fákkal gyéren övezett zöldterület, inkább játszótér (Ókai út), mely a forgalmas Híd utca mellett található.

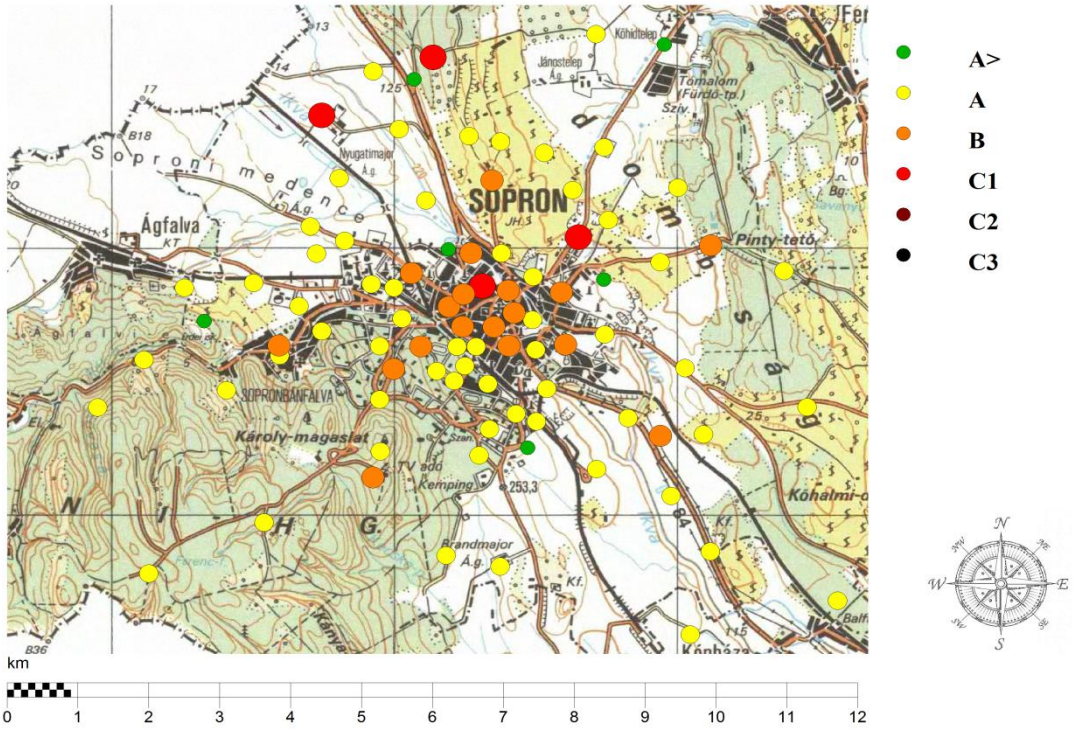


58. ábra. Felvehető ólomtartalom átlagértékek (mg/kg) területhasználati kategóriánként

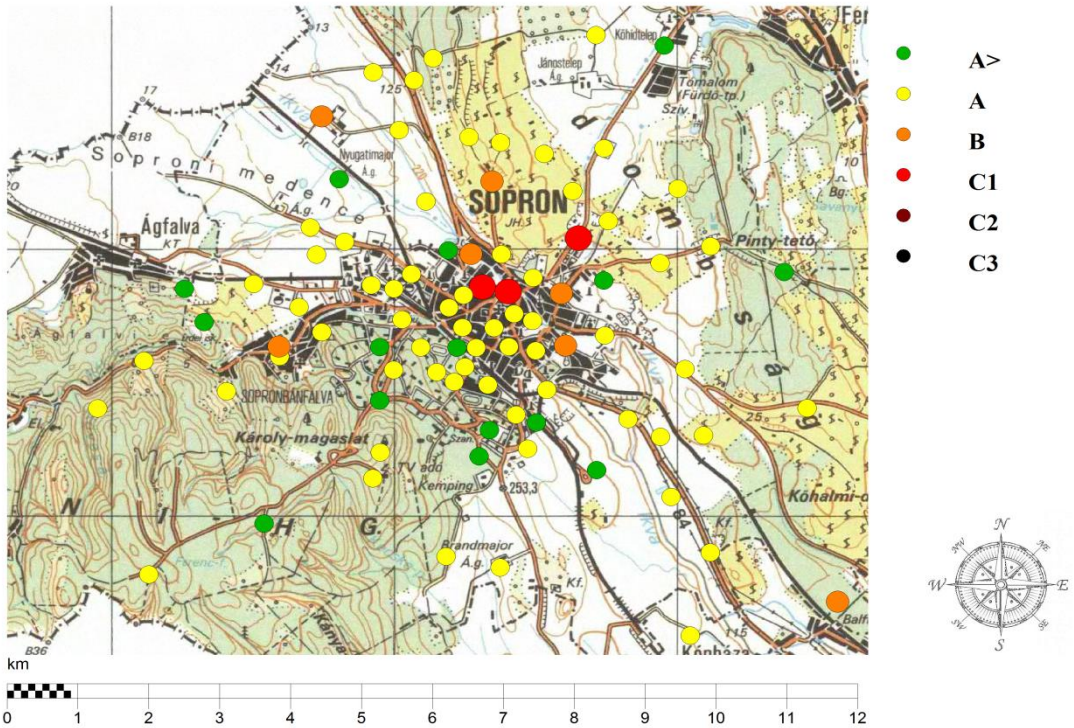
Az *58. ábra* alapján a területhasználati kategóriák átlagértékeit tekintve a parkokból származó talajminták bizonyultak a legmagasabbnak, a 10-20 cm-es talajmélység még átlagértékeiben is meghaladta a 25 mg/kg Pb szennyezettségi határértéket.

A forgalommal terhelt belvárosból kifelé haladva a forgalom csökkenésével kismértékben csökkent az ólomtartalom, de a külvárosi savanyú kémhatású, talajsavanyodásra erősen hajlamos területek felé haladva a kisebb forgalom is veszélyes lehet az ólom mozgékonyságának növekedésével. Ezt a megállapítást arra alapozzuk, hogy szennyezettségi térképek alapján az erdős területek felső szintje kevesebb ólmot mutat, mint az alsóbb szintben, tehát a beszivárgás, illetve mélyebb rétegekbe mosódás már megindulhatott. Mint már korábban említésre került, hogy SMJV-TFK (2014) felmérése alapján a savas ülepedés mennyisége csökkent, a megindult talajsavanyodás nagy területeket érint, így javaslatom szerint a nyomvonalas létesítmények közvetlen környezetében igényelne elsőként beavatkozást. Mindemellett a felső szint ólom és cinktartalma között gyenge lineáris kapcsolatot figyeltem meg.

A felvehető cinktartalom a minták 90%-ában volt magasabb a javasolt természetes határértéknél (*59. ábra*), míg az alsó szintben 70% haladta meg az 5 mg/kg Zn értéket (*60. ábra*). Az összesen vizsgált 208 mintából 31 haladta meg a szennyezettségi határértéket, melyből 9 ponton mindkét szint, azaz 18 talajminta 20 mg/kg feletti felvehető Zn értéket mutatatott, így a talaj cinkkel már szennyezettnek minősíthető. 7 minta a 40 mg/kg C1 intézkedési határértéket is meghaladta, melyek közül 2-2 egy talajmintaponton volt, tehát mindkét réteg túllépte a C1-et. Ezt a két kiugró mintapontot közlekedési zónákból gyűjtöttem az egyiket a buszpályaudvar területéről, míg a másikat az Ausztria felé haladó forgalom nagy részét bonyolító főút széléről.



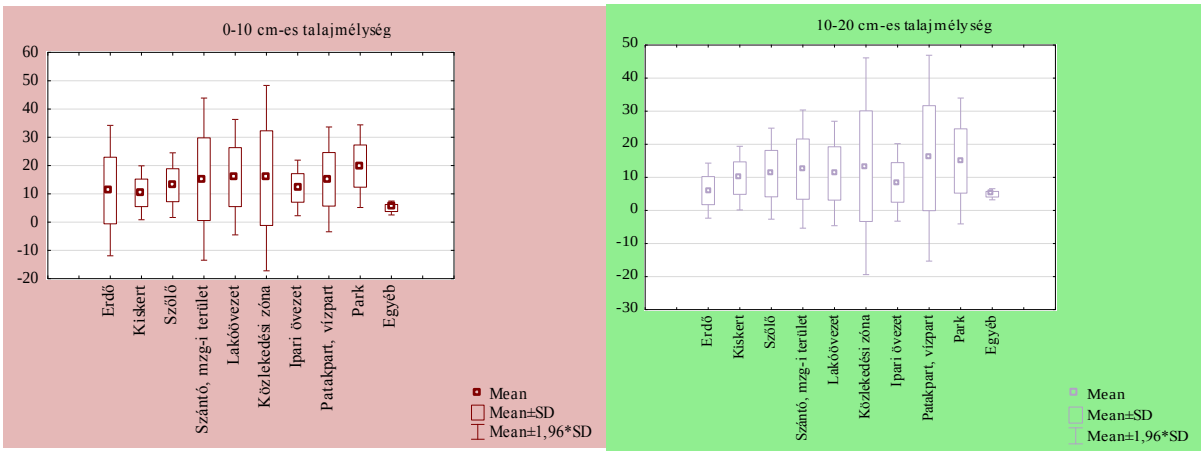
59. ábra. A felvehető cinktartalom a 0-10 cm-es talajmélységben



60. ábra. Felvehető cinktartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

A referenciapontok felvehető Zn értékei ismét alacsonyabbak voltak, mint a város területének talajaiban (0-10 cm felvehető $Zn_{átlag}$ = 15,75 mg/kg és 10-20 cm felvehető $Zn_{átlag}$ = 12,82

mg/kg). Itt jegyezném meg, hogy a Szombathely belvárosában mért átlagértékek viszont magasabbak voltak. A területhasználatot tekintve a szennyezettségi határértéket újfent a park minták átlagértékei közelítették meg leginkább (*61. ábra*).

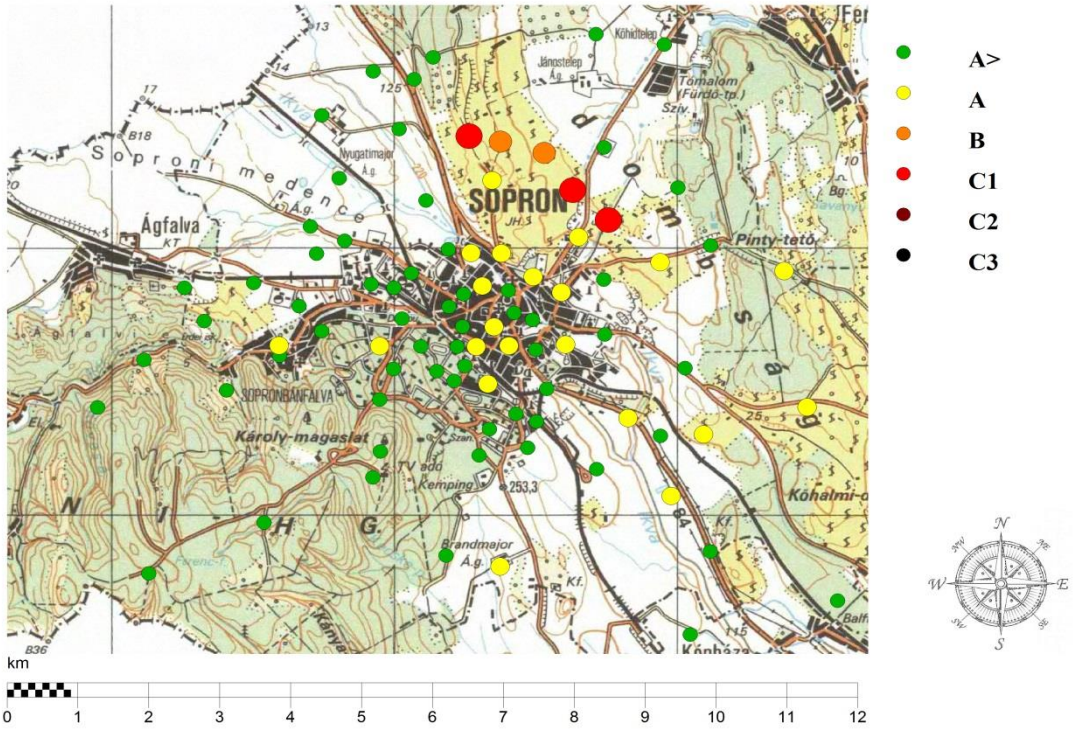


61. ábra. Cinktartalom átlagértékek (mg/kg) területhasználati kategóriánként

A környezetben jelenlévő cinknek csak egy része származik a közlekedésből (gépkocsik korróziója), mivel a cink és vegyületei az antropogén hatások állandó kísérői, háztartási eszközökben, ipari és mezőgazdasági felhasználásban egyaránt jelen vannak. Mivel a város területét tekintve az eredmények jelentősebb része jellemzően határérték alatti, ezért növekedése nem mutat egyértelmű összefüggést a forgalom nagyságával.

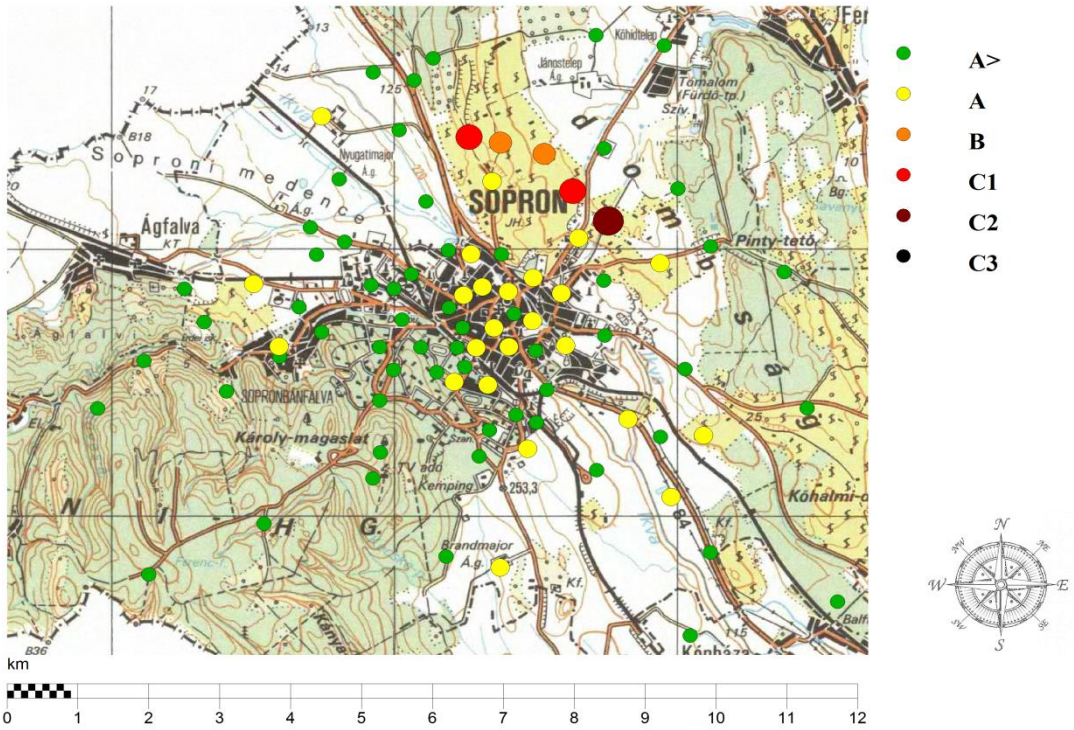
A kadmium értékek alacsonyak voltak a város egész területén mindkét vizsgált rétegben. A begyűjtött minták ~1%-ában haladta meg a felvehető kadmiumtartalom természetes háttérkoncentrációját (A_{Cd}=0,5 mg/kg Cd), de a szennyezettségi határértéket (1 mg Cd/kg) egy minta sem. Mint már korábban említettem, hogy a lúgos talajokban jelentős a specifikusan adszorbeált kadmium aránya, de a savanyú erdő területeken a növények számára már hozzáférhető lehet, de erre utaló jeleket nem találtam a vizsgálatok során.

Mint a soproni eredmények kiértékelésének elején említettem, hogy a kiskertes és szőlős területek talajmintavételi pontjait a külvárosi referenciapontokhoz soroltam, melynek jelentősége a felvehető réztartalom vizsgálatoknál hangsúlyozódott ki a legjobban. Míg Szombathelyen alacsony volt felvehető Cu-tartalom, addig Sopronban a természetes felvehető háttérkoncentrációt (10 mg/kg Cu) a mért értékek 1/4-e mutatott magasabb koncentrációt: ennek 18%-a (az összes feltalajréteg 5%-a) a szennyezettségi határértéket (B_{Cu}=40 mg/kg Cu) illetve, 3 talajminta a 90 mg/kg Cu C1 intézkedési határértéket is túllépte a 0-10 cm-es rétegben. A 3 (5) kiugró talajminta a város É-i részén található kiskertekből és szőlőkből származott, melyet az *62. ábra* nagyon jól szemléltet.



62. ábra. A felvehető réztartalom a 0-10 cm-es talajmélységben

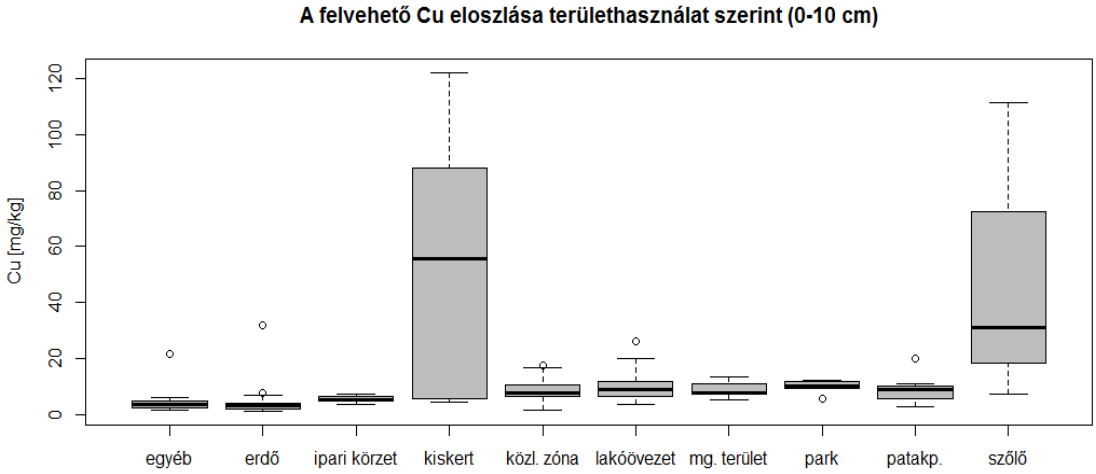
A 10-20 cm-es réteg pontmintáinak 30%-a meghaladta a 10 mg/kg Cu A_{Cu} háttérkoncentrációját.



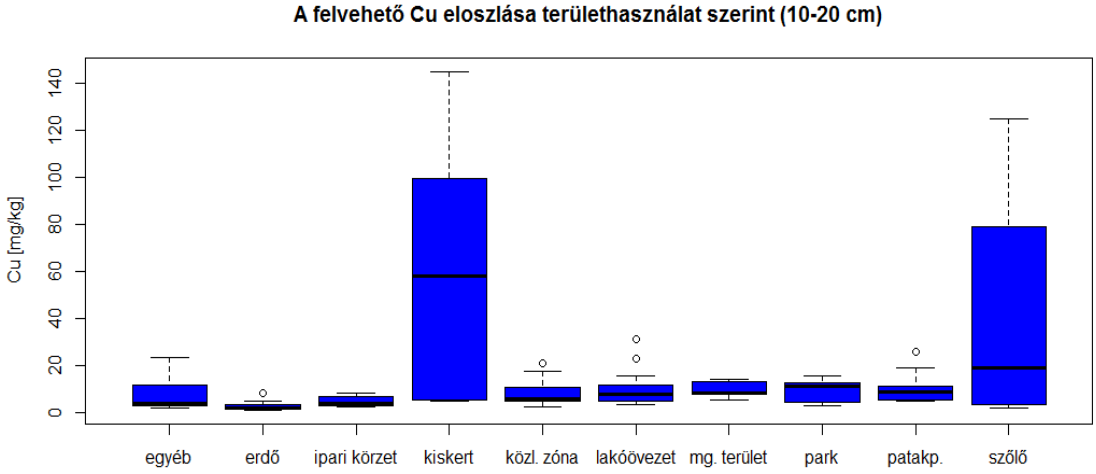
63. ábra. Felvehető réztartalom a 10-20 cm-es talajmélységben

Az előzőekben már említett 5 pont újfent túllépést mutatott mind a B_{Cu}=40 mg/kg Cu illetve mind a $C1_{Cu}$=90 mg/kg Cu tekintetében az alsó feltalajszintben (*63. ábra*).

Ezen kiemelkedő értékek egyértelműen megmutatkoztak a területhasználati kategóriák eloszlási értékeiben is (*64. és 65. ábra*).



64. ábra. A soproni talajok felvehető Cu tartalmának kiemelkedő értékei a kiskert és szőlő kategóriákban (0-10 cm)

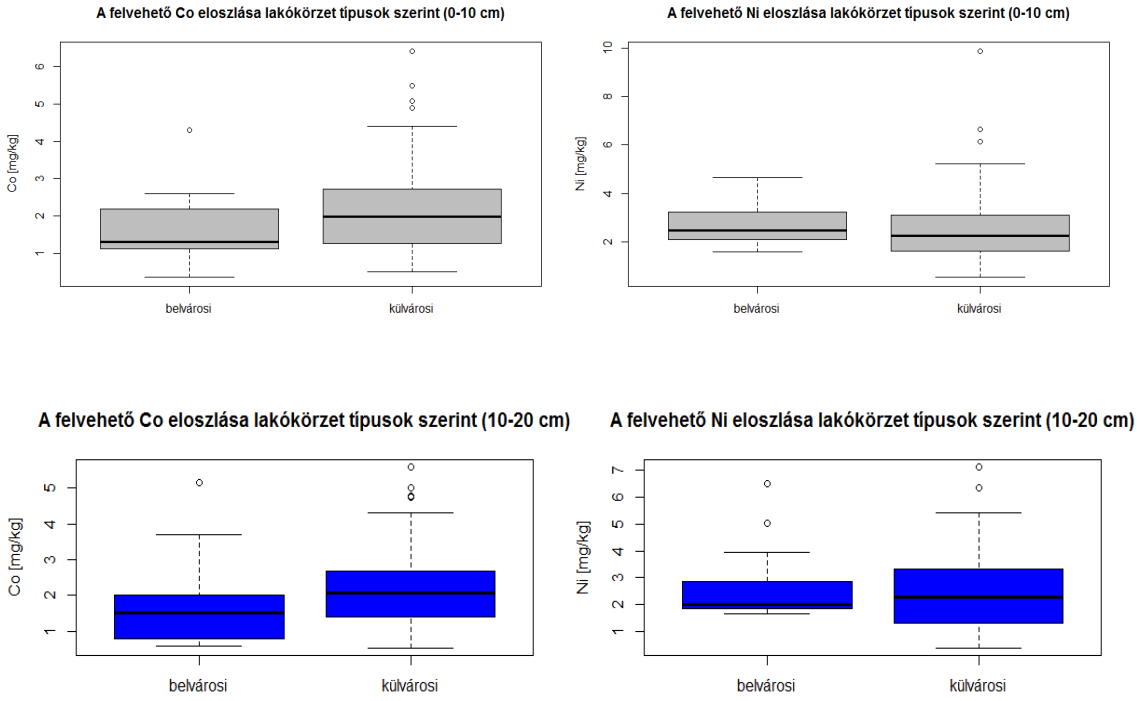


65. ábra. A soproni talajok felvehető Cu tartalmának kiemelkedő értékei a kiskert és szőlő kategóriákban (0-10 cm)

A réztartalom vizsgálataink megerősítették a korábban AAS-el mért eredményeinket, miszerint magas értékeket mértem a külváros szőlős és kiskertes övezetben több mintavételi

ponton is. A magas réztartalom oka lehet a réz-szulfátos növényvédőszerek használata a szőlő és növénytermesztésben. A belvárosban (lakóövezetben és utak mellett) is mértem a természetesnél magasabb értékeket az alsóbb rétegben is, melyet korábbi kutatások szerint a felszínre kerülő réz a talaj felsőbb cm-eiben való megkötődése eredményez bolygatatlan környezet hatására (SZEGEDI, 1997). A gépkocsik korróziója szintén hozzájárulhatott az A_{Cu}-nál magasabb értékekhez.

Az *66. ábra* szemlélteti, hogy a Co és Ni a vizsgált területen döntően természetes (alapkőzet) forrásból származhatnak, de az antropogén tevékenységből – feltehetően égetésből – eredően koncentrációjuk megemelkedhet.



66. ábra. A soproni talajok felvehető Co és Ni tartalmának eloszlása a referencia és belvárosi pontok között a 0-10 és 10-20 cm-es talajmélységekben

A felvehető kobalt természetes előfordulása 5 mg/kg, de 10 mg/kg Co-nál magasabb érték esetén már szennyezettségről beszélhetünk, annak ellenére, hogy kis mennyiségben esszenciális. Csak 3 talajmintapont mutatott kicsivel magasabb eredményt, mint 5 mg/kg Co.

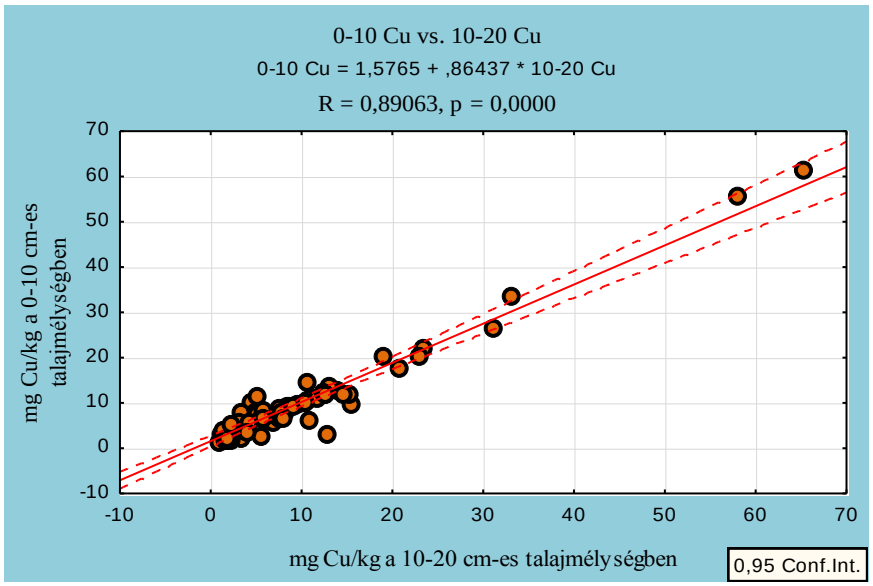
Természetes eredetű oldható nikkel a javasolt A_{Ni} = 10 mg/kg alatt található, míg 25 mg/kg Ni érték felett már nem kedvezően befolyásolja környezetét, határérték felett bizonyítottan rákkeltő hatású (MEUSER, 2010). Az általam készített térképek alapján a Co és a Ni nem fordult elő az általunk vizsgált 0-20 cm-es, jellemzően emberi hatásra módosult rétegben.

Mivel az alsóbb rétegben magasabb értékeket mértem, ezért feltételezzük, hogy ezek az elemek a talajfelszínhez közel nem akkumulálódtak – mivel nem kötődnek a humuszhoz –, de feltehetően a mélységgel párhuzamosan növekedett koncentrációjuk. Ennek oka – mint korábban említettem –, hogy a nyugati határszél törmelékes üledékei jelentős Co^{2+}-t és Ni^{2+}-t tartalmazhatnak (ÓDOR & HORVÁTH, 2003). A területhasználatot tekintve mezőgazdasági területek közelében, parkokban határérték közeli mennyiségben voltak kimutathatók.

4.2.6 Az alkalmazott statisztikai módszerek értékelése

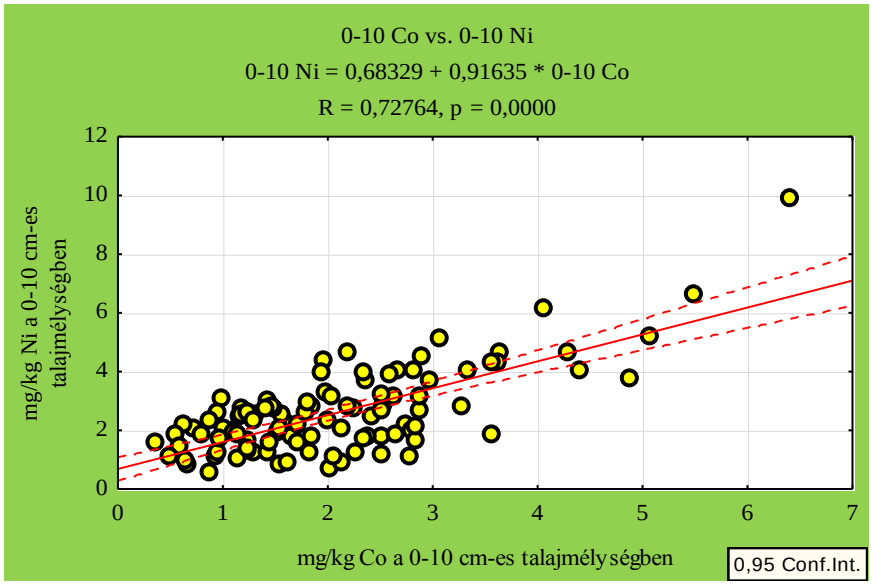
Mint Szombathely esetében, a soproni talajminták eredményeit is először normalitás vizsgálatnak vettem alá, de a logaritmus transzformációval korrigált adatok sem mutattak normális eloszlást. Így a soproni minták esetében is kijelenthető, hogy a rendkívül heterogén városi és városkörnyéki területek eredményei nem mutattak normális eloszlást. Mivel az adatállomány ennyire heterogénnek bizonyult, nem került sor a tervezett PCA vagy ANOVA elemzésekre. Mint Szombathely esetében, a soproni talajokban is megvizsgáltam a szintek közti összefüggéseket, mely során feltételeztem, hogy van lineáris kapcsolat vagy tendencia a rétegek között. A vizsgálatok során 8 kiugró értékeket tartalmazó mintát (3., 4., 7., 67., 68., 86., 87., 104. minta) kizártam az értékelésből, mivel a lineáris regresszió érzékeny a kiugró értékekre (outliers). Megállapítást nyert, hogy erős lineáris összefüggés van egy-egy elemre nézve a felső és alsó rétegek koncentrációi között az egy ponton található mintavételi pontok között, amelyet *67. ábra* Cu mennyisége mutat be.

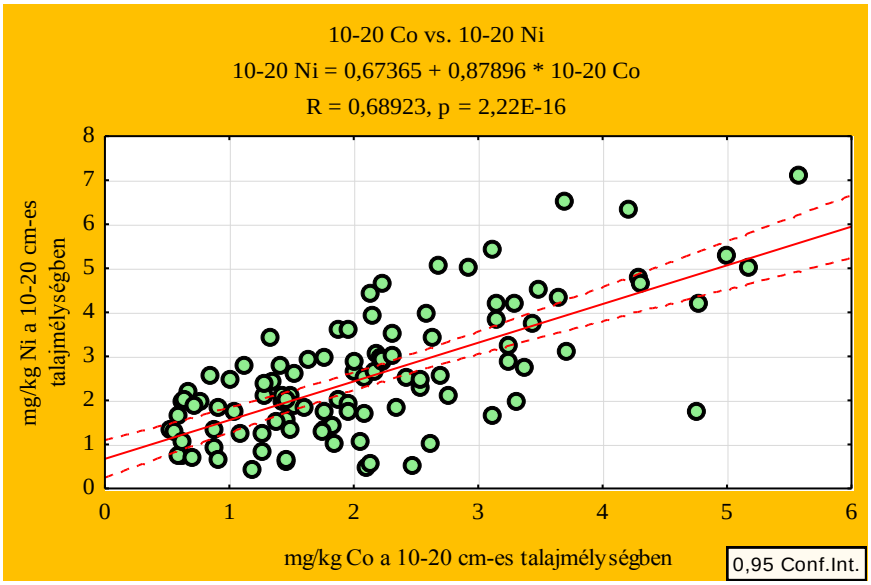
Az értékek alapján megállapítható, hogy jelentős nagyságrendi eltérés itt sincs az egy ponton mért egymáson található talajok között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn elemek koncentrációját tekintve. Itt újfent megjegyezném, hogy egyértelműen nem jelenthető ki minden elem esetében, hogy a talajfelszíni réteg terheltebb az alsó szintnél. A felső rétegben több pont van a szennyezettségi határérték felett, az alsó rétegben mértnél. Megjegyzendő továbbá, hogy bár az alsó rétegben kevesebb esetben volt határérték túllépés, de ha volt, akkor jelentős túllépés történt.



67. ábra. A soproni talajok alsórétegének felvehető Cu-tartalma a felső réteg Cu-tartalmának függvényében

Ennek legfőbb oka az elemek adott ponton mért kémhatásától függő mobilitása, amelyet befolyásol még a mintavételi pont helye és a pontot érő terhelés mértéke. Szoros lineáris kapcsolatot találtam a Co- és a Ni-tartalom között mindkét vizsgált szintben, mivel kőzetalkotóként is gyakran egymás kísérői (*68. ábra*).





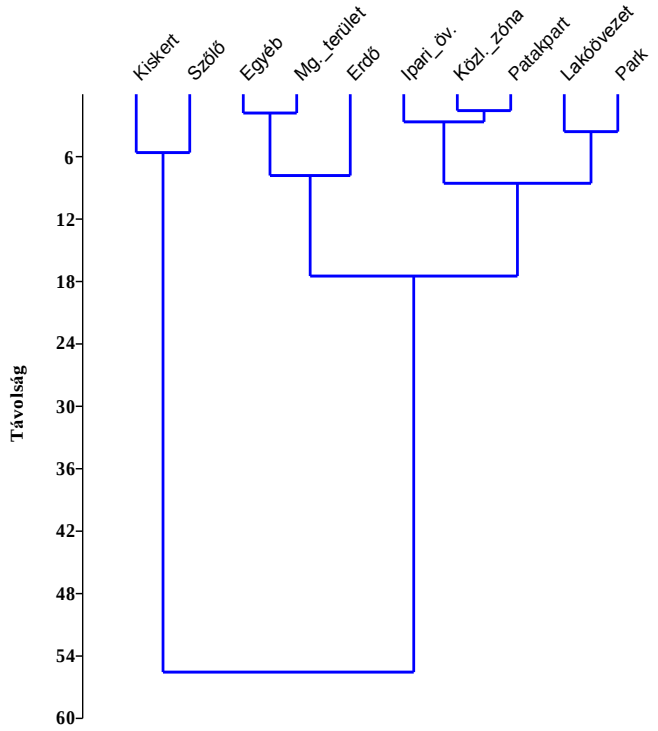
68. ábra. A nikkel és a kobalt kapcsolata a különböző vizsgált rétegekben

A további lineáris kapcsolatokat *18. táblázat*ban foglaltam össze. A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Zn értékei (R = 0,65) között mutatkozott p <0,05 szignifikancia szinten. Megállapítható, hogy jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában. Megjegyezem, hogy a soproni minták esetében sem lehet egyértelműen kijelenteni minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb.

18. táblázat. Korrelációs összefüggések p <0,05 szignifikancia szinten, n=96

		0-10 cm								10-20 cm							
		pH_{H_2O}	$CaCO_3$	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	pH_{H_2O}	$CaCO_3$	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
0-10 cm	pH_{H_2O}		0,59							0,92	0,56						
	$CaCO_3$	0,59								0,58	0,92						
	Cd											0,80					
	Co						0,73						0,81		0,57		
	Cu													0,89			
	Ni				0,73								0,64		0,85		
	Pb								0,70							0,70	0,66
	Zn							0,70									0,65
10-20 cm	pH_{H_2O}	0,92	0,58								0,60	0,52					
	$CaCO_3$	0,56	0,92							0,60							
	Cd			0,80						0,52							
	Co				0,81		0,64								0,69		
	Cu					0,89											
	Ni				0,57		0,85						0,69				
	Pb							0,70									0,64
	Zn							0,66	0,65							0,64	

A legszorosabb lineáris korreláció a Cu és Pb (R = 0,70) között a 0-10 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult (R = 0,64), de még mindig erősebb kapcsolat volt e két elem között, mint Szombathelyen. Ezek az eredmények megerősítik az EDTA/DTPA-olható tápelem eredményeket (HORVÁTH et al., 2013b). A 0-10 cm-ről származó mintákon is klaszteranalízist végeztem a területhasználati kategóriákra nézve a kapcsolatok feltérképezésére. Ez esetben a medián, vagyis a Ward módszert választottam, mivel a túl sok kiugró érték miatt átlag helyett inkább a medián értékekre támaszkodtam a kiértékelés során. Alapvetően 3 nagyobb klaszterre bonthatók a területhasználati kategóriák. A szőlő és a kiskert kategóriák egyértelműen elkülönülnek. Kisebb klasztercsoportot alkot a többi referenciaterület, melyek közül az erdő sajátos talajtulajdonságai miatt ugyanúgy elkülönül, mint Szombathelyen. A belvárosban található területhasználati kategóriáknál a patakpart és a közlekedési zóna között szorosabb a kapcsolat, mint az ipari övezet és e két elemcsoport közt. A soproni Rák-patak végig nyomvonalas létesítmények mellett halad és csak a város DK-i részén halad át az ipari övezeten, ezért indokoltan hasonló tulajdonságokat mutathatnak. A parkok általában lakóövezetek között helyezkednek el, ugyanakkor kapcsolatban van a közlekedési zónákkal, patakparttal és az előbbiek túlhasználatából eredő szennyeződéseket képes megkötni, így velük is kapcsolatot mutat (69. ábra).



69. ábra. A soproni területhasználati kategóriák dendrogramja - 0-10 cm (hierarchikus klaszteranalízis, Ward módszer, Euklideszi távolság)

4.2.7 A soproni eredmények összefoglalása

Tapasztalataim alapján elmondható, hogy a város egyedi karaktere eltűnőben van, mely a peremterületek átminősülésével és többek között a növekvő felszínbeépítettséggel járul hozzá a város peremterületein található talajok tulajdonságainak átalakulásához. Összefoglalásképpen a *19. táblázat* bemutatja az elvégzett tápanyag- és tápelemvizsgálatok eredményeit.

19. táblázat. Összefoglaló táblázat az elvégzett tápanyag- és tápelemvizsgálatok eredményeiről

		pH_{H_2O}	**pH_{KCl}**	**$CaCO_3$**	**KA**	**A%**	**I%**	**FH%**	**DH%**	**H%**
Mélység	**Statisztikai mutató**	-	-	**%**	-	**%**				
0-10 cm	Átlag	7,0	6,4	11	53	21	21	40	19	6,53
	Minimum	4,0	3,1	0	30	3	6	10	1	1,55
	Maximum	8,2	7,6	69	84	45	38	69	69	25,98
	Szórás	1,2	1,4	11	11	8	7	9	12	3,95
10-20 cm	Átlag	7,1	6,3	10	47	22	21	39	19	4,41
	Minimum	4,0	3,2	0	27	7	4	22	2	0,09
	Maximum	8,4	7,6	72	68	45	40	66	48	13,42
	Szórás	1,3	1,5	11	9	8	7	9	11	2,21
		N%	**ALP**	**ALK**	**KCl-os Ca**	**KCl-os Mg**	**EDTA/ DTPA Fe**	**EDTA/ DTPA Mn**	**EDTA/ DTPA Cu**	**EDTA/ DTPA Zn**
Mélység	**Statisztikai mutató**	**%**	**mg P_2O_5 /100g talaj**	**mg K_2O /100g talaj**	**g/kg**		**mg/kg**			
0-10 cm	Átlag	0,3	43,8	23,2	2,3	0,2	152,3	79,5	6,3	6,3
	Minimum	0,1	3,7	5,7	0,2	0,0	4,3	5,4	0,7	1,4
	Maximum	0,8	120,6	87,2	6,5	0,8	1526,5	923,1	78,3	23,2
	Szórás	0,1	31,5	13,6	1,6	0,1	284,2	147,2	11,8	5,0
10-20 cm	Átlag	0,25	37,38	16,46	2,19	0,21	129,17	52,35	6,38	5,01
	Minimum	0,08	1,76	2,19	0,05	0,02	3,15	3,26	0,42	0,61
	Maximum	0,59	115,80	94,80	6,20	0,80	1497,47	613,62	75,30	75,74
	Szórás	0,11	30,55	13,24	1,64	0,14	242,29	96,07	12,72	8,04

- A pH adatok felvitele alapján az alapkőzet savanyúsága jól elkülöníthető mindkét szintben a város délnyugati részén fekvő erdős területeken, és megfigyelhető az ember átalakító tevékenységének köszönhetően a város területének – egyelőre csak kismértékű – ellúgosodása a környező területekhez képest.
- A minták mintegy negyedében nem találtam szénsavas meszet, ezek a minták javarészt a várost övező hegyvidék tájegységéből származnak. A város belterületén a minták többségében volt szénsavas mész, ez elsősorban az építési törmelékek lerakására vezethető vissza.
- A vizsgált talajok felső rétege humuszban gazdag a növekvő területhasználat és peremterületi táj szerkezet átalakításának ellenére. A legmagasabb humusz és összes nitrogénértéket a TV torony melletti erdő talajában mutattam ki, az alsóbb szintben kevesebb a szerves anyag mennyisége.
- Szintén a Soproni-hegyvidéki referencia pontokon mértem a legalacsonyabb AL-oldható káliumértékeket is. Az AL-oldható foszfor és KCl-oldható kalcium, illetve magnézium esetében kiugró értékekkel a közlekedési zónákban vagy mezőgazdasági terület közelében találkoztam.
- Magasabb vasértékeket főleg savanyú kémhatású erdős területről származó mintáknál találtam, mangánértékek általában követik a vasértékek tendenciáit. A legmagasabb cinkértékek mindkét szintben, a belvárosi forgalmat bonyolító utak, illetve a buszpályaudvar közelében mutathatók ki. A rézvizsgálatok szerint egyenletesen magas értékeket mértem a Virágvölgy kistelkes övezetében több mintavételi ponton.
- Erős lineáris összefüggés van egy-egy elemre nézve a felső és alsó rétegek koncentrációi között az egy ponton található mintavételi pontok között. Jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában. A soproni minták esetében sem lehet egyértelműen kijelenteni minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb.
- A területhasználati kategóriák nehézfémre vonatkoztatott értékei alapján nem lehet egyértelmű tendenciát megállapítani (*20. táblázat*) és a kiértékelés során két nagyobb terhelést találtam. A legnagyobb egy elem okozta terhelést a kiskertekben és szőlőkben mértem, ennek oka a külterületeken az alkalmazott réztartalmú vegyszerek terhelése, valamint a kijutatott vegyszer mennyisége is meghatározó.
- Az összes elemre nézve legmagasabb összterhelést a belvárosi parkok talajában fedeztem fel mindkét szintben. A levegőből származó szennyeződések megkötődnek a

város zöldfelületein, illetve bemosódhatnak a parkok talajában, mivel ott van szabad beszivárgásra alkalmas felület a betonozott létesítmények között.

- A soproni talajminták eredményei sem mutattak normális eloszlást.
- Szoros lineáris kapcsolat a Co- és a Ni-tartalom között mindkét vizsgált szintben.
- A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Zn értékei (R = 0,65) között mutatkozott p <0,05 szignifikancia szinten.
- A legszorosabb lineáris korreláció a Cu és Pb (R = 0,70) között a 0-10 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult (R = 0,64).

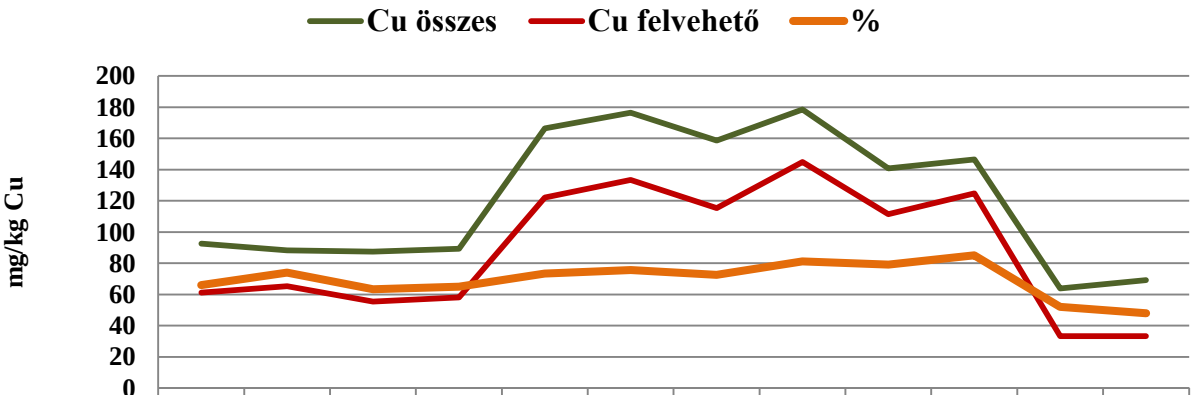
20. táblázat: Összefoglaló táblázat a területhasználati kategóriánk átlag és szórás eredményeiről

Terület használat	Mélység (cm)	n	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
		db	mg/kg					
Erdő	0-10	28	0,12 ± 0,06	2,2 ± 1,09	4,22 ± 5,66	2,07 ± 1,70	12,31 ± 6,18	11,17 ± 11,77
	10-20	28	0,09 ± 0,06	1,97 ± 0,79	2,71 ± 1,57	1,58 ± 1,07	8,95 ± 4,37	5,99 ± 4,24
Kiskert	0-10	7	0,16 ± 0,04	2,47 ± 1,05	52,75 ± 51,02	2,94 ± 1,37	9,55 ± 3,96	10,38 ± 11,77
	10-20	7	0,16 ± 0,03	2,56 ± 0,9	59,62 ± 60,05	3,21 ± 1,12	10,62 ± 4,60	9,78 ± 4,91
Szőlő	0-10	4	0,14 ± 0,09	2,82 ± 1,39	45,31 ± 45,56	2,47 ± 1,25	9,53 ± 3,32	13,07 ± 5,83
	10-20	4	0,16 ± 0,07	2,87 ± 1,42	41,31 ± 57,32	2,62 ± 1,18	10,53 ± 4,04	11,12 ± 7,02
Mg-i terület	0-10	7	0,18 ± 0,03	3,08 ± 1,29	8,89 ± 3,04	4,34 ± 1,61	10,92 ± 2,78	15,19 ± 14,63
	10-20	7	0,18 ± 0,03	3,17 ± 1,18	9,81 ± 3,42	4,56 ± 1,60	11,69 ± 3,34	12,50 ± 9,12
Lakóövezet	0-10	17	0,18 ± 0,07	2,02 ± 1,34	10,11 ± 5,79	2,66 ± 1,30	16,32 ± 12,80	15,91 ± 10,41
	10-20	17	0,17 ± 0,08	2,39 ± 1,47	10,01 ± 7,42	2,78 ± 1,62	13,44 ± 10,66	11,17 ± 8,06
Közlekedési zóna	0-10	13	0,23 ± 0,17	1,82 ± 0,71	8,60 ± 4,64	2,63 ± 0,82	13,44 ± 10,61	15,56 ± 16,73
	10-20	13	0,21 ± 0,16	1,83 ± 0,93	8,86 ± 5,67	2,57 ± 1,06	14,36 ± 14,61	13,38 ± 16,72
Ipari övezet	0-10	5	0,17 ± 0,04	1,61 ± 1,16	5,49 ± 1,41	2,37 ± 1,28	10,41 ± 4,06	12,10 ± 5,02
	10-20	5	0,14 ± 0,07	1,51 ± 1,58	4,79 ± 2,47	2,14 ± 1,58	9,37 ± 4,84	8,47 ± 5,98
Patakpart, vízfelület közelében	0-10 cm	10	0,17 ± 0,06	1,55 ± 0,58	8,97 ± 4,61	2,74 ± 0,83	11,30 ± 6,14	15,14 ± 9,45
	10-20 cm	10	0,19 ± 0,06	1,57 ± 0,62	10,81 ± 6,76	2,78 ± 0,71	13,19 ± 8,28	14,95 ± 15,88
Park	0-10 cm	6	0,18 ± 0,04	2,28 ± 1,27	9,77 ± 2,36	3,09 ± 1,24	19,54 ± 11,30	19,80 ± 7,46
	10-20 cm	6	0,18 ± 0,03	2,44 ± 1,60	9,85 ± 4,92	3,18 ± 1,36	26,99 ± 20,81	15,81 ± 9,71
Egyéb	0-10 cm	7	0,13 ± 0,03	1,10 ± 0,50	5,88 ± 0,70	1,68 ± 0,71	4,96 ± 1,48	5,02 ± 1,26
	10-20 cm	7	0,14 ± 0,02	1,52 ± 0,74	8,39 ± 0,79	2,29 ± 1,38	6,91 ± 3,60	4,90 ± 0,86
Javasolt felvehető elemhányadra vonatkoztatott természetes háttérkoncentráció (mg/kg)			0.5	5	10	10	10	5
Javasolt felvehető elemhányadra vonatkoztatott szennyezettségi határérték (mg/kg)			1	10	40	20	25	20

4.2.8 A soproni kiegészítő vizsgálatok

4.2.8.1 A soproni kiskertes és szőlősterületekről származó talajminták kiegészítő vizsgálata

Mivel Sopronban a kiemelten fontos elemeket (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) tekintve kiugróan magas rézterhelést mértem a szőlős és kiskertes területek talajának mindkét szintjében, ezért felmerült a kérdés, hogy az összes elemtartalomnak vajon hány százaléka lehet a növények által felvehető. Ezt a vizsgálatot elsősorban csak rézre tartottam fontosnak elvégezni. Egyrészt, mert ez az elem mutatott több minta esetében is a javasolt intézkedési határértékek feletti eredményt, másrészt pedig az ehhez az elemhez kapcsolódó antropogén tevékenység – mind a rézszulfát oldat kijuttatása, mind a termesztett növény felhasználása – egyértelműen egészségügyi kockázatot hordoz. Ezért kiegészítő vizsgálatként megmértem a minták összes elemtartalmát a felvehető és összes elemtartalom arányának meghatározásához. A réztartalomnál említett 5 szennyezettségi határérték feletti mintapontot vizsgáltam meg, illetve 1 határértékhez közeli szőlőpont talajmintáit. A *70. ábra* egyértelműen mutatja, hogy a kiugróan magas felvehető toxikus elem értékekhez, szennyezettségi határértéket túllépő összes elem értékek tartoznak, melyek egymáshoz viszonyított aránya nagyon magas.



	0-10 kiskert 1	10-20 kiskert 1	0-10 kiskert 2	10-20 kiskert 2	0-10 kiskert 3	10-20 kiskert 3	0-10 kiskert 4	10-20 kiskert 4	0-10 szőlő 1	10-20 szőlő 1	0-10 szőlő 2	10-20 szőlő 2
Cu összes	92,61	88,31	87,54	89,34	166,40	176,52	158,72	178,62	140,86	146,47	63,94	69,19
Cu felvehető	61,15	65,36	55,46	58,08	122,10	133,40	115,30	144,90	111,50	124,70	33,35	33,22
%	66,03	74,01	63,35	65,01	73,38	75,57	72,64	81,12	79,15	85,14	52,16	48,01

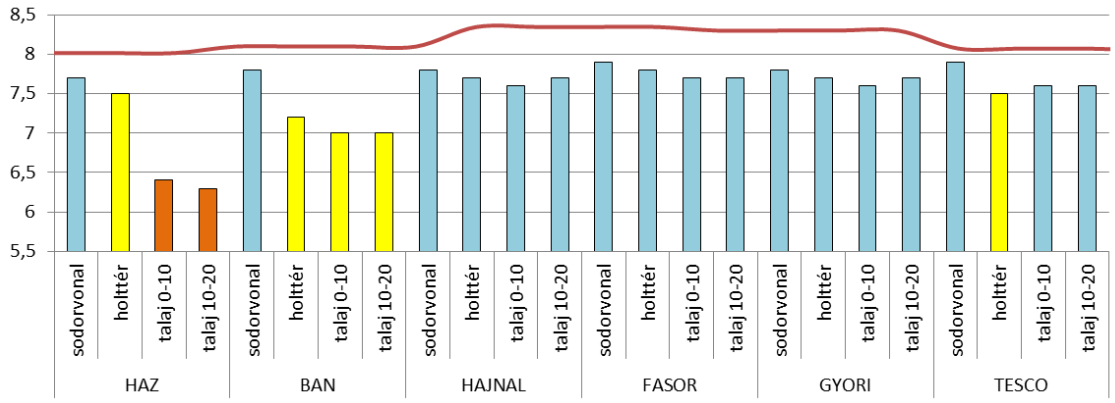
70. ábra. Kiemelkedően magas kiskert és szőlőpontminták összes és felvehető elemtartalmának aránya

A kevésbé szennyezett szőlőpont összes réztartalmának ~50%-a felvehető. Viszont az extrém magas pontoknál már az összes rézkészlet ~74-85%-a elérhető a növények számára, mely már jelentős károsodást okozhat.

A TIM adatbázis Sopron környékére eső pontjai közül egy kiemelkedik a <25 mg/kg Cu értékek közül 50-75 mg/kg Cu közötti értékével, mely mintavételi pont a Lővér Kemping és a városi hulladéklerakó melletti szőlőkertes övezet területen található és megerősíti vizsgálataink eredményeit.

4.2.8.2 A soproni Rák-patak üledék vizsgálatának eredményei

A begyűjtött 12 üledékminta, 12 talajminta és 6 vízminta (piros vonal) pH értékeit a *71. ábra* mutatja be, melyen szépen elkülönült a természetes (HAZ, BAN), az átmeneti/természetközeli (HAJNAL), mely már inkább az épített környezethez tartozik és a mesterséges (FASOR, GYORI, TESCO) környezet.



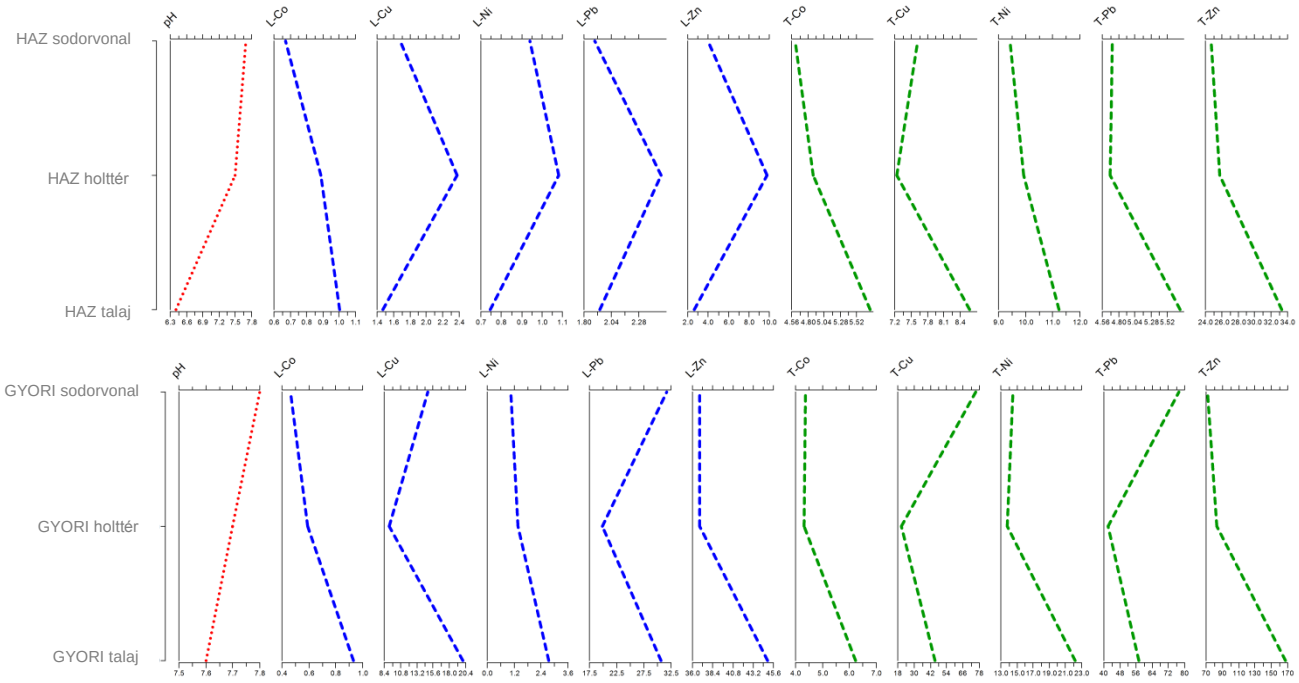
71. ábra. A begyűjtött minták kémhatása

Szignifikáns eltérést találtunk a természetes és a mesterséges vízgyűjtőterületek között. A Co és Ni-tartalom újfent egyenletes eloszlást mutatott a mintákban, mivel jelenlétük a természetes alapkőzet mállásából eredeztethető (ÓDOR & HORVÁTH, 2003; BARNA, 2008). A Co és Ni értékek a természetes határérték alatt voltak minden mintában ($Co_{összes}$ <15 mg/kg, $Co_{felvehető}$ < 5 mg/kg; $Ni_{összes}$ < 25 mg/kg, $Ni_{felvehető}$ <10 mg/kg).

A réztartalom alacsony volt kivéve a GYORI pontmintákban, ahol a $Cu_{összes}$75> mg/kg a sodorvonal üledék mintájában, tehát meghaladta a szennyezettségi határértéket.

A természetes pontokon alacsony volt az ólomtartalom, de a város területén jelentkező antropogén hatások és a közlekedés miatt a FASOR és GYORI pontokon magas eredményeket mutattunk ki. $Pb_{összes}$ nem érte el a szennyezettségi határértéket (<100 mg/kg), de $Pb_{felvehető}$ túllépte a javasolt a szennyezettségi határértéket (>25 mg/kg) a sodorvonal

üledékében és partminta talajában a *GYORI* mérőponton. $Zn_{összes}$ esetében B <200 mg/kg a patak felső szakaszán, de az épített környezet pontjai (FASOR, GYORI és TESCO) jelentős eltérést mutattak. Szintén az utóbbi pontokon a $Zn_{felvehető}$ meghaladta a javasolt intézkedési határértéket (>40 mg/kg) is és szennyezettségi határértéket (>20 mg/kg) a hordalékokban és a talajmintákban is. Tehát az eredmények alapján elmondhatjuk, hogy a városi hatások megmutatkoztak az értékekben és jelentősen elkülönül a természetes és az épített környezet (*72. ábra*). Hipotézisünk alátámasztására EF (feldúsulás faktor) indexet határoztunk meg.



72. ábra. A HAZ (felső) és a GYORI (alsó) keresztszelvény pH és nehézfém eredményei C2 programmal ábrázolva

Az egyes fémek feldúsulását (EF) csak a hordalékokban vizsgáltuk meg, melyek normalizálásához az általunk mért és a TAYLOR (1964) által közölt Al adatokat használtuk fel a számításhoz. A feldúsulási rangsor a következő képpen alakult:

$$Pb > Zn > Cu > Ni = Co$$

A GYORI mérőponton mutatkozott a legerőteljesebb, vagyis a közepesen súlyos feldúsulás ólom esetében, de a FASOR és TESCO ponton is előfordult közepes feldúsulás. Közepes feldúsulást mutattak a TESCO pontról származó üledékek cinkre és illetve szintén a GYORI pont rézre. A Co, Cu és Ni nem mutatott feldúsulást eredményeink alapján (*21. táblázat*).

21. táblázat: A toxikus elemek EF értékei a Rák-patak mentén vizsgált üledékekben

		Co	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**
HAZ	holttér	0,3	0,2	0,2	0,6	0,6
	sodorvonal	0,3	0,3	0,2	0,7	0,7
BAN	holttér	0,4	0,3	0,3	1,5	0,9
	sodorvonal	0,4	0,4	0,3	1,1	1,0
HAJNAL	holttér	0,4	0,4	0,3	1,2	1,2
	sodorvonal	0,4	0,4	0,3	1,3	1,1
FASOR	holttér	0,4	1,1	0,4	7,8	2,5
	sodorvonal	0,4	0,8	0,4	6,5	2,2
GYORI	holttér	0,4	0,8	0,4	7,3	2,6
	sodorvonal	0,4	3,2	0,5	14,5	2,4
TESCO	holttér	0,4	0,9	0,3	4,1	4,2
	sodorvonal	0,4	0,8	0,4	3,0	3,4

Az EF értékek alapján a városi vízfolyás mentén egyértelműen kimutatható az emberi tevékenység környezetre gyakorolt káros hatása.

10.13147/NYME.2016.018

5. ÖSSZEHASONLÍTÁS

A *22. táblázatban*, mind a Sopronban és mind a Szombathelyen mért nehézfémtartalmakat foglaltam össze, melyek eredményeit már több tudományos publikációban is leközöltem (HORVÁTH et al., 2015a, HORVÁTH et al., 2015b). Co, Ni és Zn tekintetében Szombathelyen magasabbak az értékek, de a toxikusabb elemek (Cd, Cu és Pb) Sopronban kiemelkedőbbek, ám maximumokban ez éppen fordítva van például az ólom esetében.

22. táblázat: A javasolt határértékek és az egyes elemek általunk mért értékeinek összehasonlítása

Mélység	Statisztikai mutató	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
cm		mg/kg					
Sopron (n = 104)							
0-10	Átlag	0,16	2,06	11,84	2,57	12,45	13,30
	Min.	0,04	0,36	1,15	0,55	2,76	2,68
	Max.	0,67	6,42	122,1	9,87	55,87	60,65
	Szórás	0,08	1,12	20,37	1,41	8,44	11,11
10-20	Átlag	0,15	2,11	12,14	2,53	12,05	10,16
	Min.	0,02	0,54	1,09	0,41	2,54	1,64
	Max.	0,61	5,59	144,90	7,10	58,67	57,86
	Szórás	0,09	1,13	23,35	1,43	9,88	9,81
Szombathely (n = 88)							
0-10	Átlag	0,14	2,11	7,74	3,84	11,19	16,41
	Min.	0,02	0,71	2,08	1,05	1,60	2,45
	Max.	0,62	6,05	35,87	14,20	144,00	100,70
	Szórás	0,10	0,82	5,98	2,32	16,86	16,58
10-20	Átlag	0,12	2,16	7,43	3,87	12,20	13,20
	Min.	0,02	0,56	1,71	0,96	1,67	1,20
	Max.	0,60	7,10	30,38	14,71	264,90	101,80
	Szórás	0,09	1,01	4,90	2,32	28,87	14,80
Javasolt határértékek felvehető elemhányadra							
„A” mg/kg		0.5*	5	10	10	10	5
„B” mg/kg		1*	10	40	20	25	20
„C” mg/kg		-	20	90	60	70	40

Megjegyzés: * a Cd esetében a Kármentesítési kézikönyv 2. (KÁDÁR, 1998) nem határozott meg határértéket, ezért a kiértékelésnél a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM és a 10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendeletet vettem figyelembe. „A” a természetes háttérkoncentráció; „B” a szennyezettségi határérték és „C” az első intézkedési határérték a KÁDÁR, 1998 által javasolt

Az általam vizsgált két városban mért eredményeket összehasonlítottam FARSANG és PUSKÁS (2009) Szegeden mért felvehető nehézfémtartalom eredményeivel (*23. táblázat*). Szeged egyértelműen terheltebbnek tűnik a Cd, Co, Cu, Ni, Pb esetében az átlagértékek és a

maximum-értékek szerint is, de a Zn értékek esetében Szombathely erősen megközelíti a szegedi eredményeket.

23. táblázat: A javasolt határértékek és Szeged zöldterületi talajainak felvehető nehézfémtartalma (FARSANG & PUSKÁS, 2009)

Mélység	Statisztikai mutató	Cd	Co	Cu	Ni	Pb	Zn
cm		mg/kg					
Szeged (n = 44)							
Szeged zöldterületi talajainak felvehető nehézfémtartalma (0-10)	Átlag	0,21	3,91	38,02	5,47	24,79	14,49
	Min.	<0,01	1,19	13,03	2,77	6,55	1,59
	Max.	2,69	5,29	166,42	8,79	193,90	111,90
Javasolt határértékek felvehető elemhányadra							
„B" mg/kg		-	10	40	20	25	20

A más magyar városokban végzett kutatásokhoz hasonlóan Sopronban és Szombathelyen is találtam szennyezettségi határértéket meghaladó értékeket a közlekedési zónákban (KOVÁCS & NYÁRI, 1984), valamint a zöldterületeken (SZOLNOKI et al., 2013), de a szerzők által leírtnál kisebb mértékben a feltárás különbözősége miatt. Az említett szerzők összefüggést mutattak ki az úttól való távolság és ólom mennyisége között, de jelen esetben ez a lehetőség nem állt fenn a véletlenszerű mintavételi módszer sérülékenysége miatt. SÁNDOR és SZABÓ (2014) a 0-20 cm-ben átlagos 30-40 mg/kg Pb értékeihez hasonló, de nyilvánvalóan a Lakanen-Erviö módszer használata miatt alacsonyabb eredményeket kaptam. Mint említésre került, hogy magas Pb-értéket mértem egy fákkal gyéren övezett zöldterület, játszótér (Ókai út) talajában, mely a forgalmas soproni Híd utcában található. Debreceni játszóterekről, kiskertekből és útmenti legelőkről származó talajmintákat SZEGEDI (1999a) is vizsgált, elsősorban közlekedési eredetű nehézfémtartalom mennyiségi összefüggéseinek okait kutatva. A szerző szintén kiugró ólomtartalmakat mért külvárosi utak melletti talajokban (SZEGEDI, 1999a).

Mindkét város talajainak nehézfémértékei alapján jelentős eltérés nincs az egy ponton mért egymás feletti rétegek között. A felső rétegben több pont mutatott szennyezettségi határértéket meghaladó értékeket. Az alsó réteg eredményei ugyan kevesebb mintavételi pont esetében magasabbak, de bizonyos helyen kiugró nehézfém értékek voltak jellemzőek. Sopronban az összes elemre nézve a legmagasabb összterhelést a belvárosi parkok talajában mértem mindkét talajszintben, míg Szombathelyen a Gyöngyös patak parti mintáinak összterhelése emelkedett ki.

A részletekben menően megállapítható, hogy a felvehető elemhányadra vonatkozó javasolt természetes háttérkoncentrációt egyik városban sem haladta meg a Cd-, Co- és Ni-tartalom, annak ellenére, hogy a városok geokémiai elhelyezkedése alapján az ellenkezőjét feltételeztem. A felvehető Cu-tartalom több esetben magasabb, mint a természetes háttérkoncentráció, de míg Szombathelyen a szennyezettségi határértéket (40 mg/kg Cu) nem érte el, addig Sopron bortermesztő kiskertes és szőlős területein extrém magas értékeket mértem (olykor C2: >140 mg/kg határérték felett). Ez utóbbi réztartalmak közel 75%-a elérhető a növények számára, melyet az összes elemtartalomra végzett vizsgálatok erősítettek meg. A forgalmas – elsősorban belvárosi – utak mellől gyűjtött talajok (pl.: a szombathelyi Zanati út) a korábbi folyamatos terhelés miatt ólommal szennyezettek. Az ólom magas koncentrációjú jelenlétét nemcsak a talajmintákban, hanem a soproni Rák-patak városi szakaszain gyűjtött üledék mintákban is ki tudtam mutatni. Közepesen súlyos Pb-feldúsulást mértünk a Győri úti közlekedési csomóponthoz közeli üledékekben, mely azért is bizonyítja, hogy helyi szennyezés történik, mert a patak GYORI mintavételi pont előtti szakasza 1,6 km-en keresztül a föld alatt fut. CHEN az iparosodott lakott terület közeli vízfolyás üledékében magas Hg és Cd szennyezést talált (CHEN et al., 2007), melyet a mi általunk mért teljes elemkészletre vonatkozó eredményeink nem támasztottak alá, feltételezhetően az eltérő területhasználat miatt. Cinktartalomra nézve már mindkét város mintái között találtam intézkedési határértékeket meghaladót. Szombathelyen a 80 mg/kg Zn-ot is meghaladó eredmény a Gyöngyös patak parti mintáiban mutatkozott, míg Sopronban közlekedési zónákban – pl.: buszpályaudvaron – mértem kiugró értékeket.

Tehát összehasonlításul – más geológiai és talajképződési folyamatok között, de nagyjából azonos antropogén hatások során – a Sopronban mért terhelés emelkedett ki, elsősorban a már sokszor említett Cu-tartalmú vegyszerek használata miatt.

10.13147/NYME.2016.018

6. KÖVETKEZTETÉSEK

Véleményem szerint a jövőben egyre nagyobb problémát jelenthet a növekvő talajszennyezettség a külvárosi és a peremterületek savanyú erdő területein, mivel egyre jelentősebbé válik az áthaladó forgalom. A közlekedésből származó toxikus elemek mozgékonnyá válnak savas közegben és a mélyebb rétegekbe jutva a vízbázisokat is elszennyezhetik, a jövőben pedig akár kibocsátó forrásokká is válhatnak.

A talajminták eredményei mellett kimutatott Pb-feldúsulás a soproni Rák-patak üledékében a városon kívüli természetes szakaszon nem jelentkezett, a FASOR ponton már kimutatható volt, a GYORI ponton tetőzött, majd a városból kifelé haladva mérséklődött. A közlekedésből származó szennyezés a Soproni erdős területeken – erdei kertekben, Löverekben – jelenthet veszélyforrást, ahol az EF értékek szerint nincs kimutatható Pb-feldúsulás, annak ellenére sem, hogy a patak az út közvetlen közelében halad. A jövőben számíthatunk a forgalomsűrűség növekedésére elsősorban a peremterületek beépítése miatt. Az antropogén talajok nehézfémterhelése veszélyeztetheti egészségünket. A dolgozatban felsorolt toxikus elemek a közlekedésből, ipari tevékenységből, bányászatból az ilyen tevékenységek okozta légköri ülepedés miatt kerülnek a talajba és alacsony kémhatású talajokból a talajoldaton keresztül a növényekbe, állatokba, vízbázisba, majd a szervezetünkbe. A vizsgálatok során a lényeges válaszokat a komplexitásban kell keresni. Tapasztalataim szerint nem elég csak egy tényezőt vizsgálni, mert minden tényezőt érintő következménynek egy másik tényező az okozója, mivel egy globális természeti körforgásban élünk és körfolyamat visszahat az eredeti okra, de már más minőségben vagy mennyiségben. Ezért tartottam fontosnak bemutatni a 4.2.7. pontban tárgyalt kiegészítő vizsgálatok eredményeit is és felhívni a figyelmet, hogy folyamatos szennyezés történik és a 25 évvel ezelőtti szennyezések még napjainkban is jelen vannak a talajban a korlátozások ellenére. Bár a szennyezés nemzetközi mértékben a legtöbb fémet tekintve mérsékelt, de a kisvárosokban jelentős a kerti hasznosítás, ezért a talajok nehézfém szennyezettségének csökkentésére jobban oda kell figyelni. Összefoglalva úgy vélem, hogy a jövőben zöldfelületi – pl.: patakparti, parki, kerti – minták további részletes vizsgálatára kell hangsúlyt fektetni. Mindezek mellett városi növények és szombathelyi üledék minták elemzése is javasolt lenne, mivel a patak mentén parkok, sétányok és pihenőövezetek vannak, tehát a talajszennyezés hatással lehet az emberi egészségre. A levegőből származó szennyeződések megkötődnek a város zöldfelületein, és bemosódhatnak a parkosított patakpartok talajába.

10.13147/NYME.2016.018

7. ÖSSZEGZÉS

A városok elhelyezkedését és kialakulását alapvetően befolyásolták a területi adottságok és a környezeti tényezők. Nemcsak a környezet hat a városra, hanem a város is hatással van a környezetére, közöttük folyamatos az anyag-, energia- és információáramlás.

Kutatásom keretében arra kerestem a választ, hogy az antropogén tevékenységek milyen hatást gyakorolnak a város és környékének talajaira, ez a hatás kapcsolatban van-e a város területére jellemző területhasználatokkal, illetve milyen összefüggések, tendenciák állapíthatók meg.

Sopron és Szombathely város területén és környékén összesen 192 ponton gyűjtöttem talajmintákat 0-10 cm és 10-20 cm-es mélységben. A kémiai és fizikai talajtulajdonságok, valamint a tápanyag/elem vizsgálatok laboratóriumi meghatározása után, a felvehető toxikus elemek mennyiségének méréséhez (ICP-OES) Lakanen-Erviö-féle kivonatot (LAKANEN & ERVIÖ, 1971) készítettem. Ezen kívül néhány kiemelt minta, valamint üledék összes elemtartalmát (MSZ 21470-50-2006) is elemeztem. A terepi és a laboratóriumi mérési eredményeket térinformatikai módszerekkel dolgoztam fel (DigiTerra Map), majd következtetéseket vontam le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és a készített tematikus térképek alapján. A mérések során hat elemet (Co, Cd, Ni, Cu, Zn, Pb) emeltem ki, melyek előfordulása, mennyisége kiemelkedő fontosságú a városi, illetve városkörnyéki talajokban. A talajminták eredményeinek kiértékelését a Magyarországon hatályos rendeletek határértékei és KÁDÁR (1998) által javasolt határértékek alapján végeztem. A mérési eredményeket digitálisan rögzítettem, majd térinformatikai módszerekkel dolgoztam fel DIGITERRA MAP segítségével. Továbbá következtetéseket vontam le a helyszíni adatok, a laboratóriumi értékek és az elkészített tematikus térképek alapján. Eredményeim kiértékeléséhez több szakirodalmi értékelést és összehasonlítást végeztem BELLÉR (1997), SZABOLCS (1966), FILEP (1999) és FÜLEKY (1999) munkái alapján, valamint az eredmények kategorizálásához a Magyar Talajinformációs és Monitoring Rendszer egyes elemekre alkalmazott kategóriáit.

A statisztikai adatok kiértékelését Microsoft Office Excel 2003, STATISTICA 11 program illetve R Studio csomag segítségével készítettem el, illetve a toxikus elemek eloszlásához a C2 programot használtam. A 6 általam legfontosabbnak ítélt toxikus nehézfém közötti kapcsolat feltárására mindkét vizsgált rétegben először normalitás vizsgálatot, majd korrelációszámítást – miután a vizsgálatot befolyásoló kiugró elemeket kizártam az

elemzésből – végeztem. A klaszter diagramokat PAST version 2.17c program segítségével hoztam létre.

A két település talajainak lúgos kémhatása a növények által felvehető toxikus elemek megkötésének szempontjából kedvező, melyek ebben a közegben nem válnak mozgékonnyá, illetve felvehetővé a talajoldatból. Ugyanakkor ez a tulajdonság azonban kedvezőtlen is, mert ezen elemek a humuszanyagokhoz és az agyagásványokhoz kötődve akkumulálódhatnak. A területi bemutatások során mindkét városban szó esett felhagyott ipari létesítményekről, városi barnamezőkről, melyeket potenciális szennyezőforrásnak véltem, de a talajvizsgálatok során kiderült, hogy ezeknél sokkal károsítóbb veszélyforrás az emberi szervezetre nézve a közlekedés vagy akár a túlzott peszticidhasználat is.

A szombathelyi eredményeket összefoglalva a város és városkörnyéki talajok kémhatása 5,5 és 8,2 közötti eloszlást mutatott. A minták többségének kémhatása semleges, gyengén lúgos, a külváros és a belváros pontjai közt eltérés mutatkozott. A belvárosban – az öntéstalajok miatt – a semleges és a gyengén lúgos kémhatás jellemző, míg a DNy-i peremterületeken savanyú erdős területek, a K-i részen és a város körül pedig közel semleges kémhatású szántóföldek terülnek el. A 0-10 cm-es feltalajmintákban 6 külvárosi – 2 erdő, 3 mezőgazdasági terület, 1 közlekedési zónából – és 1 belvárosi patakpart szakaszról származó minta mutatott talajsavanyodásra való hajlamot. A pH értékek átlagos különbsége 0,64, így a feltalajok döntő többsége nem hajlamos a nehézfémek mozgékonyságának szempontjából kritikus savanyodásra. A mészmentes öntéstalajok miatt, a begyűjtött talajminták közel fele nem tartalmazott $CaCO_3$-ot. A szénsavas mésztartalom a gyengén lúgos kémhatású belvárosi mintákat jellemezte, mely a belterületi építkezések során felhasznált anyagok jelenlétére utalt. A szénsavas mésztartalom és a talajok kémhatása közötti korrelációs kapcsolat a városban szignifikáns ($p < 0,05$) volt (0-10 cm-es réteg esetében $R = 0,75$, 10-20 cm-es talajmélységben $R = 0,78$ összefüggés). A mintákban dominált az agyag fizikai féleség a referencia és a belterületi pontoknál is, de a belvárosi talajok feltalaja a jelentős igénybevételek miatt tömörödöttebbnek mutatkozott. A kedvező humusztartalom mellett jó tápanyag-ellátottságú talajok (N%, AL-P) voltak a város területén, melyhez alacsony AL-K, egyenletes KCl-Ca, KCl-Mg értékek társultak. A magasabb EDTA/DTPA-oldható vas értékekhez magas oldható cinkkoncentráció társult. Az oldható mangánértékek 63%-a 0 és 100 mg Mn/kg talaj értékkategóriába sorolható mindkét rétegben. Szélsőséges oldható réztartalmi értékek nem voltak jellemzőek, nagyon magas oldható cinkértékeket mértem a Gyöngyös parton több mintavételi ponton is.

A területhasználati kategóriák terheltségét tekintve megoszlásuk átlagértékei és szórása alapján nem lehet egyértelmű tendenciát megállapítani. A kiértékelés során két nagyobb terhelést figyeltem meg. A legnagyobb terhelést közlekedési zónákban mértem, mely a megnövekedett és folyamatos járműforgalomra vezethető vissza. Az összes elemre nézve legmagasabb összterhelést a bel- és külvároson átfutó Gyöngyös patak partjának talajában találtam/mutattam ki mindkét rétegben.

A rendkívül változatos városi területek eredményei nem mutattak normális eloszlást még a logaritmus transzformációs korrekció után sem. A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Cd-értékei ($R = 0,55$) között mutatkozott $p < 0,05$ szignifikancia szinten. Megállapítható, hogy jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában. Egyértelműen nem jelenthető ki minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb. Lineáris az összefüggés mutatkozott a felvehető Cu-, Pb- és Zn-tartalmak között a különböző talajrétegekben. A legszorosabb korreláció a Cu és Cd ($R = 0,76$) között a 10-20 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult ($R = 0,45$). Kimutatható kapcsolat volt a 10-20 cm-es Cu-értékek és felső réteg Zn-értékei között is ($R = 0,76$). A felvehető Pb-tartalom szintén mindkét mélységben korrelált az alsó réteg felvehető Cu-tartalmával (0-10 cm: $R = 0,58$ és 10-20 cm: $R = 0,70$). A klaszteranalízis alapján a hasonló tulajdonságú csoportok kapcsolata egyértelmű az eredmények alapján.

Soproni tapasztalataim alapján elmondható, hogy a város egyedi karaktere eltűnőben van, mely a peremterületek átminősülésével és többek között a növekvő felszínbeépítettséggel járul hozzá a város peremterületein található talajok tulajdonságainak átalakulásához. A pH adatok felvitele alapján az alapkőzet savanyúsága jól elkülöníthető mindkét szintben a város DNy-i részén fekvő erdős területeken, és megfigyelhető az ember átalakító tevékenységének köszönhetően a város területének – egyelőre csak kismértékű – ellúgosodása a környező területekhez képest. A 0-10 cm-es feltalajmintákban 16 külvárosi erdőterületről származó mutatott talajsavanyodásra való hajlamot és még további 6 erdő és 1 szőlő ponton várható elsavanyodás. Az előbb említetett pH értékeken kívül a vizes és kálium-kloridos kémhatás átlagos különbsége 0,52, így a soproni feltalajok döntő többsége nem hajlamos a nehézfémek mozgékonyságának szempontjából kritikus savanyodásra. A minták mintegy negyedében nem találtam szénsavas meszet, ezek a minták javarészt a várost övező hegyvidék tájegységéből származnak. A város belterületén a minták többségében volt szénsavas mész, ez elsősorban az építési törmelékek lerakására vezethető vissza. A vizsgált talajok felső rétege humuszban gazdag a növekvő területhasználat és peremterület átminősülésének ellenére. A legmagasabb

humusz és összes nitrogénértéket a TV torony melletti erdő talajában mutattam ki, az alsóbb szintben kevesebb a szerves anyag mennyisége. Szintén a Soproni-hegyvidéki referencia pontokon mértem a legalacsonyabb AL-oldható káliumértékeket is. Az AL-oldható foszfor és KCl-oldható kalcium, illetve magnézium esetében kiugró értékekkel a közlekedési zónákban vagy mezőgazdasági terület közelében találkoztam. Magasabb vasértékeket főleg savanyú kémhatású erdős területről származó mintáknál találtam, mangánértékek általában követik a vasértékek tendenciáit. A legmagasabb cinkértékek mindkét szintben, a belvárosi forgalmat bonyolító utak, illetve a buszpályaudvar közelében mutathatók ki. A rézvizsgálatok szerint magas értékek jellemzőek a Virágvölgy kistelkes övezetében több mintavételi ponton.

A területhasználati kategóriák nehézfémre vonatkoztatott értékei alapján nem lehet egyértelmű tendenciát megállapítani és a kiértékelés során két nagyobb terhelést találtam. A legnagyobb egy elem okozta terhelést a kiskertekben és szőlőkben mértem, ennek oka a külterületeken az alkalmazott réztartalmú vegyszerek terhelése, valamint a kijutatott vegyszer mennyisége is meghatározó. Az összes elemre nézve legmagasabb összterhelést a belvárosi parkok talajában fedeztem fel mindkét szintben. A levegőből származó szennyeződések megkötődnek a város zöldfelületein, illetve bemosódhatnak a parkok talajában, mivel ott van szabad beszivárgásra alkalmas felület a betonozott létesítmények között. Erős lineáris összefüggés van egy-egy elemre nézve a felső és alsó rétegek koncentrációi között az egy ponton található mintavételi pontok között. Jelentős eltérés nincs az egy ponton egymás felett elhelyezkedő rétegek között a Cd, Co, Cu, Ni, Pb és Zn koncentrációjában. A soproni minták esetében sem lehet egyértelműen kijelenteni minden elem esetében, hogy a 0-10 cm-es réteg a nehézfémmel terheltebb. A soproni talajminták eredményei sem mutattak normális eloszlást. Szoros lineáris kapcsolat a Co- és a Ni-tartalom között mindkét vizsgált szintben. A leggyengébb korreláció a két vizsgált réteg Zn értékei ($R = 0,65$) között mutatkozott $p < 0,05$ szignifikancia szinten. A legszorosabb lineáris korreláció a Cu és Pb ($R = 0,70$) között a 0-10 cm-es mélységben mutatkozott, mely a felsőbb rétegben gyengébbnek bizonyult ($R = 0,64$). A klaszteranalízis alapján a hasonló tulajdonságú csoportok kapcsolata egyértelmű az eredmények alapján.

A kiegészítő vizsgálatok során megállapítást nyert, hogy a kevésbé szennyezett szőlőpont összes réztartalmának ~50%-a felvehető. Viszont az extrém magas pontoknál már az összes rézkészlet ~74-85%-a elérhető a növények számára, mely már jelentős károsodást okozhat.

A vizsgált üledékek toxikus elemtartalmait tekintve a feldúsulási rangsor a következő képpen alakult: Pb > Zn > Cu > Ni = Co. A GYORI mérőponton mutatkozott a legerőteljesebb, vagyis a közepesen súlyos feldúsulás ólom esetében, de a FASOR és TESCO ponton is

10.13147/NYME.2016.018

előfordult közepes feldúsulás. Közepes feldúsulást mutattak a TESCO pontról származó üledékek cinkre és illetve szintén a GYORI pont rézre. A Co, Cu és Ni nem mutatott feldúsulást eredményeink alapján. Az EF értékek alapján a városi vízfolyás mentén egyértelműen kimutatható az emberi tevékenység környezetre gyakorolt káros hatása.

10.13147/NYME.2016.018

TÉZISEK

1) A két település talajainak kémhatása, részben az antropogén hatásoknak köszönhetően, gyengén lúgos a belvárosokban.

2) A soproni és a szombathelyi külvárosi, valamint a peremterületi talajai savanyúak, és talajsavanyodásra hajlamosak, ezért ezeket a területeket veszélyeztetik a növekvő szennyezettségből származó toxikus elemek.

3) Szoros összefüggés van az egyes pontokban a 0-10 és a 10-20 cm közötti rétegben mért nehézfémértékek között mindkét városban.

4) A szennyező anyagok felszínre történő kiülepedése miatt a felső rétegben több pont mutatott szennyezettségi határértéket meghaladó eredményt. Az alsó rétegben, ugyan kevesebb mintavételi ponton, de kiugróak a mért felvehető nehézfémértékek.

5) Sopronban a kiemelten vizsgált 6 toxikus elemet tekintve a legmagasabb összterhelés a belvárosi parkok talajában mutatkozott mindkét talajszintben. Szombathelyen a Gyöngyös patak parti mintáinak összterhelése bizonyult kiemelkedőnek.

6) A természetes háttérkoncentrációt egyik városban sem haladta meg a Cd-, Co- és Ni-tartalom a felvehető hányadra vonatkozóan.

7) A felvehető Cu-tartalom több esetben magasabb, mint a természetes háttérkoncentráció, de míg Szombathelyen a szennyezettségi határértéket (40 mg/kg Cu) nem érte el, addig Sopron bortermesztő kiskertes és szőlős területein extrém magas értékek mutatkoztak (> 90 mg/kg Cu). Ez utóbbi réztartalmak ~75%-a elérhető a növények számára.

8) A forgalmas – elsősorban belvárosi – utak mellől gyűjtött talajok a korábbi folyamatos terhelés miatt ólommal szennyezettek. Az ólom feldúsulását a vizsgálatok során a soproni Győri úti közlekedési csomópont mellől gyűjtött üledék minták közepesen súlyos feldúsítása is igazolta.

10.13147/NYME.2016.018

9) Felvehető cinkre nézve mindkét város mintái között volt intézkedési határértékeket meghaladó. Szombathelyen a 80 mg/kg Zn-ot is meghaladó eredmény a Gyöngyös patak parti mintáiban mutatkozott, míg Sopronban közlekedési zónákban voltak kiugróértékek.

10.13147/NYME.2016.018

KÖSZÖNETNYÍLVÁNÍTÁS

Hálás köszönetemet szeretném kifejezni Dr. Bidló András témavezetőmnek az évek során nyújtott rengeteg segítségért, támogatásért és a felejthetetlen közös emlékekért, melyekkel a dolgozat sikeres elkészüléséhez hozzájárult. Személyisége, lendülete és tudása ösztönző volt számomra a nehezebb pillanatokban is.

Kiemelt köszönet illeti Dr. Szűcs Pétert, akihez közös munkánk révén hosszú éveken keresztül bizalommal fordulhattam és mindig hasznos tanácsokkal látott el.

Köszönöm Dr. Farsang Andrea, Dr. Kalicz Péter és Dr. Berki Imre opponenseimnek és a bizottságaim további tagjainak a szakmai útmutatásokat és az idejüket.

Köszönet illeti Prof. Dr. Albert Leventét, Farkas Lászlónét, Prof. Dr. Gribovszki Zoltánt, Hofmann Esztert, Nagyné Kámán Orsolyát, Stark Miklósnét, Szita Renátát, Varga Zsófiát, Dr. Winkler Dánielt, akik kisebb-nagyobb mértékben hozzájárultak a disszertáció munkálataihoz. Továbbá köszönöm a tanszék többi munkatársának is, aki bármilyen módon segítette a munkámat.

Köszönöm továbbá Dr. Gálos Borbálának, Gulyás Krisztinának, Kisvárdai Melindának, Dr. Kóczán-Horváth Anikónak, Válint Zsuzsannának kitartó baráti támogatásukat.

Nem utolsó sorban pedig köszönöm a családomnak, hogy szeretettel, türelemmel és büszkeséggel viseltettek irántam az elmúlt években.

10.13147/NYME.2016.018

FELHASZNÁLT IRODALOM

10/2000. (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről

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

ÁDÁM, L., JUHÁSZ, Á., MAROSI, S., MEZŐSI, G., SOMOGYI, S. & SZILÁRD, J. (2010a): Domborzat. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk..) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.

ÁDÁM, L., JUHÁSZ, Á., MAROSI, S., MEZŐSI, G., SOMOGYI, S. & SZILÁRD, J. (2010b): Földtan. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk..) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.

ADRIANO, D.C. (1986): Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd Edition. Springer-Verlag, New York.

ALBERT, L., JANCSÓ, T. (2012): Complex study of the urban eco-environment in the Western Transdanubia Region. In: NEMÉNYI, M., HEIL, B. (Eds.) The impact of urbanization, industrial, agricultural and forest technologies on the natural environment. Publishing House of National Textbook, Budapest. pp. 119-128.

ALLOWAY, B.J. (1990): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media, 3rd edition, p. 614.

ALLOWAY, B.J. (1995): The origin of heavy metals in soils. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.) Heavy Metals in Soils. 2nd Edition. Blackie Academic and Professional, London. pp. 38-57.

AMBRÓZY, P., KONKOLYNÉ BIHARI, Z. (2010): Éghajlat. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk..) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.

AMLINGER, F. (2013): Biowaste Compost and Heavy Metals: a Danger for Soil and Environment? In: DE BERTOLDI, M., SEQUI, P., LEMMES, B., PAPI, T. The science of composting. Springer Science & Business Media, 2013. pp. 314-328.

AMOSSÉ, J., LE BAYON, R.C., GOBAT, J.-M. (2014): Are urban soils similar to natural soils of river valleys? J Soils Sediments pp. 1-9.

ÁRKOSI, I., BUNA, B. (1990): A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növényszennyező hatásának vizsgálata. In: BOCZ, K. (Szerk.) Környezetgazdálkodási kutatások 3. A G-10 jelű OKKFT program keretében végzett kutatások. TREND, Budapest. pp. 27-61.

BAIZE, D., GIRARD, M.C. (1995): Référentiel Pédologique. Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, France. p. 335.

BARNA, SZ. (2008): Növényekre adaptálható gyors bioteszt kidolgozása talajok nehézfém-tartalmának jellemzésére. Disszertáció, Gödöllő. p. 133.

BAVEC, Š., GOSAR, M., BIESTER, H., GRČMAN, H. (2014): Geochemical investigation of mercury and other elements in urban soil of Idrija (Slovenia). Journal of Geochemical Exploration. 77, 671.

BECSE, A., MEZŐSI G. (2010): Területhasználat. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk.) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.

BELLÉR, P. (1997): Talajvizsgálati módszerek. Egyetemi jegyzet, Soproni Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Termőhelyismerettani Tanszék, Sopron. p. 118.

BERÉNYI-ÜVEGES, J., MARTH, P. (2010): A magyarországi talajok állapota. Geodézia és kartográfia. 62, 36-39.

BERGBÄCK, B., JOHANSSON, K., MOHLANDER, U. (2001): Urban Metal Flows – A Case Study of Stockholm. Review and Conclusions, Water, Air and Soil Pollution: Focus 2001, 1, pp. 3-24.

BIASIOLI, M., BARBERIS, R. and AJMONE MARSAN, F. (2006): The influence of a large city on some soil properties and metals content. Science of the Total Environment. 356, 154-164.

BIDLÓ, A., HORVÁTH, A., KÁMÁN, O., NÉMETH, E., PŐDÖR, A. & SZŰCS, P. (2012): Soil Investigation in cities of West Hungary. In: NEMÉNYI, M., HEIL, B. (Eds.) The Impact of Urbanization, Industrial, Agricultural and Forest Technologies on the Natural Environment. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 147-160.

BILLWITZ, K., BREUSTE, J. (1980): Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle/Saale. In: WISS. ZS. MLU, Math.-naturwiss. 14, 25-43.

BIRKE, M., RAUCH, U. (1997): Geochemical investigations in the Berlin Metropolitan Area. Z angew Geol 43, 58-65.

BLASER, P., ZIMMERMANN, S., LUSTER, J., SHOTYK, W. (2000): Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. The Science of the Total Environment. 249, 257-280.

BLUME, H.P. (1975): Zur Gliederung anthropogener Böden. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 22, 597-602.

BLUME, H.P. (1992): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed Verlag. Germany. p. 794.

BLUME, H.P., HELLRIEGEL, T. (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 144, 181-196.

BLUME, H.P., RUNGE, M. (1978): Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt. Z Pflanzenernährung und Bodenkunde. 141, 727-740.

BLUME, H.P., SCHLICHTING, E. (1982): Soil problems in urban areas. Mitteilungen Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft. 33, 1-280.

BOCKHEIM, J. G. (1974): Nature and Properties of Highly Disturbed Urban Soils. Philadelphia, Pennsylvania. p. 151.

BRETZEL, F., CALDERISI, M. (2006): Metal contamination in urban soils of Coastal Tuscany (Italy). Environmental Monitoring and Assessment. 118, 319-335.

BRÜNE, D. (1986): Metal release from dental biomaterials. Biomaterials 7, 163-175.

BRYAN, G.W., LANGSTON, W.J. (1992): Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediment with special reference to United Kingdom estuaries: a review. Environ Pollut. 76, 89 -131.

BUDAI, T. & KONRÁD, GY. (2011): Magyarország földtana. Egyetemi jegyzet. Pécs.

BULLOCK, P., GREGORY, P. (1991): Soils in urban environment. Blackwell, Great Britain. p. 174.

BURGHARDT, W. (1994): Soils in urban and industrial environment. Plant Nutr. Soil Sci. 157, 205-214.

BURGHARDT, W., DORNAUF, C. (Eds.) (2000): First international conference on soils of urban, industrial, traffic and mining areas. University of Essen, July 12-18, 2000, Essen, Germany. p.753.

CARRE, F., RUSCO, E., TÓTH, G., JONES, A., GARDI, C. & STOLBOVOY, V. (2013): Soil sampling methodology. In: TÓTH, G., JONES, A. & MONTANARELLA, L.(Eds.) LUCAS Topsoil Survey methodology, data and results. Publications Office of the European Union, Ispra, Italy.

CHANEY, R.L., STERRET, S.B., MIELKE, H.W. (1984): The potential for heavy metal exposure from urban gardens and soils. In: PREER, J.R.(Eds.) Proceedings of the Symposium on Heavy Metal in Urban Gardens. University of the District of Columbia Extension Service, Washington, DC, USA. pp. 37-84.

CHARZYŃSKI, P., HULISZ, P., BEDNAREK, R. (Eds.) (2013): Technogenic soils of Poland. Polish Society of Soil Science. Toruń. p. 358.

CHEN, C-W., KAO, C-M., CHEN, C-F., DONG, C-D. (2007): Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. Chemosphere 66, 1431-1440.

CRAUL, P. J. (1992): Urban soils (Applications and practices). John Wiley & Sons Inc., New York. p. 396.

CSÁSZÁR, G. (1997): Magyarország litosztratigráfiai alapegységei. Táblázatok és rövid leírások. Magyar Állami Földtani Intézet, Budapest. p. 114.

CSÁSZÁR, G. (2005): Magyarország és környezetének regionális földtana I. (Paleozoikum-paleogén). ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. p. 328.

CSATHÓ, P. (1994): A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle, MTA-TAKI, Akaprint, Budapest. p. 176.

DEBNÁROVÁ, A., WEISSMANNOVÁ, H. (2010): Assessment of Heavy Metal Pollution (Cd, Cu, Pb, Hg) in Urban Soils of Roadsides in Brno. Transactions on Transport Sciences. 3, 147-156.

DESAULES, A. (1993): Soil Monitoring in Switzerland by the Nabo-Network: Objectives, Experiences and Problems Soil Monitoring Monte Verità. pp. 7-24.

ENTWISTLE, J.A., ABRAHAMS, P.W., AND DODGSHON, R.A. (1998): Multi-Element Analysis of Soils from Scottish Historical Sites. Interpreting Land-Use History Through the Physical and Geochemical Analysis of Soil. Journal of Archaeological Science. 25, 53-68.

FACCHINELLI, A., SACCHI, E., MALLEN, L. (2001): Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. Environmental Pollution. 114, 313-324.

FANNING, D.S., STEIN, C.E., PATERSON, J.C. (1978): Theories of genesis and classification of highly man-influenced soils. In: Abstracts of Commission Papers 1. 11th Congress of the International Society of Soil Science, Edmonton, Canada. p. 283.

FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS) (2006): Guidelines for soil description, Roma.

FAO (1990): Guidelines for soil description. 3rd Ed. Soil Resources, Management and Conservation Service, Land and Water Development Division. FAO. Rome.

FARSANG, A., PUSKÁS, I. (2007): Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfémtartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: MEZŐSI, G. (Szerk.) Földrajzi Tanulmányok Vol. 1, Városökológia. JATEPress, Szeged. pp. 99-117.

FARSANG, A., PUSKÁS, I. (2009): A talajok sajátosságai a városi ökoszisztémában – Szeged talajainak átfogó elemzése. Földrajzi Közlemények, 133, 397-409.

FARSANG, A., SZOLNOKI, ZS., BARTA, K., PUSKÁS, I. (2015): Javaslat az antropogén talajok osztályozására a hazai, megújuló osztályozási rendszer keretei között. Agrokémia és Talajtan 64:(1) 299-316.

FATOKI, O.S., MATHABATHA, S. (2001): An assessment of heavy metal pollution in the East London and Port Elizabeth harbours. Water SA. 27, 233-240.

FIEDLER, H. J., (1990): Bodennutzung und Bodenschutz: Jena. VEB Gustav Fischer, Verlag, Stuttgart.

FILEP, GY. (1999): Talajszennyeződés, talajtisztítás. In: STEFANOVITS, P., FILEP, GY., FÜLEKY, GY. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 363-381.

FINNERN, H. (Ed.) (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. verbesserte und erweiterte Auflage. - Hannover. pp. 392.

FIONA, N., BRIAN, D., CHRIS, J. (2006): A review of vehicle related metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the UK environment. 10th Int. Specialised Conference on Diffuse Pollution and Sustainable Basin Management, Istambul,Turkey.

FODOR, L. (2002): Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaság Tudományi Kar, Keszthely, 141.

FRITSCHE, J., MEISEL, T. (2004): Determination of anthropogenic input of Ru, Rh, Pd, Re, Os, Ir and Pt in soils along Austrian Motorways by isotope dilution ICP-MS. Science of the Total Environment. 325, 145-154.

FÜGEDI, U. (2004): Geokémiai háttér és nehézfémszennyezés Gyöngyösoroszi térségében. Földtani Közlöny. 134, 291-301.

FÜGEDI, U., HORVÁTH, I., ÓDOR, L. (2006): Geokémiai háttér és a természetes eredetű környezeti terhelés Magyarország felszini kepződményeiben. In: SZENDREI, G. (Szerk.) Magyarország környezetgeokémiai állapota. Innova Print Kft., Budapest. 184, 11-22.

FÜLÖP, J. (1990): Magyarország geológiája: Paleozoikum I. Magyar Állami Földtani Intézet. Budapest. p. 325.

GALUŠKOVÁ, I., MIHALJEVIČ, M., BORŮVKA, L., DRÁBEK, O., FRÜHAUF, M., NĚMEČEK, K. (2014): Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech Republic. Journal of Geochemical Exploration. 147, 215-221.

GÉCZI, R. (2007): Városi talajok. Előadás. Szeged.

GONDI, F., HARTYÁNI, ZS., NEMECZ, E., SIPOS, P., SZENDREI, G. (2004): A hazai környezet-geokémiai kutatások néhány eredménye. Magyar Kémiai Folyóirat. 109-110, 204-210.

GONNELLI, C., RENELLA, G. (2013): Nickel and Chromium. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.) Heavy metals in soils: trace metals and metalloids in soils and their availability. Springer-, Dordrecht., pp. 335-366.

GUERRA, M.B.B., SCHAEFER, C.E.G.R., FREITAS ROSA, P., SIMAS, F.N.B., PEREIRA, T.T.C., PEREIRA-FILHO, E.R. (2011): Heavy metals contamination in century-old manmade technosols of Hope Bay, Antarctic Peninsula. Water Air and Soil Pollution. 222, 91-102.

GYŐRI, D. (1958): Néhány talajtípus mikroelem készlete. Agrokémia és Talajtan. 7, 97-110.

GYŐRI, Z., PROKISCH, J. (1999): Chromium content of winter wheat in Hungary. Journal of Food and Agricultural Chemistry. 47, 2751-2754.

HJORTENKRANS, D., BERGBÄCK, B., HÄGGERUD, A. (2006): New metal emission patterns in road traffic environment. Environmental Monitoring and Assessment. 117, 85-98.

HILLER, D.A., MEUSER, H. (1998): Urbane Böden (Urban soils). Springer. Berlin. p. 161.

HOLLIS, J.M. (1991): The classification of soils in urban areas. In: BULLOCK, P., GREGORY, P.J. (Eds.) Soils in the Urban Environment. Blackwell, Oxford. pp. 5-27.

HOROWITZ, A.J. (1985): A primer on trace metal - Sediment chemistry. United States Government Printing Office, Alexandria. p. 67.

HORVÁTH, E. (2011): Talaj- és talajvízvédelem. p. 205.

HORVÁTH, A., SZŰCS, P., KÁMÁN, O., NÉMETH, E., BIDLÓ, A. (2013: Sopron város és környéke feltalajának vizsgálata. Tájökológiai Lapok 11, 125-134.

HORVÁTH, A., SZŰCS, P., KÁMÁN, O., NÉMETH, E., BIDLÓ, A. (2014): Talajtulajdonságok vizsgálata Szombathelyen. In: DOBOS, E., BERTÓTI, R. D., SZABÓNÉ KELE, G. (Szerk.): Talajvédelem 2013. Talajtani Vándorgyűlés Különszám. Talajvédelmi Alapítvány, Miskolc. pp. 237-248.

HORVÁTH, A., SZŰCS, P., BIDLÓ, A. (2015a): Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. J. Soils Sediments. 15, 1825-1835.

HORVÁTH, A., BIDLÓ, A. (2015b): Városi talajok nehézfém vizsgálatai a nyugat-dunántúli régióban (Esettanulmány). In: RAJKAI K. (Szerk.) Agrokémia és Talajtan. 64, 139-158.

JANKÓ, F., BERTALAN, L. (2009): Egy sosemvolt iparváros ipari öröksége: barnamezők Sopronban. Tér és Társadalom. 23, 103-116.

JUHÁSZ, I. (szerk.) (2006): Magyarország talajainak állapota. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Budapest. p. 91.

KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H. (2001): Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press LLC. Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.

KÁDÁR, I. (1991): A talajok és növények nehézfémtartalmának vizsgálata, KTM, MTA TAKI, Budapest, 104.

KÁDÁR I., (1993): Adatok a közlekedés, település és az ipar által okozott talajszennyeződés megítéléséhez. Növénytermelés. 42, 185-190.

KÁDÁR, I. (1995): A talaj-növény-állat-ember táplálékklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Akaprint., Budapest. p. 388.

KÁDÁR, I. (1998): A szennyezett talajok vizsgálatáról, Kármentesítési kézikönyv 2., Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest. p. 151.

KALOCSAI, R. (2006): A magnézium (Mg). MezőHír. 10, 40-42.

KOVÁCS, M,. NYÁRI, I. (1984): Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma. Agrokémia és Talajtan. 33, 501-510.

KSH (2013): Központi Statisztikai Hivatal - Magyarország számokban. Xerox Magyarország Kft. Budapest. p. 62.

KUBINSZKY, M. (2003): Sopron építészete a 20. században. Stil Nuovo Bt. Kiadó. p. 160.

LAKANEN, E., ERVIÖ, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. Acta Agr. Fenn. 123, 223-232.

LEHMANN, A. (2007): Nature and significance of anthropogenic urban soils. J. Soils Sediments. 7, 247-260.

LEHMANN, A., STAHR, K. (2007): Nature and significance of anthropogenic urban soils. J. of Soils Sediments 7, 247-260.

LI, X., LEE S-L., WONG, SZ-C., SHI, W., THORNTON, I. (2004): The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. Environ Pollut. 129, 113-124.

LIEBIG, G.F. (1966): Arsenic. In: CHAPMAN, H.D. (Ed.): Diagnostic Criteria for Plants and Soils. Univ. of California. p. 12-23.

LUOMA, S.N., DAVIS, J.A. (1983): Requirements for modeling trace metal partitioning in oxidized estuarine sediments. Marine Chemistry. 12, 159-181.

MAECHLING, P., COOK, H., BOCKHEIM, J.G. (1974): Nature and properties of highly disturbed urban soils. p. 161.

MANTA, D.S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R., SPROVIERI, M. (2002): Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. The Science of the Total Environment. 300, 229-243.

MARCAZZAN, G.M., CERIANI, G., VALLI, G., VECCHI, R. (2003): Source apportionment of PM10 and PM2.5 in Milan (Italy) using receptor modeling. The Science of the Total Environment. 317, 137-147.

MCCREADY, S., BIRCH, G.F., LONG, E.R. (2006): Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity – A chemical dataset for evaluating sediment quality guidelines. Environ Int. 32,455-465.

MCELDOWNEY, S., HARDMAN, D. J. & WAITE, S. (1993): Treatment Technologies. In: MCELDOWNEY, S., HARDMAN, J., WAITE, S. (EDS.) Pollution Ecology and Biotreatment Technologies. Singapore Publishers, Singapore.

MERTENS, J., SMOLDERS, E. (2013): Zinc In: ALLOWAY, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media. pp. 465-493.

MERTZ, W. (1967): Biological role of chromium. Fed Proc. 26, 186-193.

MÉSZÁROS E. (1985): A légszennyeződés hatása erdeinkre. In: Erdészeti Lapok. 5, 299-303.

MEUSER, H. (2010): Contaminated urban soils. Springer Verlag, UK.. p. 318.

MICHÉLI, E. (1999): A FAO-talajvilágtérképe és osztályozási rendszere. In: STEFANOVITS, P., FILEP, GY., FÜLEKY, GY. (Szerk.) Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 456-469.

MIHALJEVIČ, M., GALUŠKOVÁ, I., STRNAD, L., MAJER, V. (2014): Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic. Journal of Geochemical Exploration. 124, 212-217.

MORILLO, E., ROMERO, A.S., MAQUEDA, C., MADRID, L., AJMONE-MARSAN, F., GRCMAN, H., DAVIDSON, C.M., HURSTHOUSE, A.S., VILLAVERDE, J. (2007): Soil pollution by PAHs in urban soils: a comparison of three European cities. J Environ Monit. 9, 1001-8.

MSZ 08-0205:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ 08-0206-2:1978 A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata.

MSZ 21470-50:2006 Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása

MÜCKENHAUSEN, E., MÜLLER, E.H. (1951): Geologisch-bodenkundliche Kartierung des Stadtkreises Bottrop für Zwecke der Stadtplanung. Geol Jahrbuch. 66, 179-202.

MÜLLER, H.W., SCHWAIGHOFER, B., KALMAN, W. (1994): Heavy metal contents in river sediments. Water Soil Air Pollut. 72, 191-203.

NAGY, I. (2008): Városökológia. (A humánökológia elemeivel). Dialóg Campus Kiadó, Budapest. p. 335.

NASZRADI, T. (2007): A közúti járműforgalom nehézfém-szennyező hatása az utak melletti talajra és növényzetre. Doktori (PhD) értekezés, Gödöllő. p. 225.

NATHANAIL, C.P., FERGUSON, C.C., BROWNE, M.J., HOOKER, P.J. (1998): Mapping the risks to human health from urban soils using geostatistical techniques. Contaminated Soil. 98, 1013-1014.

NORRA, S. (2001): Umweltgeochemische Signale urbaner Systeme. Karlsruher Mineralogische und Geochemische Hefte 18.

NORRA, S., KRAMAR, U., STÜBEN, D. (2001): Kartierung der diffusen, großflächigen Belastung urbaner Böden. Altlasten und BodenNews. 2, 14-17.

NORRA, S., KRAMAR, U., STÜBEN, D. (2002): Base maps for the estimation of diffuse soil pollution in urban areas. In: BREH, W., GOTTLIEB, J., HÖTZL, H., KERN, F., LIESCH, T., NIESSNER, R. (Eds.) Field Screening Europe. 2001, 79-84.

NORRA, S., WEBER, A., KRAMAR, U., STÜBEN, D. (2001): Mapping of Trace Metals in Urban Soils. J Soils and Sediments 1, 77-97.

NOVÁK, T.J. (2013): Talajtani praktikum. Meridián Alapítvány, Debrecen. p. 188.

ÓDOR, L., HORVÁTH, I. (2003): Elemeloszlás és környezeti állapot a geokémiai térképezés tükrében. In: PANTÓ, GY. (Szerk.) Anyagáramlások és hatásaik a természetben. Magyarország az ezredfordulón Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián. Műhelytanulmányok. MTA Társadalomkutató Központ, Budapest. pp. 151-188.

ÓDOR, L., HORVÁTH, I., FÜGEDI, U. (1998): Geokémiai felvételek. In: KORPÁS L. (Szerk.): Magyarázó a Börzsöny és a Visegrádi-hegység földtani térképéhez 1: 50 000, Budapest.

OORTS, K. (2013): Copper. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media. pp. 367-394.

PATTERSON, J.C., MURRAY, J.J., SHORT, J.R. (1980): The impact of urban soils on vegetation. Metria. 3, 33-56.

POULTON, D.J., MORRIS, W.A., COAKLEY, J.P. (1996): Zonation of contaminated bottom sediments in Hamilton Harbour as defined by statistical classification techniques. Water Quality Research Journal Canada. 31, 505-528.

POUYAT, R.V., YESILONIS, I.D., NOWAK, D.J. (2006): Carbon Storage by Urban Soils in the United States. J Environmental Quality. 35, 1566-1575.

PREER, J.R., SEKHON, H.S., STEPHENS, B.R., COLLINS, M.S. (1980): Factors affecting heavy metal content of garden vegetables. Environ Pollut. 1, 95-104.

PUSKÁS, I., FARSANG A. (2007): A városi talajok osztályozása és antropogén bélyegeinek meghatározása Szeged példáján. Tájökológiai Lapok. 5, 371-379.

PUSKÁS, I. (2008): Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE, Szeged. p. 154.

PUSKÁS, I., PRAZSÁK, I., FARSANG, A., MARÓY, P. (2008): Antropogén hatásra módosult fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok értékelése Szeged és környéke talajaiban. Agrokémia és Talajtan. 57, 261-280.

RAJKAI, K., TÓTH, G. (2010): Talajok. In: Magyarország Kistájainak Katasztere. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk.). MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.

REISINGER, H., SCHÖLLER, G., MÜLLER, B., OBERSTEINER, E. (2009): Ressourcenpotenzial und Umweltbelastung der Schwermetalle Cadmium, Blei und Quecksilber in Österreich. Umweltbundesamt GmbH, Wien. p. 249.

RÉKÁSI, M., FILEP, GY. (2015): Factors determining Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Mn, Pb and Zn mobility in uncontaminated arable and forest surface soils in Hungary. Environ Earth Sci. 74, 6805-6817.

RUNGE, M. (1975): Westberliner Böden anthropogener Litho- oder Pedogenese. Diss. TU West Berlin.

SALMA, I., MAENHAUT, W. (2006): Changes in elemental composition and mass of atmospheric aerosol pollution between 1996 and 2002 in a Central European City. Environ Pollut. 143, 479-488.

SÁNDOR, G., SZABÓ, GY. (2014): Influence of human activities on the soils of Debrecen, Hungary. Soil Science Annual. 65, 2-9.

SCHARENBROCH, B.C., LLOYD, J.E., JOHNSON-MAYNARD, J.L. (2005): Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. Pedobiologia. 49, 283-295.

SCHLEUSS, U., WU, Q., BLUME H.P. (1998): Variability of soils in urban and periurban areas in Northern Germany. Catena, 33, 255-270.

SENFT, F. (1847): Lehrbuch der Gebirgs- und Bodenkunde. Mauke, Jena, Germany.

SHISHOV, L.L., TONKONOGOV, V.D., LEBEDEVA, I.I. (Eds.) (1997): Klassifikaëtìsiëiia pochv Rossii. V.V. Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, Russia.

SIMON, L., VÁGVÖLGYI, S., GYŐRI, Z. (1999): Kadmiumakkumuláció napraforgóban. Agrokémia és Talajtan. 48, 99-110.

SIMON, L., PROKISCH, J., GYŐRI, Z. (2000): Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. Agrokémia és Talajtan. 49, 247-256.

SIMON, L., TAMÁS, J., KOVÁCS, E., KOVÁCS, B., BIRÓ, B. (2006): Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. Plant Soil Environm. 52, 385-391.

SIMON, E., VIDIC, A., BRAUN, M., FÁBIÁN, I., TÓTHMÉRÉSZ, B. (2012): Trace element concentrations in soils along urbanization gradients in the city of Wien, Austria. Environ Sci Pollut Res.

SIPOS, P. (2010): Nehézfémek mozgását és megkötődését meghatározó geokémiai tényezők vizsgálata cserháti talajszelvények példáján. Doktori értekezés. ELTE, Budapest. p. 131.

SMJV-TFK, (2014): Sopron Megyei Jogú Város - Településfejlesztési Koncepció 2014.

SMOLDERS, E., MERTENS, J. (2013): Cadmium. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media. pp. 283-311.

SOARES, H.M.V.M., BOAVENTURA, R.A.R., MACHADO, A.A.S.C., ESTEVES DA SILVA,.J.C.G. (1999): Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal): multivariate analysis of data. Environ Pollut. 105, 311-323.

SOBOCKÁ, J. (2008): Anthrozems in Slovakia and its correlation with Technosols (WRB 2006). In: Antropizáciapôd IX. Zborníkpríspevkov z vedeckéhoseminára 27-28.5.2008, Bratislava. pp. 46-54.

SOBOCKÁ, J., BEDRNA, Z., JURÁNI, B., RAČKO, J. (2000): Anthropogenic Soils in the Morphogenetic Soil Classification System of Slovakia. In: BURGHARDT, W., DORNAUF C.H. (Eds.) Proceedings of the First Int. Conf. of SUITMA, Essen. 1, 277-281.

SOBOCKÁ, J., FULAJTÁR, E. (2009): Environmental Hazard Resulting from Urban Soils in Bratislava City. Local land & soil news. pp. 3435-3439.

SOMOGYI, S. (2010): Vízrajz. In: DÖVÉNYI, Z. (Szerk..) Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. p. 876.

SPITTLER, T.M., FEDER, W.A. (1979): A study of soil contamination and plant lead uptake in Boston urban gardens. Communications in Soil Science and Plant Analysis. 10, 1195-1210.

STEFANOVITS, P. (1992): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 380..

STEFANOVITS, P., FILEP, GY., FÜLEKY, GY. (1999): Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 470.

STEINNES, E. (2013): Mercury. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media. pp. 411-428.

STÜBEN, D, NORRA, S. (2000): Komplexe Schadstoffanalysen aus geochemischer Sicht als Grundlage für eine nachhaltige Stadtplanung. Raumordnung und Raumforschung 2-3, 103-129.

SUSANNA, T., TONG, Y., CHEN, W.L. (2002): Modeling the relationship between land use and surface water quality. Journal of Environmental Management. 66, 377-393.

SZABÓ, GY. (1996): Nehézfémek a talajban. Földrajzi Közlemények. 4, 253-266.

SZABÓ, S.A., REGIUSNÉ, M.Á., GYŐRI, D. (1994): Mikroelemek a mezőgazdaságban III. (Toxikus mikroelemek). Akadémiai Kiadó és Nyomda, Budapest.

SZABOLCS I. (Szerk.) (1966): A genetikus üzemi talajtérképezés módszerkönyve. Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest. p. 331.

SZAKMÁNY, GY. (2008): Segédanyag BSc szakosok geológus szakirány metamorf kőzettan gyakorlat anyagához. - ELTE Egyetemi jegyzet, Budapest. p. 30.

SZEGEDI, S. (1999a): Közlekedési eredetű nehézfémek Debrecen talajaiban és növényzetében, ennek talajtani összefüggései és városökológiai hatásai. Doktori értekezés. Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen. p. 138.

SZEGEDI, S. (1999b): Debrecen nehézfém-szennyezettsége. Magyar Tudomány. pp. 1192-1200.

SZEGEDI, L. (2011): Toxikus nehézfémszennyezés utóhatásának vizsgálata barna erdőtalajokon. Doktori értekezés. SZIE, Gödöllő. p. 155.

SZMJV-ITS-TFK (2014): Szombathely Megyei Jogú Város - Integrált Településfejlesztési Stratégia - Településfejlesztési Koncepció 2014

SZOLNOKI, ZS., FARSANG, A., PUSKÁS I. (2013): Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals. Environ. Pollut. 177, 106-115.

SZOLNOKI, ZS. (2014): Nehézfémek környezeti viselkedése antropogén hatásokra módosult kerti talajokban, Szeged példáján. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE, Szeged. p. 120.

TAYLOR, S.R. (1964): Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table. Geochimica et Cosmochimica Acta. 28,1273-1285.

THORTON, I. (1991): Metal contamination of soils in urban areas. In: BULLOCK, P., GREGORY, P. J. (Eds.) Soils in the Urban Environment. Blackwell, Oxford. p. 184.

TÓTH, I. (2011): Sopron város története. Kutatási összefoglaló, Soproni Múzeum, Sopron. p. 10.

TYURIN, P. V. (1957): Biological basis for reconstruction of fish stocks in lakes of North-West USSR. Izv. VNIORKh, 40, 3-203.

UREN, N. C. (2012): Cobalt and Manganese. In: ALLOWAY, B. J. (2012): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer, Glasgow. pp. 335-366.

VÁRALLYAY GY. (Szerk.) (1995): Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer I. Módszertan. FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Fõosztály, Budapest. p. 92.

VARGA, G., KONKOLY-GYÚRÓ, É., KOVÁCS, G., SCHMIDT, G., RADÓ, D., BARANYI, K., CZIMBER, K., BOROS, G., HÉJJ, B., KRASSAY, L., RÁCZ, I., SZEMERÉDY, M. & VARGA, T., (1999): Information system describing the condition of urban trees and forests. Urban Greening and Landscape Architecture. Koppenhaga.

VERMES, L. (1994): A talajszennyezés néhány kérdése. Talajvédelem 2, 86-93.

WANG, X.S., SUN, C. (2009): Pt and Pd concentrations and source in urban roadside soils from Xuzhou, China. Environmental Geology. 56, 1129-1133.

WEISS, P., RISS, A., GSCHMEIDLER, E., SCHENTZ, H. (1994): Investigation of heavy metal, PAH, PCB patterns and PCDD/F profiles of soil samples from an industrialized urban area (Linz, Upper Austria) with multivariate statistical methods. Chemosphere. 29, 2223-2236.

WEISSMANOVÁ, D., PAVLOVSKÝ, H., CHOVANEC, J. (2015): Heavy metal Contaminations of Urban soilsin Ostrava, Czech Republic: Assessment of Metal Pollution and using Principal Component Analysis Int. J. Environ. Res., 9(2):683-696, ISSN: 1735-6865

WENZEL, W.W. (2013): Arsenic. In: ALLOWAY, B.J. (Ed.): Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. Springer Science & Business Media. pp. 241-282.

WESTERLUND, K.G. (2001): Metal emissions from Stockholm Traffic - Wear of brake linings. Reports from SLB, analys No. 3. The Stockholm Environment and Health Protection Administration, Stockholm.

WORLD REFERENSE BASE for Soil Resources (2015): International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. p. 203.

ZEMLYANITSKIY, L.T. (1963): Characteristics of the soils in the cities. Soviet Soil Science. 5, 468-475.

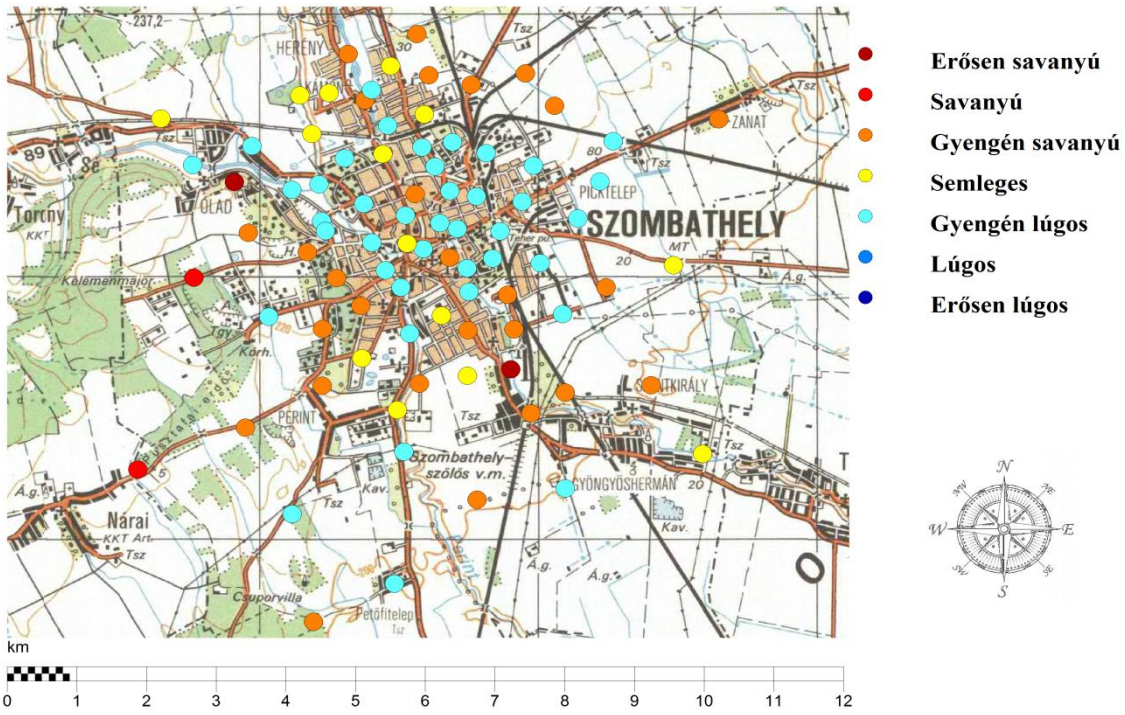
ZIMOVÁ, M., ĎURIS, M., SPEVACKOVÁ, V., MELICHERCIK, J., LEPSI, P., TESAROVÁ, B., KNOTEK, P., KUBINOVÁ, P., RONEN, Y. (2001): Helth risk of urban soils contaminated by heavy metals. International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health. 14, 231-234.

ZÖTTL, H. W. (1987): Responses of forest decline to experimental fertilization. In: HUTCHINSON, T. C, MEEMA, K. M. (EDS.) Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agri-cultural Ecosystems. Ecological Sciences. 16, 255-265.

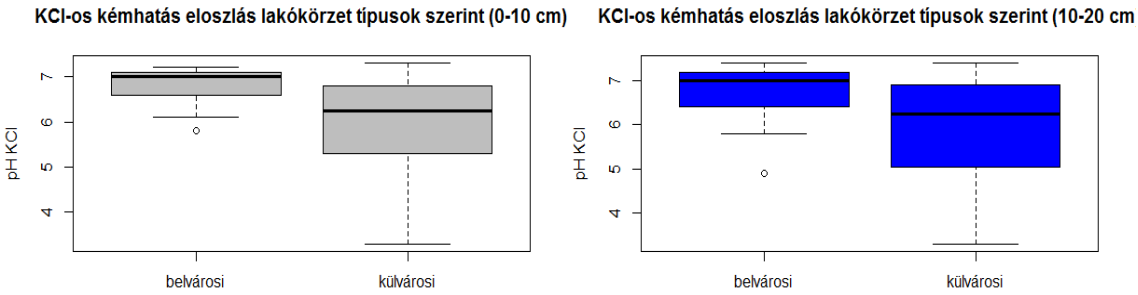
10.13147/NYME.2016.018

MELLÉKLETEK

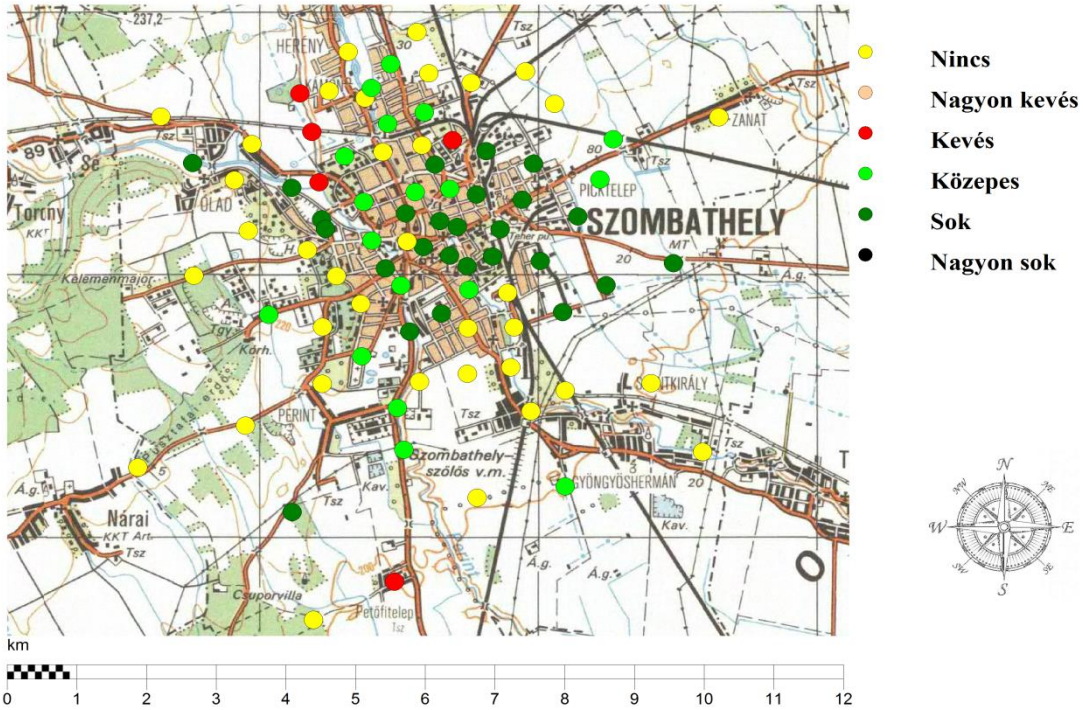
Szombathely



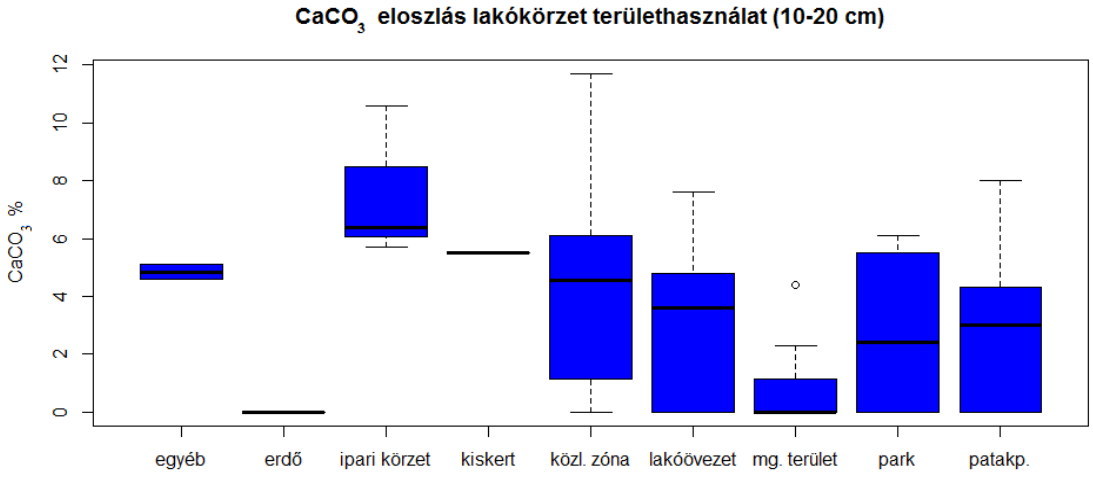
A szombathelyi minták vizes kémhatása a 10-20 cm-es talajmélységben



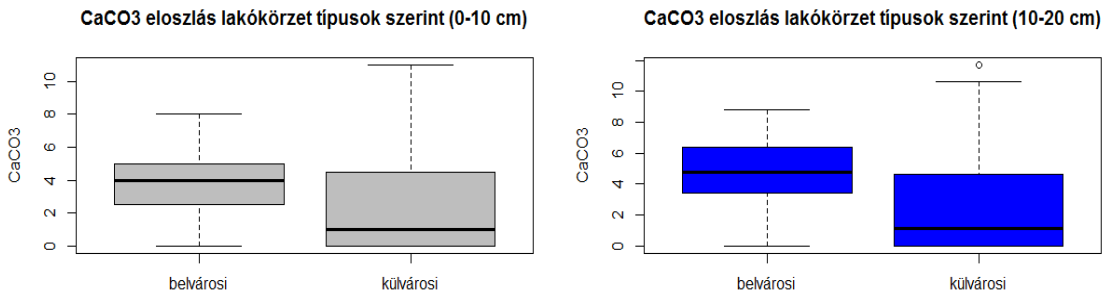
A szombathelyi minták pH$_{KCl}$ értékei lakókörzeti megoszlás szerint



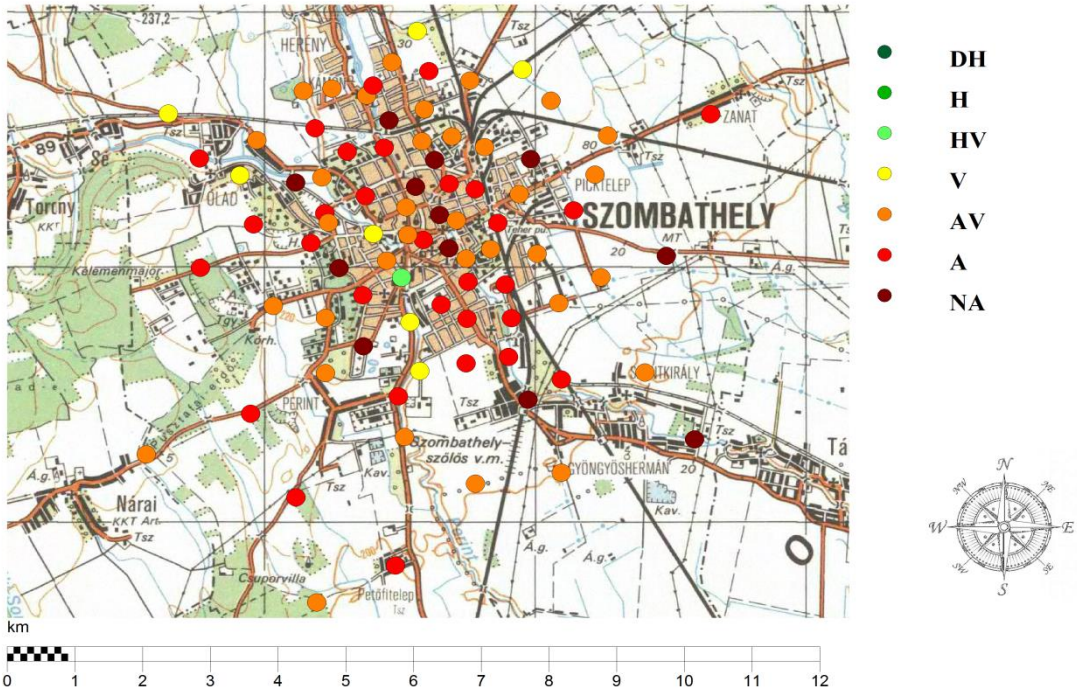
A szombathelyi minták $CaCO_3$-tartalma a 0-10 cm-es talajmélységben



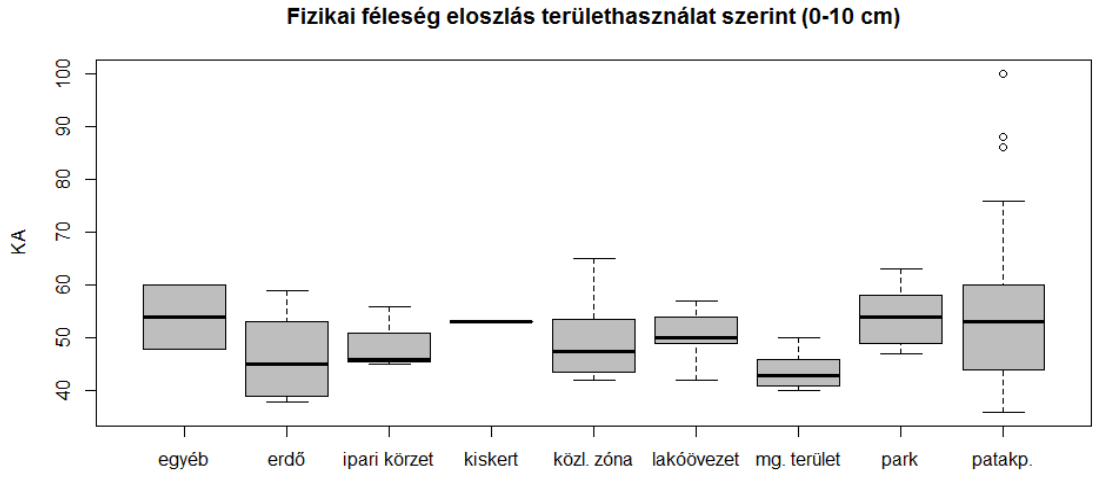
A szombathelyi minták $CaCO_3$-tartalma a 10-20 cm-es talajmélységben területhasználati kategóriák szerint



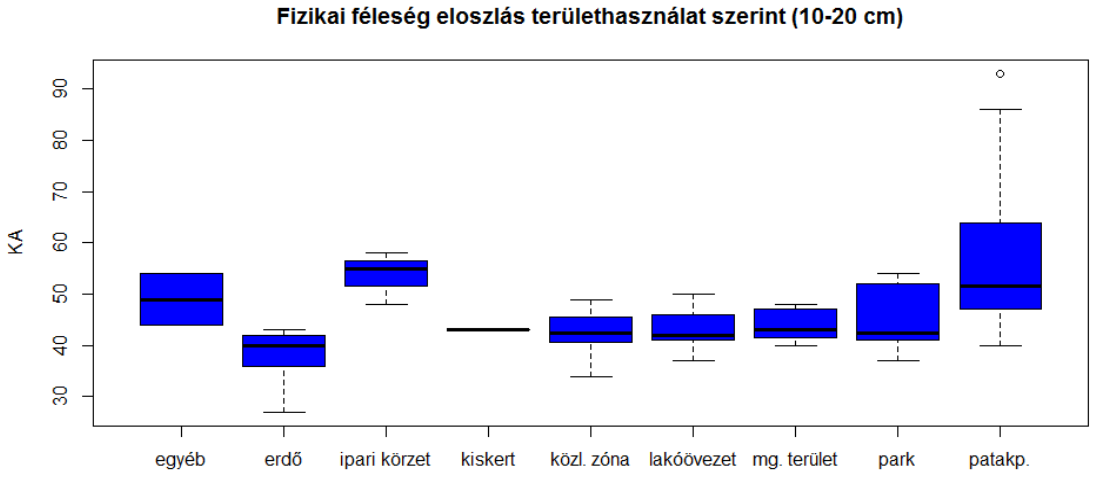
A szombathelyi minták $CaCO_3$-tartalma lakókörzet megoszlása szerint



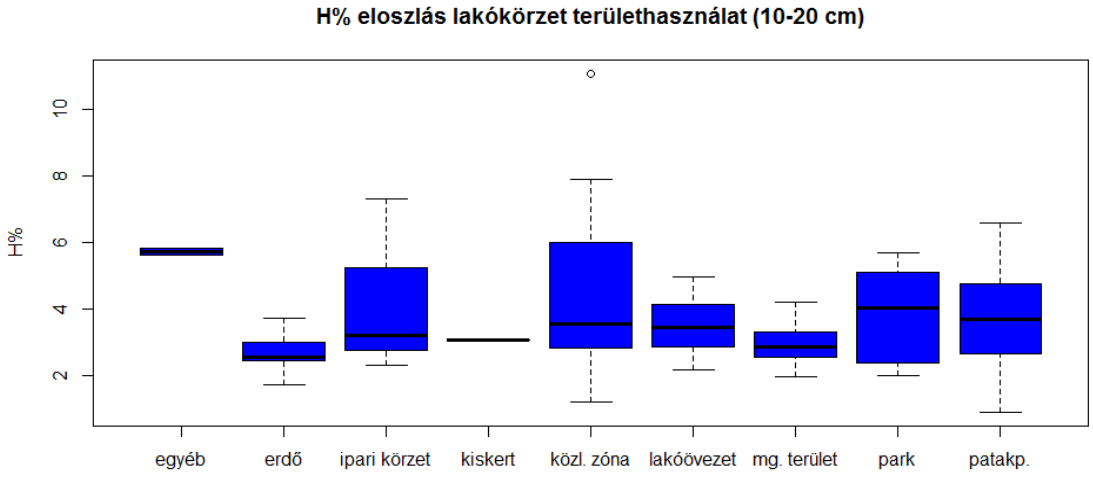
A szombathelyi minták fizikai félesége a 0-10 cm-es talajmélységben



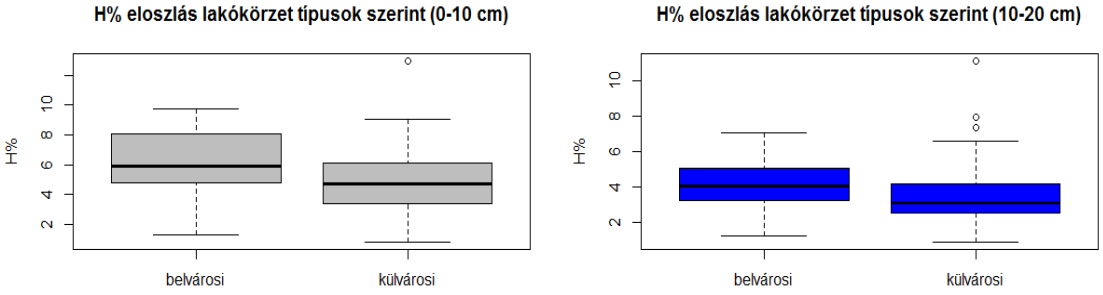
A szombathelyi minták fizikai félesége területhasználati kategóriák szerint (0-10 cm)



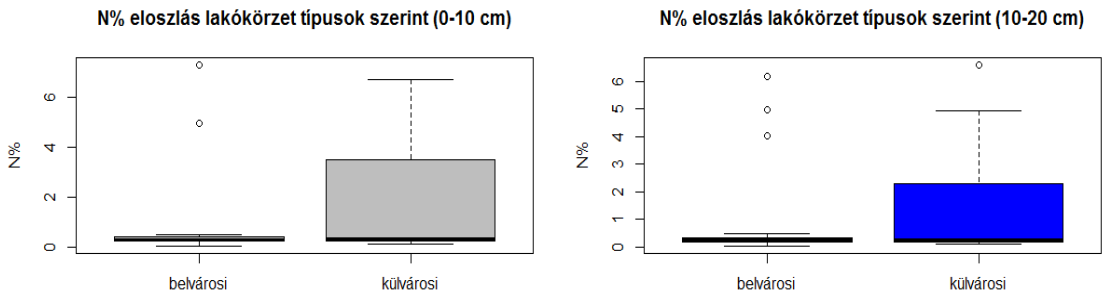
A szombathelyi minták fizikai félesége területhasználati kategóriák szerint (10-20 cm)



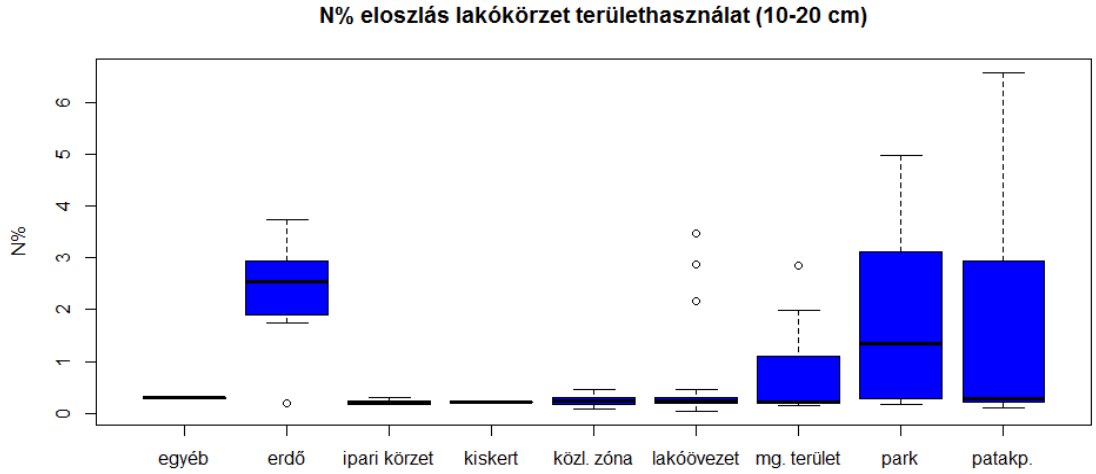
A szombathelyi minták H% területhasználati kategóriák szerint (10-20 cm)



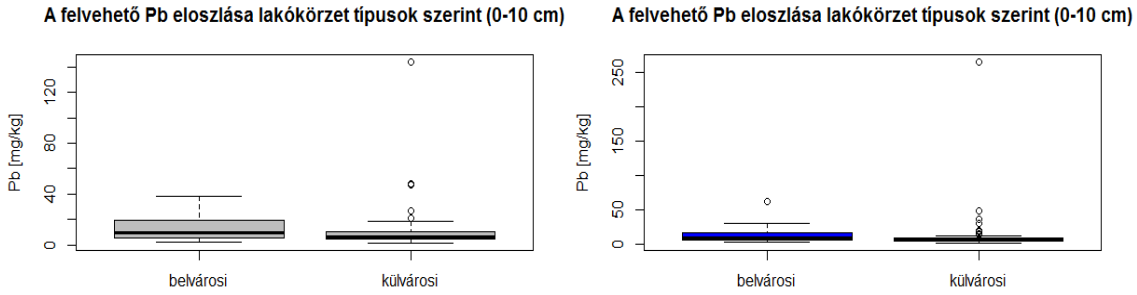
A szombathelyi minták humusztartalma lakókörzet megoszlása szerint



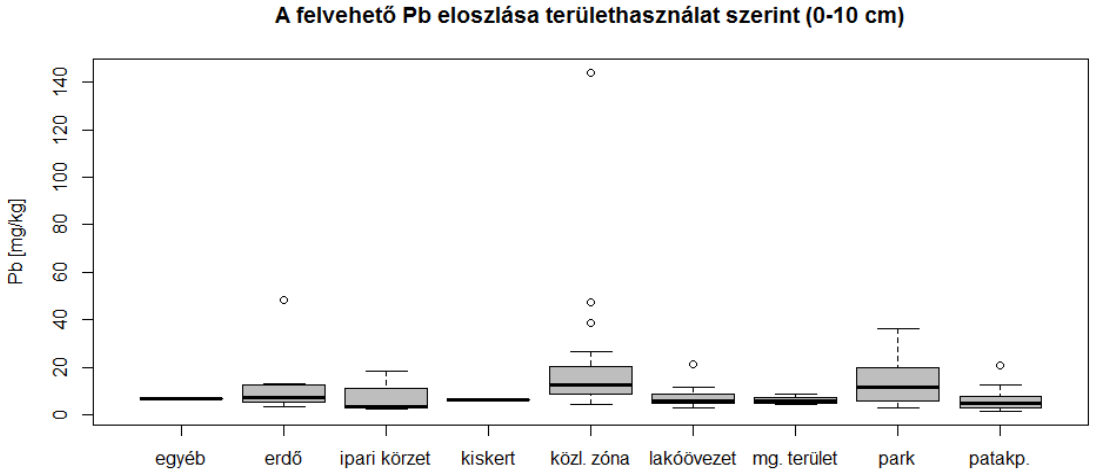
A szombathelyi minták összes nitrogéntartalma lakókörzet megoszlása szerint



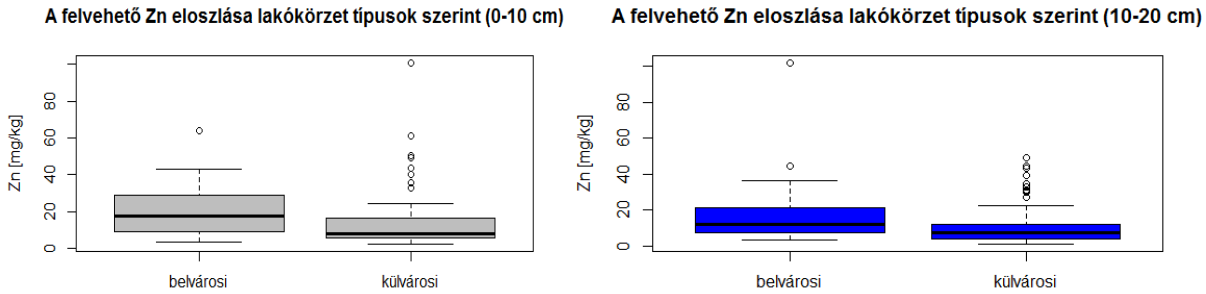
A szombathelyi minták összes N% területhasználati kategóriák szerint (10-20 cm)



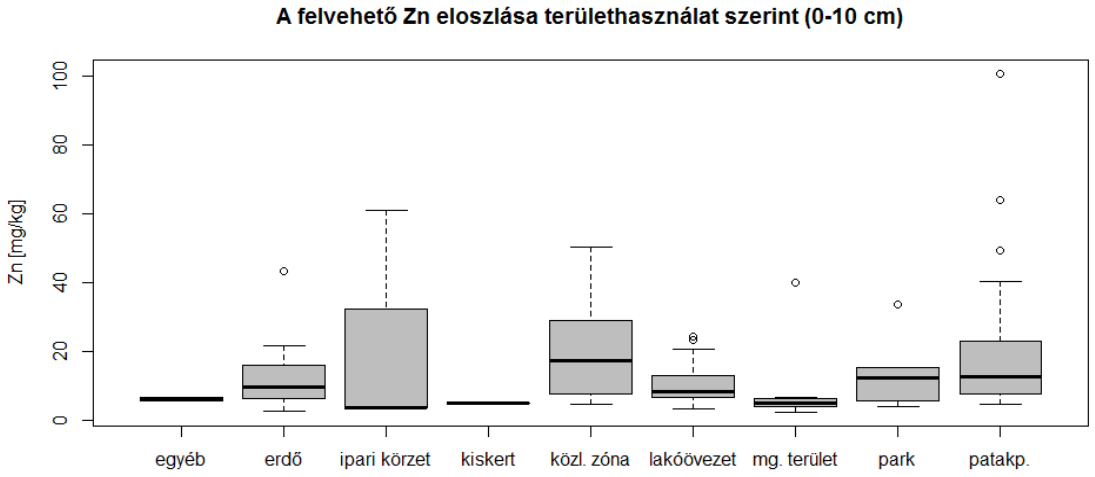
A felvehető ólomtartalom megoszlása a szombathelyi mintákban lakókörzet szerint



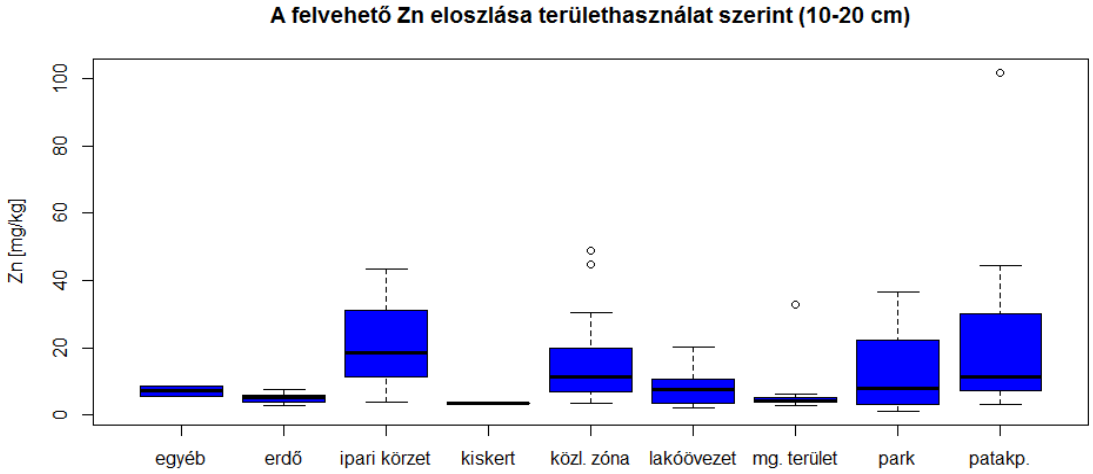
A szombathelyi minták felvehető Pb-tartalma területhasználati kategóriák szerint (0-10 cm)



A felvehető Zn-tartalom megoszlása a szombathelyi mintákban lakókörzet szerint

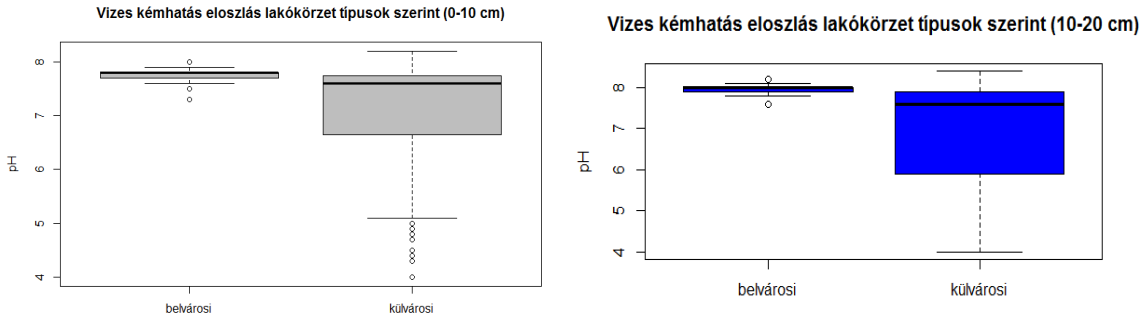


A szombathelyi minták felvehető Zn-tartalma területhasználati kategóriák szerint (0-10 cm)

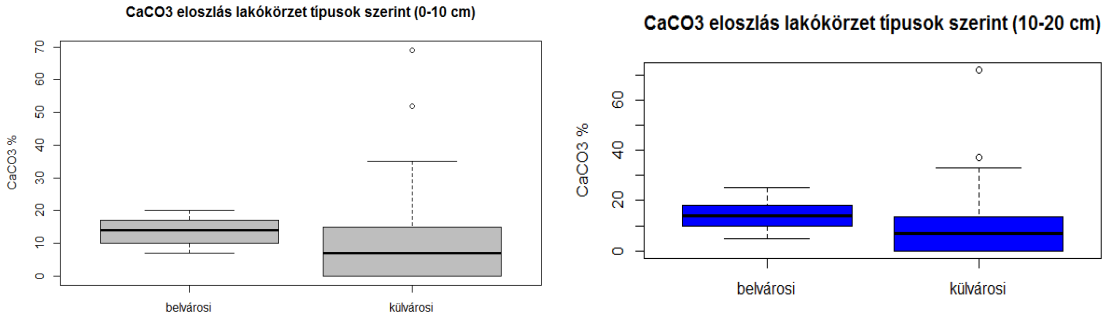


A szombathelyi minták felvehető cinktartalma területhasználati kategóriák szerint (10-20 cm)

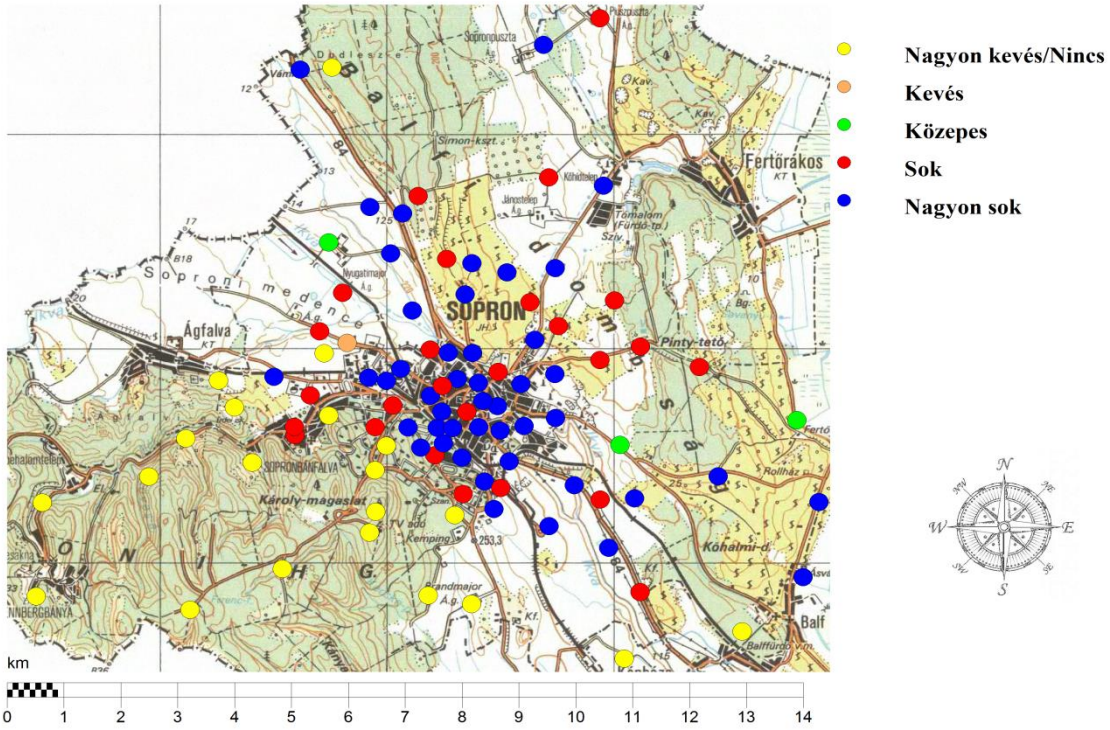
Sopron



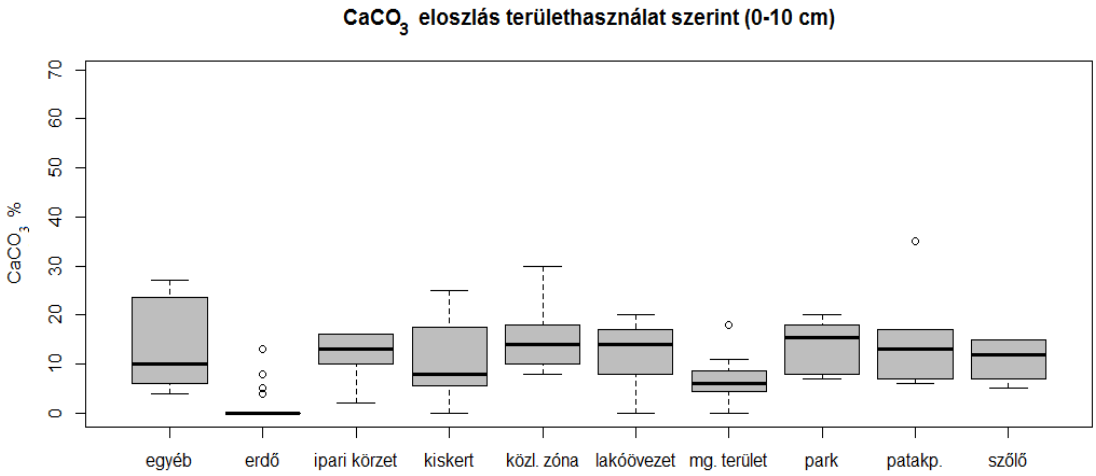
A pH_{H_2O} megoszlása a soproni mintákban lakókörzet szerint



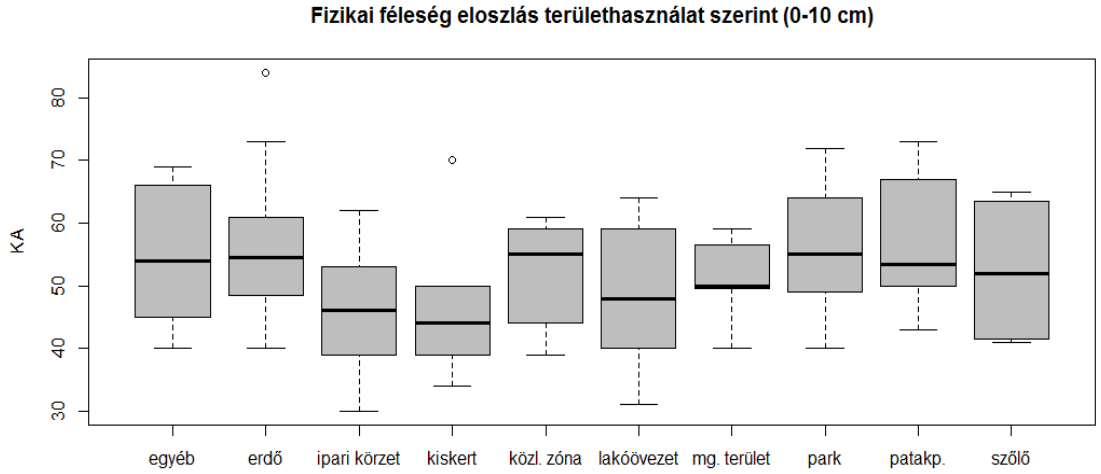
A $CaCO_3$-tartalom megoszlása a soproni mintákban lakókörzet szerint



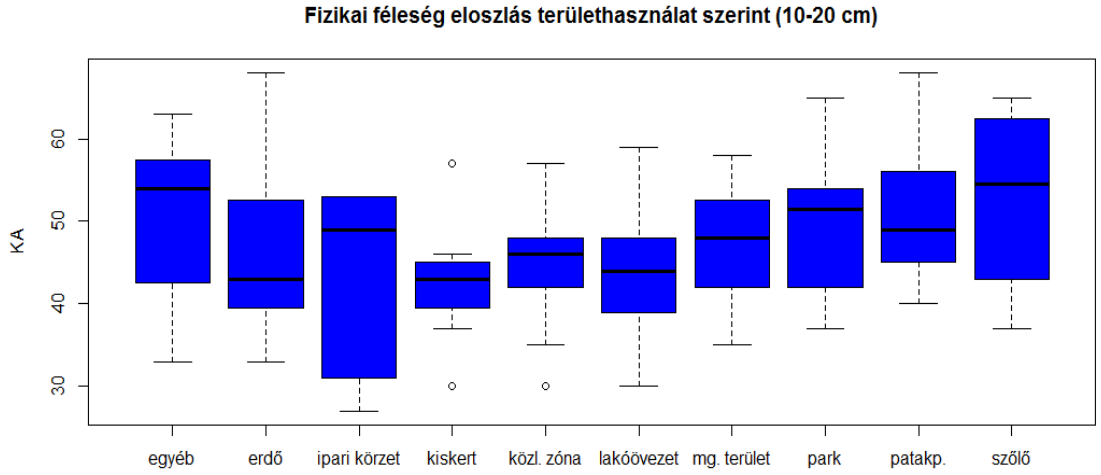
A soproni minták $CaCO_3$-tartalma a 0-10 cm-es talajmélységben



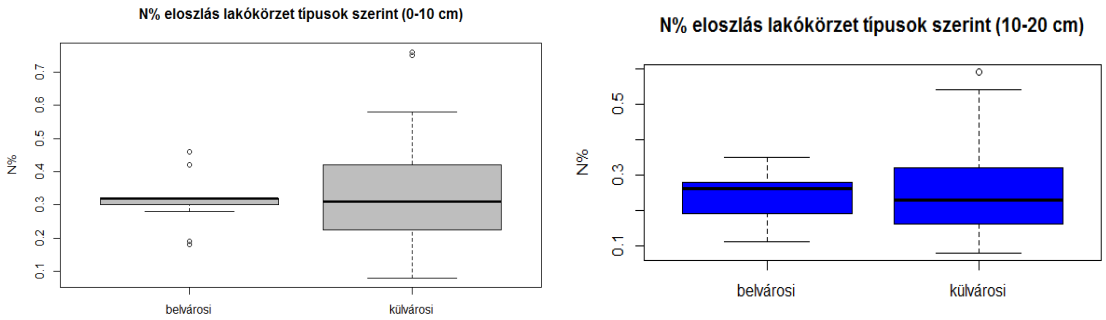
A soproni minták $CaCO_3$-tartalma a 0-10 cm-es talajmélységben területhasználati kategóriák szerint



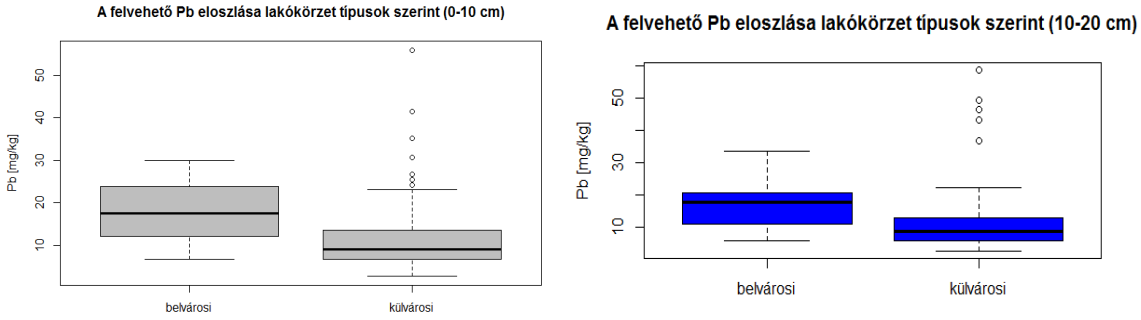
A soproni minták Arany-féle kötöttsége a 0-10 cm-es talajmélységben területhasználati kategóriák szerint



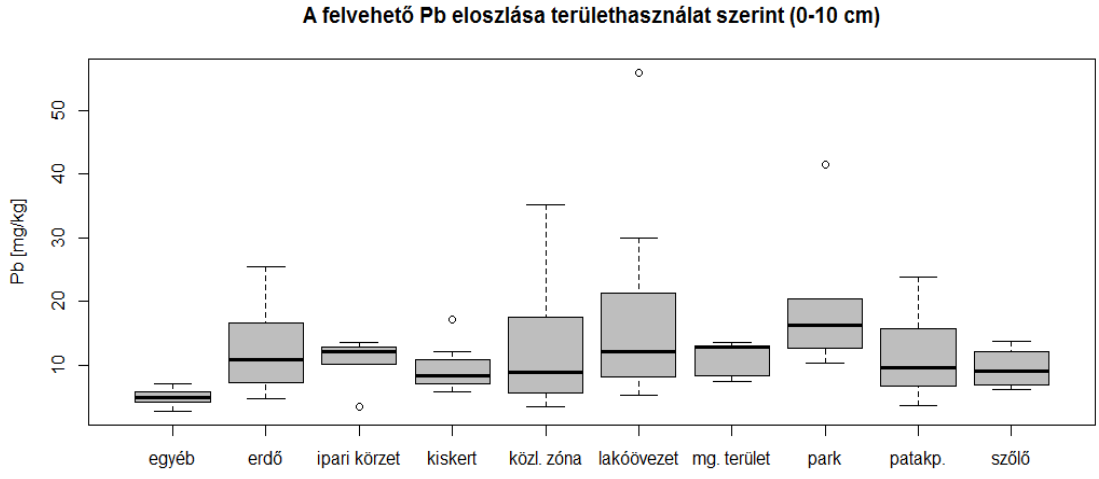
A soproni minták Arany-féle kötöttsége a 10-20 cm-es talajmélységben területhasználatok szerint



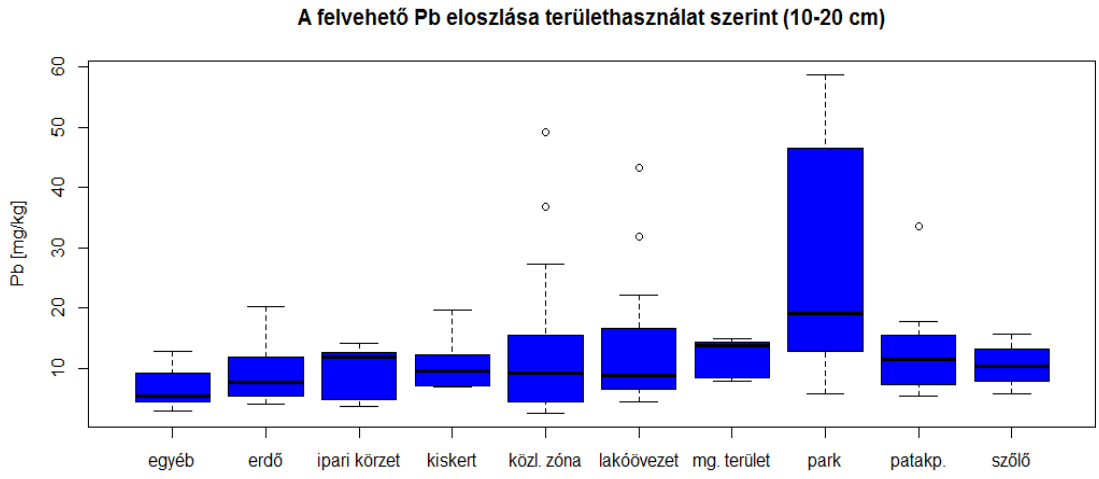
Az összes nitrogéntartalom megoszlása a soproni mintákban lakókörzeti típusok szerint



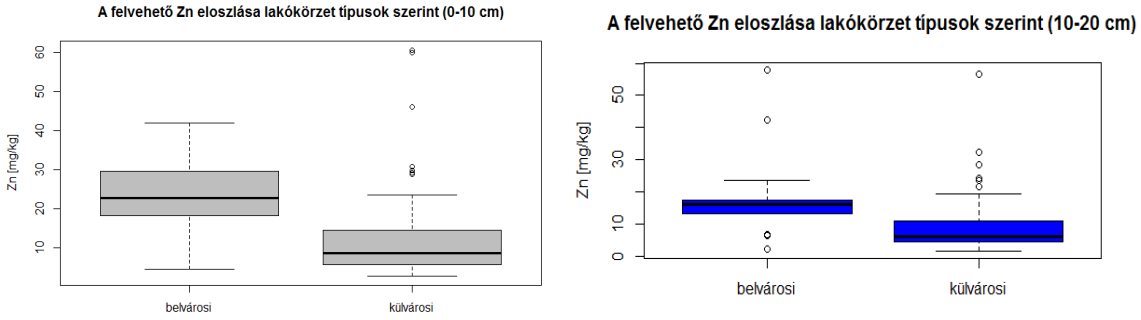
A felvehető ólomtartalom megoszlása a soproni mintákban lakókörzeti típusok szerint



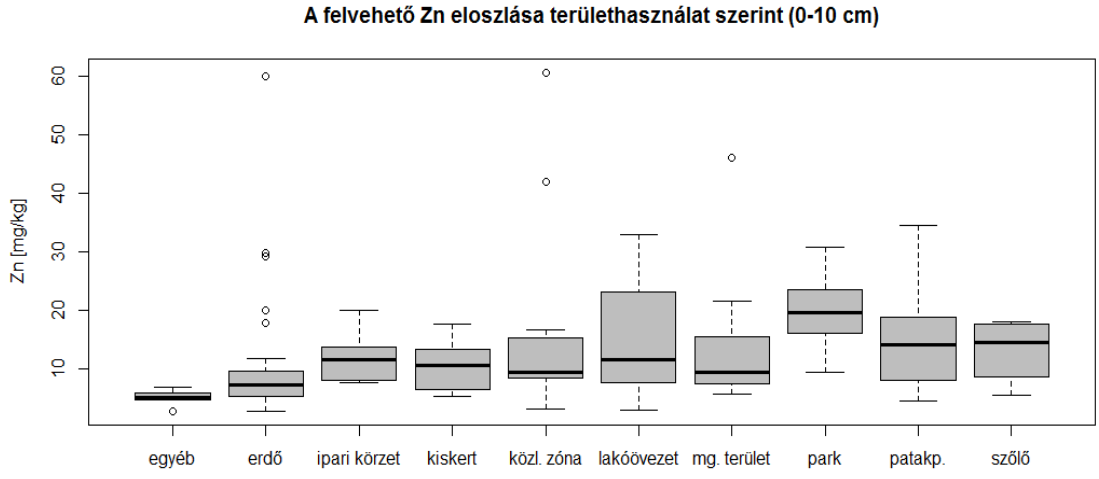
A soproni minták felvehető Pb eredményei a 0-10 cm-es talajmélységben területhasználatok szerint



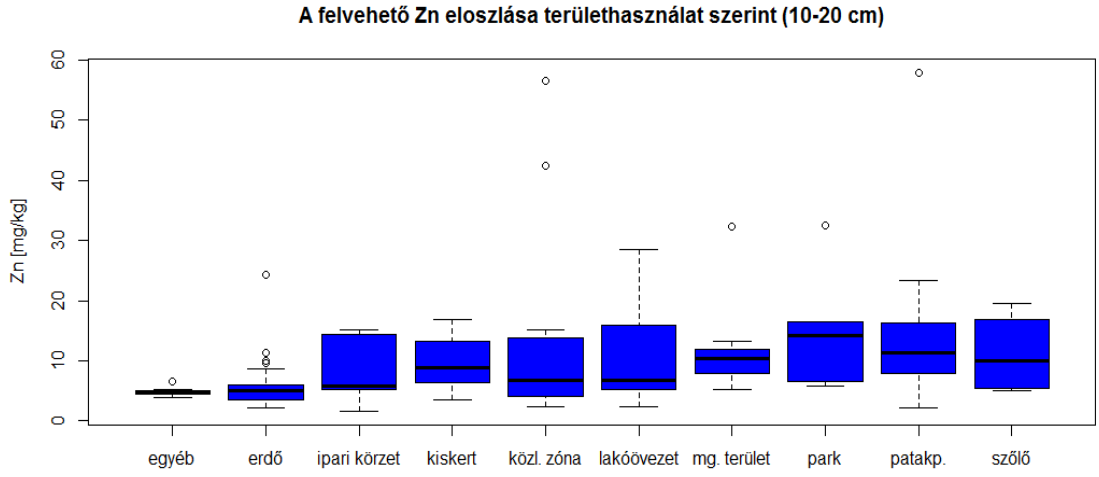
A soproni minták felvehető Pb eredményei a 10-20 cm-es talajmélységben területhasználatok szerint



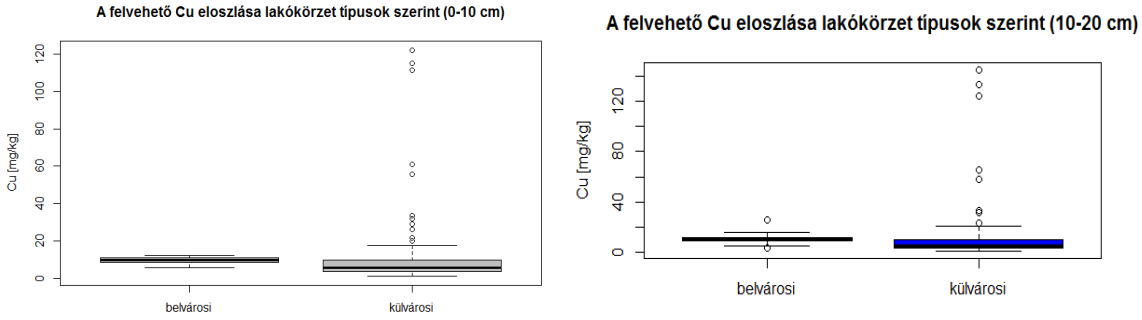
A felvehető Zn-tartalom megoszlása a soproni mintákban lakókörzeti típusok szerint



A soproni minták Zn-tartalma a 0-10 cm-es talajmélységben területhasználati kategóriák szerint



A soproni minták Zn-tartalma a 10-20 cm-es talajmélységben területhasználati kategóriák szerint



A felvehető Cu-tartalom megoszlása a soproni mintákban lakókörzeti típusok szerint