

Debreceni Egyetem
Műszaki Kar
Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék



Fitoremediáció alkalmazása szennyezett talajok tisztítására Debrecen és Gyöngyösorosi területén

Készítette: **Halmágyi Anett**

IV. évfolyamos

Környezetmérnök hallgató

Belső konzulens: Dr. Boros Norbert, főiskolai docens

Külső konzulens: Magyar Balázs, ügyvezető igazgató

Elgoscár-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft.

Debrecen

2012.

TARTALOMJEGYZÉK

1.	Bevezetés	3
2.	Irodalmi áttekintés	5
2.1.	Szerves szennyező anyagok	6
2.1.1.	A talaj szennyeződése kőolajszármazékokkal	6
2.1.2.	Az olaj mozgása a talajban	7
2.2.	Szervetlen szennyező anyagok.....	9
2.2.1.	Ólom	9
2.2.2.	Cink.....	10
2.2.3.	Kadmium	11
2.3.	Fitoremediáció.....	12
2.3.1.	Szerves szennyező anyagok fitoremediációja.....	13
2.3.2.	Szervetlen szennyező anyagok fitoremediációja	14
2.3.3.	Fitoremediációs növények	18
3.	Anyag és módszer	21
3.1.	A mintavételi helyek és kiválasztásuk előzményei	21
3.2.	Talaj- és növénymintavétel	24
3.2.1.	Talajmintavétel	24
3.2.2.	Növénymintavétel.....	24
3.3.	Debreceni repülőtér I. számú üzemanyagtároló.....	25
3.3.1.	Talajminta előkészítése és EPH tartalmának meghatározása	25
3.3.2.	Növényminta előkészítése és EPH tartalmának meghatározása.....	26
3.4.	Gyöngyösoroszi bánya területe	28
3.4.1.	Talajminta előkészítése és toxikus nehézfém tartalmának meghatározása	28
3.4.2.	Növényminta előkészítése és toxikus nehézfém tartalmának meghatározása.....	28

4.	Vizsgálati eredmények.....	31
4.1.	Debrecen I. számú üzemanyagtároló	31
4.2.	Gyöngyösoroszi bánya terület.....	34
5.	Következtetések, javaslatok.....	42
6.	Összefoglalás	44
	Irodalomjegyzék	45
	Ábrajegyzék	47

1. Bevezetés

Századunk egyik legfontosabb problémája a környezetszennyezés, amely (kedvezőtlen irányban változtatja meg környezeti elemeinket) az egész Földet érintő globális problémává nőtte ki magát. Környezetünk nagymértékben szennyezett szervetlen és szerves szennyező anyagokkal, melyek igen nagy területen szennyezték el a talajt, bekerültek a felszíni vizekbe és a talajvízbe is. Eltávolításuk a környezeti elemekből a következő évtizedek fontos és igen költséges feladat lesz világszerte, amely szakszerű kármentesítést igényel.

Fizikai, kémiai és biológiai kármentesítési technológiákat különböztetünk meg egymástól. A fizikai és kémia technológiák igen hatékonyan alkalmazhatók, gyakran 98-99 %-os szennyezés felszámolást is elérhetünk. Előnye, hogy gyorsan, rövid idő alatt kivitelezhetőek, hátrányuk viszont, hogy magasabb költségekkel járnak. A gyakorlatban sokszor kevert fiziko-kémia-biológia technológiát alkalmaznak. Azokon a kritikus helyeken ahol igen jelentős a szennyezés fizikai és kémiai megoldásokat, a szennyezett nagy környező területeken biológia megoldást használnak, és fizikailag elkülönítik a szennyezett és a nem szennyezett területeket egymástól.[1]

Biológiai kármentesítési technológiaként tartják számon a fitoremediációt, mely növények általi mentesítést jelent a szennyező anyagoktól. Előnyei közé tartozik, hogy gazdaságos eljárás, viszont széles körű alkalmazásának akadálya lehet, a remediációhoz szükséges hosszú idő, a növények által eltűrt szennyezés mennyisége, és az, hogy csak a biológiailag hozzáférhető szennyezést kezeli.[2]

Olaszországban tanulmányozták a szénhidrogénnel szennyezett mezőgazdasági talajok fitoremediációját. Megállapították, hogy a kukorica és a cirok különösen hatékony volt ilyen alkalmazáshoz. Európában is folyamatban vannak szénhidrogén fitoremediációs projektek. A szénhidrogének mellett a nehézfémekkel szennyezett talajok fitoremediációja is bevált technológia Európában és az Egyesült Államokban is.[2]

Lehetőségem nyílt két olyan terület megismerésére, ahol fitoremediációt alkalmaznak kármentesítési technológiaként. A Debreceni Repülőtér I. sz. üzemanyagtároló területén kerozinszennyezés mentesítésére, Gyöngyösorosziiban a bánya területén toxikus nehézfém mentesítésére alkalmazzák ezt a „zöld” eljárást. A két területen kármentesítésre alkalmazott növények eltérőek és ezeket nem egy időpontban ültették el. Debrecenben a növényeket (Koltay nyár, energiafűz, bársonymályva, bíbor

kasvirág, borsikafű, levendula) 2008-ban, Gyöngyösorosziban a fákat (Koltay nyár, turkesztáni szil, közönséges nyír, vörös tölgy) 2003-ban, a bársonymályvát 2009-ben ültették el. A növények kiválasztásában fontos szerepet játszott egy korábbi project (Elgoscar-2000 Kft.), mely alapján megállapították, hogy ezek a növények jól tűrik a változó környezeti viszonyokat, és alkalmasak lehetnek fitoremediációs eljárásra.

Dolgozatom célja:

- növény és talajminták vizsgálata során megállapítani, hogy a szennyezett területeken hogyan akkumulálódnak a különböző fémek és alifás és aromás szénhidrogének a talajban és a különböző növények gyökerében, ágában és levelében
- megfigyelni, hogy a különböző növények mely szerveikben milyen nehézfémeket és alifás és aromás szénhidrogént halmoznak fel nagyobb mértékben
- ezeknek a növényeknek egymással való összehasonlítása elemakkumulációjuk tekintetében
- ezen növények fitoremediációra való alkalmasságának vizsgálata.

2. Irodalmi áttekintés

A talaj a földkéreg legkülső termékeny rétege, amely képes a növényeket tápanyaggal és vízzel ellátni. A talaj és a környezet többi eleme hatnak egymásra melynek hatására a talaj sajátos természeti erőforrássá válik. A talajjal kapcsolatos bármely tevékenység a talaj funkcióinak zavartalanságát célozza, vagy azt veszélyezteti. [3]

A talajszennyeződés az a folyamat, mely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, biológiai, kémiai tulajdonságai jelentős mértékben és kedvezőtlen irányban változnak meg. A talajszennyeződés következménye, hogy az ember számára alapvetően fontos ökológiai talajfunkciók károsodnak. A talaj szennyezettségének mértékét elsősorban kémiai és biológiai talajtulajdonságok változásával szokás kifejezni. A talajszennyeződés napjainkban főként a pH-csökkenésben, az élőlények szempontjából káros, toxikus elemek, vegyületek felhalmozódásában, a talaj kémiai összetevői arányának kedvezőtlen megváltozásában nyilvánul meg. A talajszennyeződés természetes és emberi hatásokra következik be, amelyek lehetnek pontszerűek és nem pontszerűek ezt mutatja be az 1. táblázat. [4]

1. táblázat A talajszennyeződés legfontosabb forrásai Magyarországon, Forrás: [4]

pontszerű	nem pontszerű
<i>természetes eredetű</i>	
- ásványi lelőhelyek	- természetes eredetű nedves és száraz kiülepedés a légkörből
- geológiai formációk	- árvizek, elöntések, nagy esők - erős szelek - természetes radioaktív sugárzások
<i>emberi (antropogén) eredetű</i>	
- szennyvizek	- légszennyezésből eredő száraz és nedves kiülepedés
- szennyvíziszapok	- mezőgazdasági vegyszerek:
- hígtrágya	-
- hulladékok:	műtrágyák
- folyékony	- növényvédő szerek
- szilárd	- közlekedés
- nem toxikus	-
- toxikus	atomrobbantások
- termelési (ipari) emisszió	

Dolgozatomban a nehézfémek és kőolajszármazékok környezetbe kerülésének forrásaira, a talajra és a növényekre gyakorolt hatására, továbbá a talaj kármentesítésére fogok kitérni.

2.1. Szerves szennyező anyagok

A talajba számos szerves szennyező anyag kerülhet be, mint például kőolaj és kőolajszármazékok, szerves mikroszennyezők, növényvédőszeres, szennyvíziszapokkal bejutó szennyezőanyagok. Ebben a fejezetben a talaj kőolajszármazékkal történő szennyeződésére helyezem a hangsúlyt.

2.1.1. A talaj szennyeződése kőolajszármazékokkal

A kőolaj vagy a kőolajszármazékok általában tankhajók illetve csővezetékek meghibásodása, olajkutak fúrása során kerülnek a környezetbe, melyet gyakran emberi mulasztás, hanyagság okoz. Az olajszennyezés leggyakrabban a talajt éri. A talaj felszínére kiömlött olaj szétterül, és egyre mélyebbre szivárog a talajba. Egy része megkötődik a talajszemcséken, másik része pedig belekerülhet a talajvízbe. [4]

Kőolajszármazékok előfordulási formái:

- folyékony (szabad) fázisként a talajban,
- kötött fázisként a talajszemcsék felületén,
- gázfázisként a talaj szabad pórusaiban,
- oldott fázisként a felszín alatti vízben.

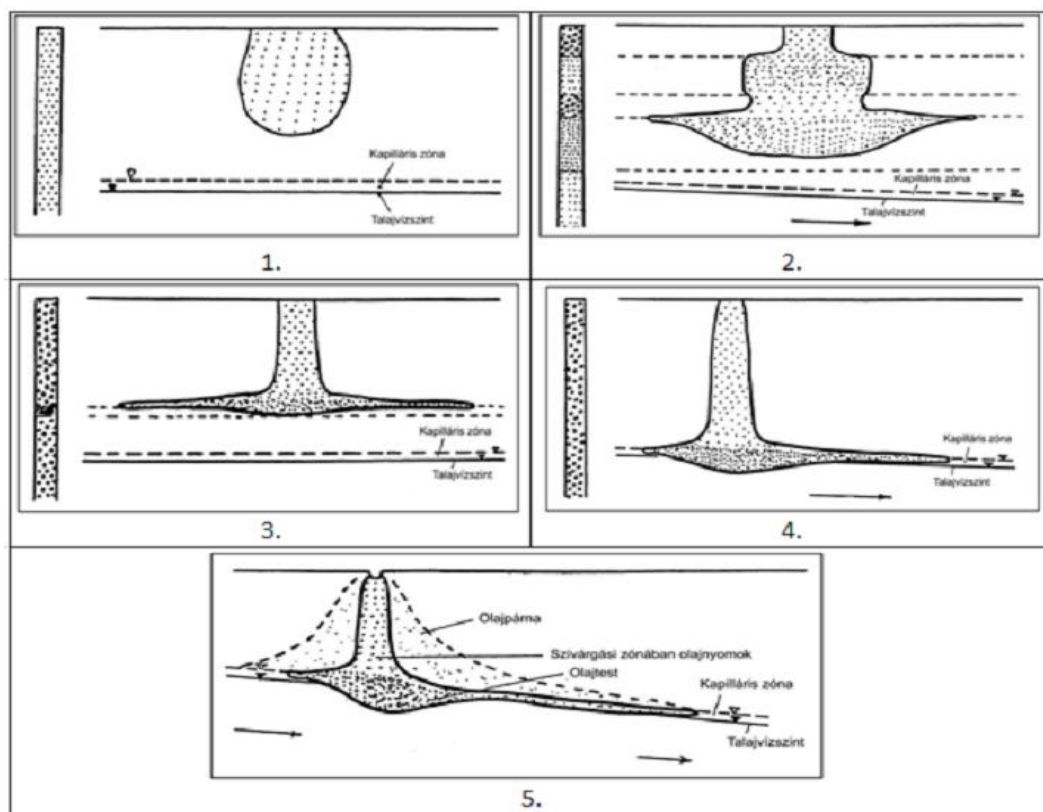
A kőolajszármazékok mozgását és viselkedését a talajban nagymértékben befolyásolják azok fizikai és fiziko-kémiai tulajdonságai. A szénhidrogének vízben való oldhatósága a szénatomszám csökkenésével nő, viszkozitásuk hatással van talajbéli mozgásukra. A kőolajszármazékok többsége kisebb sűrűségű a víznél, ezért a talajba jutva a talajvíz felszínén maradnak, és adott körülmények között a talajvízzel továbbterjedhetnek. Minél telítettebb a talaj vízzel, annál kevesebb kőolajszármazék megkötésére képes. [4, 5]

A talaj kapilláris és vízemelő képessége befolyásolja a kőolajszármazékok beszivárgási hosszát. Amennyiben a talaj olajvisszatartó képessége meghaladja a beszivárgott olaj mennyiségét, a szennyezés helyben marad és előbb-utóbb a fényenergiát igénylő kémiai oxidáció, vagy a mikrobiológiai bontás révén lebomlik. A mikrobiológiai bontás során a baktériumok, fonalas gombák és élesztők a kőolajszármazékok szénhidrogén frakcióit fokozatosan lebontják, mineralizálják. Az

egyes összetevők mikrobiológiai átalakíthatósága a kémiai szerkezetükkel függ össze, legkönnyebben az n-alkánok, legnehezebben a gyűrűs szénhidrogének bonthatók le. Ellenkező esetben, vagyis ha nem történik meg a lebontás, akkor olajlencse alakul ki.[4]

2.1.2. Az olaj mozgása a talajban

Az olaj talajban történő mozgása során alapvető különbséget kell tenni az olajnak, mint fázisnak szétterülése és a vízben oldott olaj mozgása között. Amíg az oldott anyagok a szivárgó- és talajvízzel együtt vándorolnak, addig az olaj laza közetekben, talajokban összefüggő olajtestet képez. Ha az olaj behatol a talajba, lényegében a nehézségi erő hatására húzódik lefelé és ún. olajtest alakul ki, melynek alakja és nagysága a talaj és az alatta elhelyezkedő földtani összlet nemétől és szerkezetétől, valamint az olaj mennyiségétől és fizikai tulajdonságaitól függ (1. ábra). [6]



1. ábra Az olajtest mozgása Forrás: [6]

Egyenletes, egyenmő talaj esetén szabályos alakú olajtest alakul ki, mint ahogy azt az 1. ábra mutatja. (Az ábrák oldalán látható négyszögek a talajösszlet homogenitását/ inhomogenitását jelzik.)

Ha azonban nem egynemű talajjal van dolgunk, és ez a természetben rendszerint így van, akkor az olajtest többé-kevésbé szabálytalan alakot fog felvenni. A 2. ábrán megfigyelhető, hogy a kisebb áteresztő képességű réteg a szivárgó keresztmetszet szétterülését eredményezi, míg a jobb áteresztő képességű rétegbe történő átmenetnél lényegében azonos marad a szivárgási keresztmetszet.

Az igen kis áteresztőképességű, finom szemcsézetű közbenső rétegek (3. ábra) erősebb mértékben képesek visszatartani a szivárgó vizet, pl. iszapos, agyagos homokok vagy agyagok, jelentős mértékben akadályozhatják, vagy akár teljesen megszüntethetik az olaj behatolását a mélyebben fekvő rétegekbe. Ilyen esetben az olaj a talajvízszintig nem is jut el. [5, 6]

Ha a beszivárgott olaj mennyisége meghaladja a szivárgási tartomány olajvisszatartó képességét, akkor az olaj egészen a talajvízig hatol. Elegendő nyomás esetén behatolhat a talajvízbe, ez esetben azonban a kapilláris zónában vízszintesen szétterül. A 4. ábrán látható asszimetria a talajvíz áramlási iránya miatt jött létre.

Megállapíthatjuk, hogy amíg a szivárgási tartományban az olajbeszivárgás befejeződése után csak a talajszemcsékhez adszorbeált (viszonylag kis mennyiségű) olajtartalom van jelen, addig a kapilláris sávban a szabad olajmennyiségek feldúsulnak és mozgásukat korlátozza a kapilláris erő hatása. Míg a szivárgó sávban viszonylag gyorsan mozog az olaj, ezzel szemben a kapilláris sávban hónapok múlva, sőt évek múlva is maradnak nagyobb olajmennyiségek. Következtetésképpen a kapilláris zóna a kárelhárítás szempontjából egy jeles hely. A régebben bekövetkezett nagy olajbalesetek esetén ebből a zónából lehetett eltávolítani nem egyszer tekintélyes olajmennyiséget. [5, 6]

Végül pedig vizsgáljuk meg azt az esetet, amikor figyelembe vesszük azt, hogy az olajtestből a kis forráspontú, könnyen illó üzemanyagok a talajban is viszonylag könnyen párolognak.

A felszín alatti párolgás függ:

- az olajtermék minőségétől,
- a nyomástól,
- a hőmérséklet-gradienstől
- és a talaj áteresztő képességétől.

A szivárgási tartományban elhelyezkedő olajtest körül tehát szénhidrogén-gőzökből álló olajpárna fog képződni. Hasonlóképpen a talajvízen elfekvő olajlencse felett is kialakul ez a gázburok. Minthogy a gázosodó üzemanyag-gőzök a levegőnél

nehezebbek, ezek zömmel a kapilláris sáv feletti rétegben helyezkednek el, mint ahogy azt az 5. ábra mutatja. Mindebből következik, hogy ezek a gázok a szivárgó tartományban vándorló vízben oldódnak és növelik a talajvíz szennyeződését. [6]

2.2. Szervetlen szennyező anyagok

A talajba igen sokféle szervetlen szennyező anyag kerülhet be, melyek közül a toxikus fémek, a radioaktív izotópok, a légszennyező gázok és vegyületeik továbbá a műtrágyából származó ionok a legjelentősebbek. Ebben a fejezetben a talajba kerülő toxikus és ez által a talajt szennyező nehézfémeket fogom bemutatni, különös tekintettel a Gyöngyösorszáiban megtalálható toxikus fémeket (ólom, cink, és kadmium).

Az ipari forradalom óta egyre nagyobb mennyiségben jutnak be a környezetbe nehézfémek. A nehézfémek azok a fémek, amelyek sűrűsége 5 g/cm^3 -nél, rendszáma 20-nál nagyobb. Biológiai hatása bizonyos koncentrációtartományban, illetve a felett negatív. A legtöbb esetben a környezeti problémát a kadmium (Cd), az ólom (Pb), a réz (Cu), a króm (Cr), a cink (Zn), a nikkel (Ni), és a higany (Hg) szennyeződés okozza.

Nhézfém-szennyeződés jöhet létre a bányák és fémfeldolgozó üzemek, kohók környékén illetve az ipari és a kommunális hulladékok gondatlan kezelése, elhelyezés során is felléphet. A mezőgazdasági vonatkoztatásban a műtrágyák, talajjavító anyagok felhasználásával valamint szennyezett öntözővízzel kerülhetnek fémek a talajba. [7]

2.2.1. Ólom

Ólom a talajban vegyületek formájában, agyagszemcséken megkötődve, kolloid anyagokra tapadva vagy szerves anyagokkal képzett komplexként fordul elő. Oldhatóságát és mobilitását a talaj tulajdonságai befolyásolják (pH, szervesanyag-tartalom). A savanyú talajokban az ólom könnyebben oldódik. A talajok átlagos koncentrációja $10\text{--}70 \text{ mg/kg}$ száraz talaj, míg ólommal szennyezett talaj esetében ez elérheti a $100\,000 \text{ mg/kg}$ értéket is. [3, 5]

Mobilitása/mobilizálása a talajban:

A fémeknek csak a mobilis része jelent veszélyt a környezetre vagyis az a rész, amely az adott körülmények között oldódik, ennek következtében bevándorolhat a talajvízbe, felvehetik a növények, ezáltal bekerülhet a táplálékláncba, majd az emberi szervezetbe is.

Kísérletek igazolják, hogy savas közegben a nehézfémek jobban oldódnak, mint semlegesben és a szerves anyagok jelenléte vagy hiánya befolyásolja az oldódást. A talajban levő szennyező nehézfémek oldhatóságának ellenőrzésére frakcionált extrahálást (Tessier módszer) alkalmaznak. Az USEPA TCLP eljárást a talajból vagy hulladéklerakóból elfolyó vizek veszélyességének becslésére alkalmazzák. Az eljárások közös hibája, hogy egyrészt kizárólag savas tartományban történik a vizsgálat, másrészt tiszta vegyszerekkel dolgoznak szerves anyagok jelenléte nélkül, melyek fontos szerepet játszanak a nehézfémek oldódásában. [8]

Ólom a növényekben:

A növényekben is kimutatható ólom, amely részben a levegőből ülepszik ki a levelekre és az ágakra, részben pedig a talajból vehetik fel. Talajból történő ólomfelvétel esetén a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti részeik. A többi nehézfémhez képest mérsékelten fitotoxikus. A növények számára nem esszenciális, kis mennyiségben azonban stimuláló hatású lehet. [7]

Az ólomszennyezés az egész világra kiterjed, érintetlen terület gyakorlatilag nincs. A növények ólomtartalma és a talaj ólomkoncentrációja között pozitív lineáris összefüggés áll fenn. Az ólommal szennyezett talajok esetében csökken a mikrobiológiai tevékenység és az enzimaktivitás. A mezőgazdaságban termelt növényekbe kerülő ólom egyik forrása a talajjavításhoz használt műtrágya. [8]

2.2.2. Cink

A szennyezetlen talajok cinktartalma 10-300 mg/kg, átlagos koncentrációja 50 mg/kg. A szennyezett talajok általában néhány száz vagy néhány ezer mg/kg-nyi cinket tartalmaznak. A talaj cinktartalmát úgy határozzák meg, hogy oxidáló savas feltárással oldatba viszik a cinkvegyületeket, majd megfelelő analitikai előkészítés után atomabszorpciós spektrometria vagy atomemissziós spektrometria segítségével mérik az oldat cinkkoncentrációját („összes cink”). [9]

Megkülönböztethetünk: ioncserére képes cinket, karbonáthoz kötődő cinket, oxidokhoz kötődő cinket, szerves anyagokhoz vagy szulfidokhoz kötődő cinket, illetve maradékot.

Kísérletek igazolják, hogy természetes körülmények között, semleges pH mellett a fémek megkötődnek a talajban, nem vándorolnak, ezért kevésbé veszélyeztetik a környezetüket. Felmerül a kérdés, hogy mi történik akkor, ha ezeket a körülményeket megváltoztatjuk, nos ebben az esetben is kísérleteket végeztek és arra jutottak, hogy a Zn esetében van egy olyan kritikus pH érték ahol oldhatósága hirtelen megnövekszik, ez a kritikus pH érték $6,2 \pm 0,2$. [9]

Cink a növényben:

Ha a talajban nagy a nehézfém-koncentráció az gátolja a növények fejlődését. Esetünkben a cink fontos nyomelemként szolgál, hiszen az enzimekreakciókban szerepe nélkülözhetetlen, ezért ha a talaj a szükségesnél kevesebb cinket tartalmaz, akkor az gátolja a növények fejlődését. Amellett, hogy esszenciális mikroelem az egyik legkönnyebben felvehető nehézfém a növények számára.

Cink juthat a termőtalajokba foszfátműtrágyákból, szerves trágyákból, meszező anyagokból, komposztokból, szennyvíziszapokból és peszticidekből. [7]

2.2.3. Kadmium

A szennyezetlen talajok kadmiumtartalma 0,06-1,1 mg/kg, hazai viszonylatban a talajok többségének $<0,6$ mg/kg a kadmiumtartalma.

A kadmium a talajba ipari tevékenységek mellett foszfátműtrágyákkal, szennyvíziszappal, ipari és háztartási hulladékkal dúsul fel. A foszfátműtrágyák kadmiumtartalma 0,1-170 mg/kg lehet, amelyek a talaj kadmiumtartalmát jelentősen megemelték akár 100 g/ha/év értékkel. [10]

Szakaszos vagy frakcionált extrakció segítségével vizsgálják a fémek megjelenési formáit ezek megkötődését illetve oldhatóságukat. A kadmium előfordulhat a talajoldatban oldott formában, szervetlen és szerves kolloidokhoz kötve, talajásványokba zárva és oldhatatlan csapadék formájában is. Bonyolítja a dolgot, hogy a fémek megjelenési formái nem állandóak több tényezőtől is függenek melyek hatására megváltozhatnak. Megfigyelték, hogy a növények gyökere sokkal könnyebben felszívja a kadmiumot, ha a gyökérzet környezetében kloridok is vannak. Ennek pontos oka ismeretlen, úgy vélik a klorid megkönnyíti a Cd diffúzióját a gyökerekben, vagy a Cd-Cl komplex biológiaiilag hozzáférhetőbb a növények számára. [5, 10]

Kadmium a növényekben:

A kadmium és a cink geokémiai és környezeti tulajdonságai hasonlóak és vegyületeikben helyettesíthetik egymást, de míg a Zn az élő szervezet számára nélkülözhetetlen addig a Cd nem az. A kadmium a talajban nem mozog (nem mosódik ki), ezért a felső rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. A növények számára a kadmium könnyen felvehető, és a növényen belül is könnyen szállítódik. A növények kadmiumfelvételét a talaj kémhatása, kationcserélő képessége, szervesanyag-tartalma, redox viszonyai, klorid- és cinkion-tartalma befolyásolhatják. Savanyú kémhatású talajból a növények több kadmiumot tudnak felvenni. Lineáris összefüggés van a talajok és a növények kadmiumtartalma között. A növények sokszor nagy mennyiségben halmozzák fel látható mérgezési tünetek nélkül, így az könnyen a táplálékláncba kerül, veszélyeztetve az ember egészségét.

A fenti okok és az emberi szervezetre gyakorolt toxikus hatása miatt a kadmiumot az egyik legveszélyesebb nehézfémnek tekintik. [7, 10]

2.3. Fitoremediáció

A fitoremediáció a görög fiton (növény) és a latin remediare (orvosol, helyrehoz) szavak kombinációja. Az eljárás során növények segítségével tisztítjuk meg a talajt és a környezetüket a szennyezőanyagoktól. A vegyi anyagok koncentrációját tehát olyan kis értékre csökkentjük, amelynek a kockázata már elfogadható. [7]

A fitoremediációnak számos előnye ismert néhányat szeretnék közülük kiemelni: említésre méltó, hogy ez egy környezetkímélő technológia, gazdasági szempontból pedig nem elhanyagolható az a tény sem, hogy a hagyományos fizikai vagy fizikai-kémiai talajtisztítási eljárásokkal szemben lényegesen olcsóbb, a talaj szerkezete nem sérül, biológiai aktivitása nem fejeződik be. Az eljárás nagy felületen in situ alkalmazható. A betakarított, szennyeződést tartalmazó biomasszából elégetés után a nehézfémek visszanyerhetők.

Számos előnye mellett azonban hátrányai is vannak a technológiának: sajnos rendkívül időigényes folyamat, a növények csak bizonyos szennyezőanyagokat vesznek fel illetve bontanak le, ezekről az úgynevezett fitoremediációs növényekről gondoskodni kell. [7]

A 90-es években felgyorsultak azon kutatások, amelyek a fitoremediációt vizsgálták, újabb eljárások jelentek meg így például a fitodegradáció, a rizofiltráció, a fitostabilizáció és a fitoextrakció.

A fitostabilizáció során nehézfém-toleráns növényeket alkalmaznak, segítségükkel megakadályozzák, hogy a szennyezett talajból a nehézfémek a talajvízbe vagy a levegőbe kerüljenek. Bizonyos fűfélék a talajba került nehézfémek mobilitását csökkentik.

A fitoextrakció a szennyezőanyagok felvételét és akkumulációját jelenti, melynek segítségével megtisztítják a nehézfémekkel szennyezett talajokat. Az eljárás során a növények a hajtásban és a gyökérben halmozzák fel a nehézfémeket. [4]

2.3.1. Szerves szennyező anyagok fitoremediációja

A szerves szennyező anyagokkal szennyezett talajt termikus, fizikai, kémiai, és biológiai módszerekkel lehet mentesíteni. Illékony vagy vízzoldható szennyező anyagok eltávolítása a felszíni talajból hagyományos remediációs technikák alkalmazása esetén a leggazdaságosabb. Amennyiben viszont a szerves szennyező anyag nem illékony és vízzoldhatósága is kicsi, költségesebb eljárásokat kell alkalmazni (fitoremediáció). [7]

A fitoremediáció alkalmazása felszíni talajon in situ azaz kitermelés nélkül képzelhető el az alábbi talajszennyeződések esetén:

- kőolaj és származékai, policiklusos aromás szénhidrogének,
- klórozott szénhidrogének
- peszticid maradványok.

A laboratóriumi és üzemi kísérletek ellenére a szerves szennyező anyagokkal szennyezett talajok fitoremediációjának gyakorlati alkalmazása nincs olyan előrehaladott állapotban, mint a szervetlen szennyezőké, aminek több oka is van:

- többféle szerves szennyező anyag létezik, mint szervetlen, ezáltal több fitoremediációs eljárás kidolgozását igényli,
- könnyebb a szervetlen szennyező anyagok sorsát nyomon követni a talaj-mikroba-növény rendszerben, mint a szerves szennyező anyagokét a bomlástermékek magas száma miatt melyeket nehéz kimutatni,

- a fitoremediáció alatt számos fizikai, biológiai és kémiai átalakuláson mennek keresztül, felvehetőségük is folyamatosan változik,
- mivel a növények maguk is szerves molekulákból épülnek fel, nehezebb bennük nyomon követni a szerves szennyező anyagok sorsát. [7]

A fitoremediáció alkalmazása során több gyakorlati problémával találkozhatunk, így például akadály lehet, hogy a terület, amely mentesítést igényel, nem alkalmas növények termesztésére, nehezen megközelíthető, akadály lehet a terület felszántása, a törmelékek eltávolítása, gondot okozhat, hogy a szerves szennyező anyagok sókkal együtt fordulnak elő a talajban. A szennyezőanyag-eloszlás a legtöbb területen heterogén ezért fontos a helyes mintavételi-analitikai eljárás kiválasztása. Nagy körültekintéssel kell kiválasztani továbbá azt a növényfajt, amely fejlődésnek indul a szennyezett területen. Általában natív növényfajok alkalmazásával több siker érhető el, mint a mezőgazdasági növényekkel. A kiültetés előtt a talajt körültekintően elő kell készíteni. Gondoskodni kell a terület csapadékelvezetéséről, öntözéséről, az átszűrődött víz összegyűjtéséről és kezeléséről, az erózió megakadályozásáról. A növények gyökerei lazítják a talajt és a gyökerek csatornákat képeznek a mélyebb rétegek felé, ügyelni kell tehát arra, hogy a szerves szennyező anyagok ne mosódjanak ki. Meg kell akadályozni, hogy a növények közvetítésével szennyező anyagok kerüljenek a táplálékláncba.

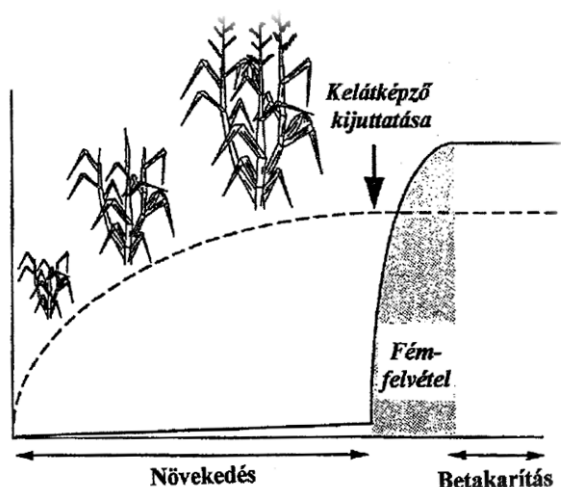
A fitoremediációt tehát nem lehet univerzálisan alkalmazni a szerves vegyületekkel szennyezett talajok megtisztítására. A fitoremediációs hatás csak a talaj legfelső 0,5-1,0 méteres rétegében figyelhető meg. [7]

2.3.2. Szervetlen szennyező anyagok fitoremediációja

A szennyezett talajok tisztítására számos remediációs technika áll rendelkezésre, mint például a talajmosás vagy szerves anyag kijuttatás melyek segítségével a talajt meg lehet tisztítani illetve a fémeket immobilizálni. Hátrányuk, hogy károsítják a talaj fizikai szerkezetét annak biológiai aktivitását és termékenységét. Fitoremediáció alkalmazása részben kiküszöbölheti ezeket a gyakorlati problémákat. A nehézfémek közül az ólom fitoremediációjára vonatkozóan rendelkeznek a legtöbb ismerettel. Az ólom mellett a cink, a kadmium illetve a nikkel fitoremediációjára is szerepelnek ismeretek. [7]

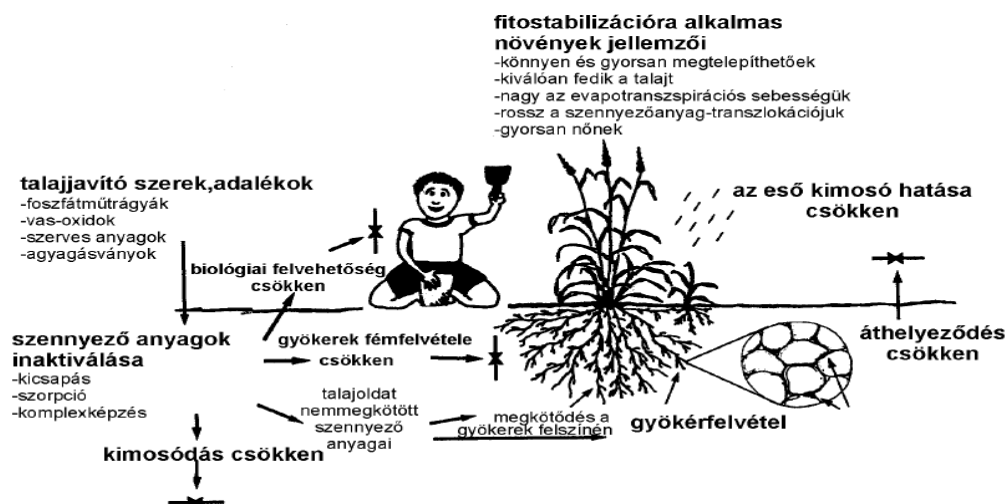
Ólomszennyezés remediációja

Az ólom eltávolítása a talajból nagyon nehéz mivel erősen kötődik, ezért ezeket a talajokat leggyakrabban kitermelik, területöltésre használják fel, illetve ellenőrzött körülmények között deponálják, gyakran cementtel stabilizálják vagy aszfaltréteggel takarják le. Ezek a technológiák nagyon költségesek továbbá a talaj szerkezetét is tönkretesz. Versenyképes lehetőséget jelenthet az ólommal szennyezett talajok kezelésére az indukált fitoextrakció illetve a fitostabilizáció. Az indukált fitoextrakció során kelátképzők kijuttatásával teszik a fémeket könnyen felvehetővé. (2. ábra) A növények fémakkumulációja kelátképző szerekkel elősegíthető, ezek a nehézfémek kötésformáit változtatják meg és így azok könnyebben felvehetővé válnak. A technológia során olyan növényeket termesztene a szennyezett talajon, amelyek eltűrik a nagy fémkoncentrációt és emellett nagy mennyiségű biomasszát képeznek. Amikor a növények föld feletti hozama eléri a maximumot akkor fémeket kelatizáló vegyületeket juttatnak a talajba. A fémek mobilitása megnő és a növények néhány napig jelentős mennyiségű fémot vesznek fel a gyökerekbe, melynek nagy része áthelyeződik a hajtásba. [7]



2. ábra Indukált fitoextrakció modelle, Forrás: [7]

Előnye, hogy a területen rövid ideig van jelen a sok fémeket tartalmazó növényi biomassza. Hátránya, hogy a kelátképzők talajba juttatásával fennáll annak a veszélye, hogy megindul a növények által fel nem vett kelátok talajvíz felé történő kimosódása. Az ólommal szennyezett talajok fitostabilizációval is eredményesen kezelhetők. Legeredményesebben foszfátokkal, szerves anyagokkal, agyagásványokkal lehet megkötni.(3. ábra) [7]



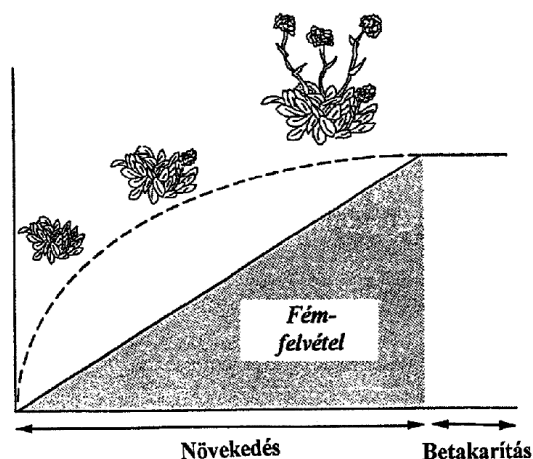
3. ábra A fitostabilizáció során lezajló folyamatok Forrás: [7]

Cink- és kadmiumszennyeződés remediációja

A fitoremediációs technikákon belül a talajok cink-és kadmiumszennyeződésének eltávolítása a gyakorlatban folyamatos fitoextrakció segítségével történik. Folyamatos fitoextrakció során hiperakkumulációra képes növények segítségével vonják ki a nehézfémeket a talajból. A folyamatos fitoextrakció során a növények az átlagosnál nagyobb mennyiségű fémeket vesznek fel és azt a hajtásba helyezik át. (4.ábra)

A magasabb rendű növények fémfelvétele alapvetően három módon alakulhat:

- a „kirekesztő” növényekben nem nő a talaj fémkoncentrációjával arányosan a fémfelvétel, hiszen a fémek a gyökerekben akkumulálódnak és kevés helyeződik át a hajtásba,
- indikátornövények esetében a gyökérben és a hajtásban a talaj fémterhelésével arányosan emelkedik a fémfelvétel,
- esetünkben pedig a hiperakkumulátor növények hajtásaiban jóval nagyobb mennyiségben halmozódnak fel a fémek, mint az a talaj fémkoncentrációjából következne. [7]



4. ábra Folyamatos fitoextrakció modelle, Forrás: [7]

Hiperakkumulációról akkor beszélünk, ha a növény adott szervében a fémkoncentráció meghaladja az 1000 mg/kg szárazanyag értéket, a növény tehát jóval nagyobb mennyiségben veszi fel az adott elemet, mint az annak talajbéli koncentrációjából következne. A növények fém hiperakkumulációját illetően sok még a tisztázatlan kérdés. Nem jelenthető ki egyértelműen, hogy a hiperakkumulációra képes növények fémfelvétele nagyobb mértékű, mint a hiperakkumulációra nem képes növényeké, ez mindig az adott növénytől és fémtől függ. Nyilvánvaló viszont, hogy ezek a növények sokkal nagyobb fémtoleranciával rendelkeznek, mint a közönséges növényfajok. [7]

A technológia során több gyakorlati probléma is felmerül közülük az egyik jelentősebb, hogy a növények sekélyen gyökereznek, nagyon lassan fejlődnek, föld feletti hozamuk kicsi, általában nem haladja meg az 5 tonnát hektáronként, így a fémtávolítás hatékonysága alacsony. Kutatások folynak, hogy a fémtoleranciáért felelős géneket olyan mezőgazdasági növényekbe ültessék át melyek gyorsan nőnek, nagy mennyiségű biomasszát képeznek és mélyen gyökereznek. Erősen szennyezett talajokon több évtized szükséges ahhoz, hogy a talaj teljesen megtisztuljon a szennyezőktől. Ezek a növények azonban nem minden környezetszennyező fémeket képesek felvenni, nem ismerünk olyan fajt, amely a króm vagy az urán hiperakkumulációjára képes. A folyamatos fitoextrakció elsősorban a mérsékelt szennyezett talajok tisztítására alkalmazzuk, ebben az esetben nem törekszünk a talaj teljes megtisztítására.

2.3.3. Fitoremediációs növények

Bársonymályva (Sida hermaphrodita)

A bársonymályva a mályvafélék családjába tartozó, bokrosodó, évelő növény, melynek élettartama 20-30 év. Kedvező körülmények között évente 20-40 db, 3-5 m magas, télen elszáradó hajtásokat fejleszt. A fagyoknak és a szárazságnak jól ellenálló növény. A talajjal szemben nem igényes, szinte minden típusú talajon képes termést hozni. Mégél a szennyvíztelepi iszapon, szénhidrogénnel, nehézfémekkel szennyezett talajon is, sőt „megtisztítja” azt vegetációs időszaka alatt, és így gyakorlatilag újra mezőgazdasági művelésre teszi alkalmassá. A termőterület minőségétől függően a betakarított mennyiség 9-25 t száraz tömeg/ha/év. A betakarítás folyamán az energiasűrűség 50-60%, a nyárfának 60% fölötti, addig a sida nedvességtartalma 16-25%, fűtőértéke pedig 18,75 MJ/kg. A 71/2007. (VII.27.) FVM rendelet 1. számú melléklete alapján az igénybe vehető maximális állami támogatás 110 000 Ft/ha. [11, 12, 13]

Bíbor kasvirág (Echinacea purpurea)

A bíbor kasvirág (vagy másképpen kúpvirág) Európában nem őshonos évelő, lágyszárú növény, amely a fészekvirágúak családjába tartozik. Eredeti hazája Észak-Amerika keleti része. Szárazságtűrő, 60-70 cm magasra is megnő. Fényigényes, melegkedvelő növény, a téli fagyokat és a tavaszi hőingadozást jól tűri. Normál, közepes tápanyagtartalmú és jó vízáteresztő képességű talajokat kedveli, de a száraz, kötött, agyagos talajon is megél. [11]

Borsikafű (Satureja hortensis)

20-50 cm magas, erősen elágazó, fényigényes, szárazságot is tűrő, egyéves növény. Talaj- és termőhely igénye a majoránnáéval egyező, vagyis hideg agyagos vagy homokos talajokon nem érdemes kísérletezni vele. Ideálisak számára a közép-kötött nagyon jó vízgazdálkodású, humuszban gazdag vályog-, lösz-, öntéstalajok. Sekélyebb termőréteg is megfelelő, ha tápanyagokkal jól ellátott. [14, 15, 16]

Levendula (Lavandula angustifolia)

A levendula az árvacsalánfélék családjába tartozó mediterrán növény, mely elbokrosodik, szabadföldbe kiültetve télen sem károsodik és sokáig, akár 40-50 évig is él. A kifejlett növény magassága virággal együtt 60-80 cm, a bokrok átmérője 50-100 cm is lehet. Levele hosszúkas, 3-4 mm széles, 2-3 cm hosszú, ezüstös-zöld színű. Virágzata hengeres, 6-8 cm hosszú, színe a jellegzetes levendulakék, mely a sötét kékeslilától a fakóbb ibolyakékig változhat. [17, 18]

Energiafűz (Express, Salix alba)

Ez az energetikai célú fűz az őshonos fehér fűz nemesítéséből származik. Gyökérzete mélyre hatoló, naponta 3-3,5 cm-t képes nőni mint tömegre, mint hosszra egyaránt. Kedvező tulajdonságai közé tartozik, hogy nagyfokú környezeti tűrőképességgel rendelkezik, betegségekkel szemben ellenálló, a vadak nem kedvelik acetil alkohol tartalma miatt, magas talajvízű vagy árvizes területen naponta egy kifejlett növény kb. 15-20 l vizet képes elpárologtatni továbbá évente képes ha-ként 20-30 t szennyvíziszapot is feldolgozni, hasznosítani. Hozama 1. év után kb. 8-10 t/ha/év míg a 3. év után már 40-60 t/ha/év. Szennyezett területeken a hasznosítás módjától, illetve az évjárattól függően 5-30 t/ha száraanyag takarítható be. [11]

Koltay nyár (Koltay cv. euramericana)

Hímivarú nemesnyár fajta. Növekedése erőteljes, az egyik legkiemelkedőbb a hazai nyárfajtáink között. Széles termőhelyi skálán termesztethető, tág tűrőképességű fajta. Általában a nyárfa kiválóan alkalmazható fitoremediációra. Gyökérzetük a talaj mélyebb rétegeit is eléri, könnyen adszorbeálják, lebontják és/vagy detoxikálják a szennyezőanyagokat, miközben gátolják a talajeróziót. Nagy mennyiségű biomasszát termelnek, könnyen szaporíthatóak, a világon széles körben elterjedtek. [7, 19, 20]

Közönséges nyír (Betula pendula)

Magyarországon szinte mindenhol megtalálható. A fák magassága elérheti a 25-30 m-t. A kéreg fiatalon fehéres papírszerűen vékony, gyűrűsen leváló, később sötétszürke mélyen repedezett. Gyökérzete bojtos alakú szívgyökérrendszer, gyökeresedési mélysége talajviszonyoktól függően 80-120 cm. Levelei hosszú nyelűek, deltoid alakúak, duplán fűrészes szélűek. Rekultivációs célokra kiválóan alkalmazható növény. [11, 21, 22]

Turkesztáni szil (Ulmus pumila celer)

A turkesztáni szil a szilfafélék családjába tartozó 3-6 m-re növő fa. Igen ellenálló a kórokozóval szemben. Gyors növekedésű, rendkívül szívós, ellenálló, talajban és vízben is tartós, nagy teherbírású, sokrétűen alkalmazható. [19]

Vörös tölgy (Quercus rubra)

A vörös tölgy a kétszikűek osztályának a bükkfélék családjába, azon belül a tölgy nemzetségbe tartozó fa. Hazája Észak-Amerika. 30-35 m magasra nőhet, a hazai tölgy fajtáknál gyorsabban. A mérsékelt égöv hűvös, atlantikus klímájának a fafaja. Atlantikus klímaigényét mutatja az, hogy a szélsőséges hideget nem kedveli, de a száraz, meleg síkságokra sem ereszkedik le. A dombvidéken és a középhegységekben nő. Mészkerülő, de a kis mésztartalommal szemben toleráns. Hazánkban mintegy 80 éve telepítik, leginkább a barna erdőtalajokon érzi magát jól. Sovány talajokon a teljesítménye visszaesik. Nagy előnye, hogy nincs olyan károsítója, amely jelentős növedékvesztést okozna. Koronája nagy, telt, gömbös. Ezüstszürke a kérge, sokáig sima marad, később repedezett és egyre sötétebb. Levele ősszel rubinvörössé változik, a faj innen kapta latin nevét. [19, 21]

3. Anyag és módszer

A vizsgálatok elvégzéséhez szükséges minták vétele két településen történt, Debrecenben a Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területénél és Gyöngyösorosziban a bánya környékén. A következőkben részletesen szeretnék kitérni a mintavételezés pontos helyeire, a mintavételezés menetére és a vizsgálati módszerekre.

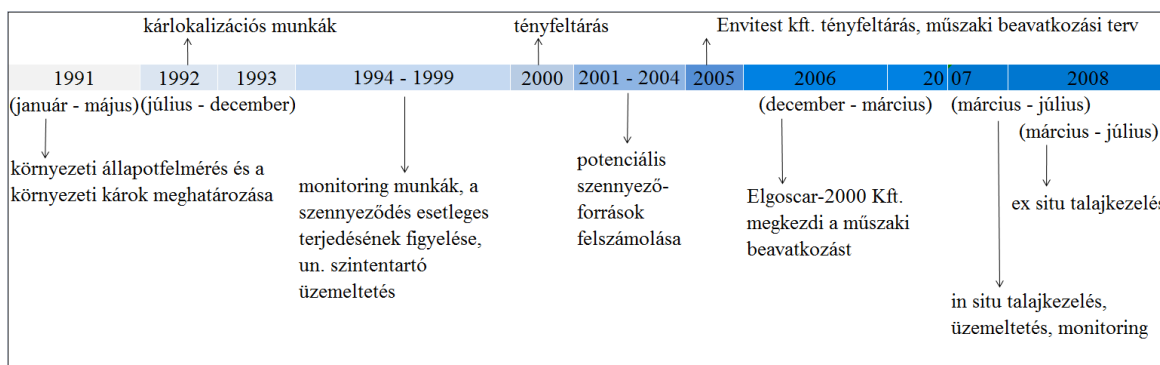
3.1. A mintavételi helyek és kiválasztásuk előzményei

Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló

A mintavételi terület Debrecen központjától 5 km-re, a város DK-i részén, Hajdúháton helyezkedik el, melyet nyugaton a Tócs patak határol.

Az 5. ábra a kármentesítési lépéseit mutatja be időrendi sorrendben. A volt szovjet csapatok kivonulásakor a területen környezeti állapotfelmérést és környezeti kárszámítást végeztek. Egyértelművé vált, hogy a talajt és talajvizet rendkívül nagymértékű szennyeződés érte. Különösen veszélyes és nagy kiterjedésű szennyeződést találtak a két központi (I. és II. sz.) valamint az ún. álcahalós kerozintárolók területén. A három terület közül én az I. üzemanyagtároló területét (6. ábra) mutatom be részletesen.

A földtani közeg vizsgálata során a Tiszántúli KTVF által meghatározott „D” kármentesítési határérték 2500 mg/kg volt. Azokon a területeken, ahol a földtani közeg közvetlenül ki volt téve a szennyezésnek (tartályok-, csővezeték mentén) ott a szennyezett földet kitermelték, a kezelésre kialakított biodepóniába szállították, ahol forgatással és enzimes belocsolással ex situ tisztították. A kitermelt föld helyére tiszta földet szállítottak. A kármentesítés ideje alatt az I. sz. üzemanyagtárolón 3 370 m³ szennyezett földet tisztítottak meg 2008. július 31-re. [22]



5. ábra A kármentesítési lépéseit időrendi sorrendben, Forrás: [22]

Az I. számú üzemanyagtároló területén vizsgált növények: bársonymályva, bíbor kasvirág, borsikafű, levendula, energiafűz, Koltay nyár, melyek 2008-ban lettek a területre telepítve.

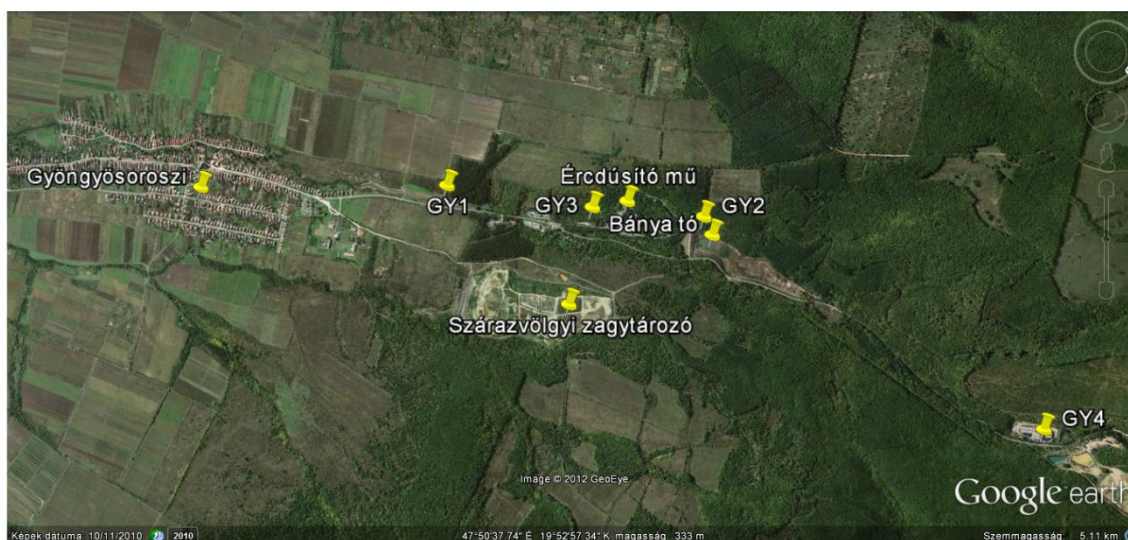


6. ábra Debreceni repülőtér területe, Forrás: Google earth

Gyöngyösoroszi bánya terület

A Mátra területén évszázadok óta folyik bányászati tevékenység. Gyöngyösoroszi körzetében 1962-ben indult meg az ipari ólom- és cinkbányászat. Az 50-es években az ország legnagyobb teléres ólom-, cinkércelőfordulására aknákat és ércelőkészítő műveket telepítettek. A kitermelt ércet a Gyöngyösoroszi bányában törték és flotációs eljárással dúsították, majd a leválasztott szfalerit és galenit színpont külföldön kohósították. Az ólom, rezes ólom, cink és pirit színpont leválasztása után visszamaradt meddőt csővezetéken a Szárazvölgyi flotációs meddőhányóra szállították fel. 1986-ban az Országos Érc- és Ásványbányák megszüntette az ólom- és cinkércbányászatot, majd az ércfeldolgozást. [23, 24]

Gyöngyösorosziban a bánya környékét mutatja a 7. ábra, ahol 4 mintavételi helyett jelöltünk ki melyek a következők: régi szeméttelp, a bársonymályva ültetvény, a turkesztáni szil ültetvény és a közönséges nyírfa ültetvény területe.



7. ábra Gyöngyösorósi bánya terület, Forrás: Google earth

A régi szeméttelen a volt flotáló mű hídjaiban kiülepedett és vegyszerrel előkezelt iszapot hordták ki a területre kommunális és egyéb ipari hulladékkal. 2003-ban a BIOCENTRUM (Környezetvédelmi és Vízgazdálkodási Kft.) elvégezte a hulladék válogatását, majd 18 %(V/V) TVK mésziszap takarójából mészmárvó 11-13 pH közötti hulladékanyaggal megtörtént a terület savas pH-jú anyagának a semlegesítése. A területre jellemző fajták a vörös tölgy és a Koltay nyár. A vörös tölgy fejlődése rendkívül lassú, míg a Koltay nyár törzse 9 év alatt az 1-1,5 cm átmérőről 10-15 cm-re nőtt, addig a vörös tölgy törzsátmérője a 0,8-1,2 cm-ről 1,5-2,5 cm-re.

A második mintavételi hely a bársonymályva ültetvény volt. A bársonymályvát a Toka patak árterére, flotációs iszappal időszakosan elöntött területre telepítették.

Turkesztáni szil ültetvény területét jelöltük ki a harmadik mintavételi helyként, amit az Altáró mellett tervezett, Használt Akkumulátor Feldolgozó (HAF) területén területrendezés céljából odahordott flotációs meddőre ültették.

A közönséges nyírfa ültetvényt választottuk ki a negyedik és egyben az utolsó mintavételi helyként. A flotálás révén visszamaradt úgynevezett meddő anyagot szállították ki a területre és helyezték el a domboldalon. A flotációs iszap meddőben csak a nyírfa gyenge hajtásai maradnak meg, egyéb fás vagy lágyszárú növény közel 60 év elmúlásával sem telepszik meg a „vörös homoknak” emlegetett iszapban.

3.2. Talaj- és növénytavétel

Vizsgálatom tárgyát képezte az adott területeken telepített fák és lágyszárú növények fitoremediációs képességének a megismerése, melynek érdekében a területekről talaj- és növénytavételeztam.

3.2.1. Talajtavétel

Gyöngyösoroszi területén a tavételre 2012.04.19-én került sor melynek helyszínei a fentebb említett 4 terület volt. A Debreceni Repülőtér I. sz. üzemanyagtároló területén ez 2012.08.02-ra esett. A talajtavételezt talajfeltárással 2 különböző mélységből (0-20 cm és 20-50 cm) megtisztított kézi ásóval vételeztam. A kiásott tavételezt nehézfémzennyezés esetében műanyag tavatároló edénybe tettem, míg kerozinzennyezés esetében teflon edényben helyeztem el mivel fontos, hogy a tárolt anyag ne lépjen reakcióba a tavatároló edény anyagával. A tavatároló edényeket megfelelő azonosító felirattal láttam el. A tavétel során ügyeltem arra, hogy idegen anyag ne kerüljön a tavékba.

3.2.2. Növénytavétel

A Gyöngyösoroszi gyökér- és ágavételezt a talajtavételezzel azonos napon kerültek megvételre, melyek a talajtavételezzel megegyező tavételreli helyekről származtak. 2012. júniusában ugyanezekről a pontokról levélavételezt vettem, mivel korábban az időjárásli viszonyok ezt nem tették lehetővé. A tavételhez metszőollót, kézi fűrészt illetve a zennyezések elkerülése végett gumikesztyűt használtam. A tavételezt ezt követően légmentesen záró zacskóba gyűjtöttem össze és a megfelelő azonosító felirattal láttam el.

A Debreceni Repülőtér I. sz. üzemanyagtároló területén a gyökér-, ág-, és levélavételezt megvételére 2012.08.02-én a talajtavételezzel megegyező időpontban került sor. A tavételhez a fentebb említett eszközöket használtam.

A talajok és a növények laboratóriumi vizsgálata az Elgoscár-2000 Kft. fűzfőgyártelepli akkreditált laboratóriumában valósult meg, melynek során a debreceni repülőtér területéről begyűjtött tavék szénhidrogén (kerozin), Gyöngyösoroszi esetében pedig a tavék toxikus nehézfém (ólom, cink és kadmium) tartalmát vizsgáltam.

3.3. Debreceni repülőtér I. számú üzemanyagtároló

3.3.1. Talajminta előkészítése és EPH tartalmának meghatározása

A TPH (*Total Petrol Hydrocarbons*): Összes ásványiolaj-eredetű szénhidrogén, ami két részre bontható, EPH-ra és VPH-ra. Vizsgálataim során én az EPH-val foglalkoztam részletesebben. Az EPH (*Extractable Petrol Hydrocarbon*): extrahálható ásványiolaj-eredetű szénhidrogént jelent.

A talajminta előkészítése MSZ 21470-2:1981 szabvány szerint történt. [25]

A légszáraz talajmintákat először megtisztítottam az elhalt növényi maradványoktól. A minta nem tartalmazott meddőt, így azt nem kellett eltávolítani. Következő lépésként a tiszta talajmintát porcelánmozsárban összetörtem. Minden talajminta után az őrlőteret egy száraz papírtörölővel kitöröltem.

A talaj nedvességtartalmát többféle módszerrel is meg lehet határozni, alkalmazásukat a vizsgálati cél és a körülmények alapján dönthetjük el. Az általam választott vizsgálati módszer a szárítószekrényes vizsgálati módszer volt.

Első lépésként az üveg mérőedények tömegét üresen lemértem és feljegyeztem, ezt követően a homogenizált talajmintákat bemértem a mérőedényekbe és szárítószekrényben 105 °C-on tömegállandóságig szárítottam, majd miután kihűlt tömegét analitikai mérlegen visszamértem és feljegyeztem. A nedvességekülönbség alapján a talaj nedvességtartalmát a száraz talaj tömegéhez viszonyítva tömegszázalékban fejeztem ki a következő képlet alapján:

$$N_{t\%} = \frac{G_n - G_{sz}}{G_{sz}} \cdot 100$$

ahol:

$N_{t\%}$ = nedvességtartalom tömegszázalékban

G_n = nedves talajminta tömeget

G_{sz} = száraz talajminta tömege.

A EPH meghatározása talajminták esetében az MSZ 21470-94:2001 szabvány szerint történt. [27]

25g homogenizált talajmintát 0,01g pontossággal bemértem egy üvegedénybe majd 25 g vízmentes nátrium-szulfáttal porcelánmozsárban homogenizáltam.



8. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területéről származó talajminták extrahálás után, Forrás: Saját készítés

100 ml-es üvegbe beleöntöttem. Minden talajminta után a porcelánmozszarat egy papírtörő segítségével kitöröltem, hogy a minták ne keveredjenek egymással. Ehhez a talaj- nátrium-szulfát keverékhez 10 ml acetont adtam, amivel jól összeráztam a mintát. A következő lépésként hozzáadtam 200 μ l 1-4 diklór-benzolt-kísérő standard munkaidőanyagot, aminek a töménysége 2 μ g/ μ l, 500 μ l C₃₂-belső standard munkaidőanyagot, melynek töménysége 3 μ g/ μ l volt és 15 ml n-hexánt. A mintát légmentesen lezártam és 15 percig ultrahang kádban extraháltam.

Az üveg tartalmát szobahőmérsékleten hagytam lehűlni (8. ábra), közben a talaj is leülepedett, majd az extraktumot óvatosan kupakos üvegbe szűrtem. A mintákat sorszám és név alapján felvittem a táblázatba és kiválasztottam a módszert, ami az EPH1 volt (ez a módszer C₃₆-ig mér).

3.3.2. Növényminta előkészítése és EPH tartalmának meghatározása

A növények gyökerét, ágát és levelét csapvízzel alaposan lemostam. A gyökér és ág mintákat metszőolló segítségével a lehető legapróbbra vágtam össze. Levélmintákat porcelán dörzsmozsárban összemorzsoltam. A szárazanyagtartalmat a fentebb leírtakkal megegyezően határoztam meg.

Az EPH meghatározása növényminták esetében is az MSZ 21470-94:2001 szabvány szerint történt. [26]

A növényminták előkészítése annyiban tér el a talajétól, hogy 10g homogenizált növénymintát mértem be nem adtam hozzá nátrium-szulfát-ot és 200 μ l 1-4 diklór-

benzolt-kisérő standard munkaidő helyett 250 µl-ot adtam a mintához. A mintát légmentesen lezártam és 30 percig ultrahang kádban extraháltam.



9. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területéről származó növényminták extrahálás után, Forrás: Saját készítés

Az üveg tartalmát szobahőmérsékleten hagytam lehűlni (9. ábra), majd az extraktumot óvatosan kupakos üvegbe szűrtem. A mintákat sorszám és név alapján felvittem a táblázatba és kiválasztottam a módszert, ami az EPH1 volt (ez a módszer C₃₆-ig mér).

Az analitikai meghatározást Fűzfőgyártelepen az Elgoscár-2000 Kft. akkreditált laboratóriumában Cegilent 6850 FID GC System gázkromatográf segítségével végeztem.

3.4. Gyöngyösoroszi bánya területe

A talaj- és növényminta előkészítése ugyanúgy, mint a debreceni minta esetében, itt is az MSZ 21470-2:1981 szabvány szerint történt a korábban leírtakkal megegyezően. [27]

3.4.1. Talajminta előkészítése és toxikus nehézfém tartalmának meghatározása

A talajminták esetében a toxikus nehézfém tartalom meghatározása az MSZ 21470-50:2006 szabvány szerint történt. [28]

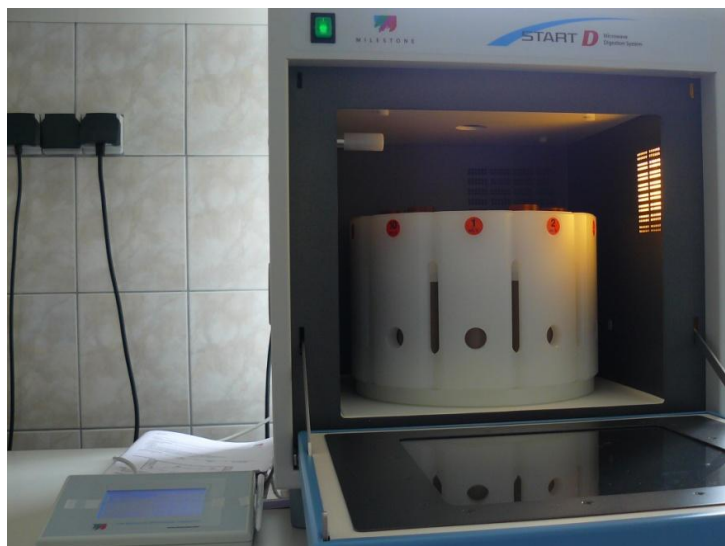
A oldható toxikus elemek mennyiségének meghatározására a Lakanen-Erviö-féle kivonat alkalmas. A kivonat készítése során 1000 cm^3 mérőlombikba bemértem $29,25\text{ g}$ ($0,02\text{ mol/dm}^3$) EDTE-t, hozzámértem 175 cm^3 tömény $25\text{ m/m\%-os}$ ammónium-hidroxidot majd az oldódást követően kb. 400 cm^3 desztillált vizet. Az oldat pH-ja 3 mol/dm^3 koncentrációjú ecetsavoldattal vagy ammónium-hidroxid oldattal $4,65 \pm 0,03$ értékre került beállításra, ezt követően a térfogatot 1000 cm^3 -re egészítettem ki desztillált víz hozzáadagolásával. Ezt a tömény kivonó oldatot desztillált vízzel az ötszörösére hígítottam és a pH-ját ismételten beállítottam.

A következő lépésként elkészítettem a talajkivonatokat. Műanyag rázópalackba bemértem $5,0\text{ g}$ szárított, őrölt, homogenizált, talajmintát $0,01\text{ g}$ pontossággal, amihez hozzáadtam 50 cm^3 hígított kivonó oldatot. A palackot lezártam és ultrahangos vízfürdőn rázattam 1 órá n keresztül. A talaj szuszpenziót redős szűrőpapíron leszűrtem. A mintákat megfelelő azonosító cédulával láttam el.

3.4.2. Növényminta előkészítése és toxikus nehézfém tartalmának meghatározása

A növényminták toxikus nehézfém tartalom meghatározása is az MSZ 21470-50:2006 szabvány szerint történt. [28]

A növénymintákból műanyag kanál segítségével bemértem $0,5\text{--}0,8\text{ g}$ -nyi mennyiséget teflon edényekbe, amit vízzel megnedvesítettem, ezekhez hozzáadtam 6 ml $37\text{ m/m\%-os}$ HCl-t és 2 ml $65\text{ m/m\%-os}$ HNO_3 -at. Lezárást követően START D mikrohullámú roncsolóban (11. ábra) 1 órá n át roncsoltam.



10. ábra START D mikrohullámú roncsoló, Forrás:Saját készítés

Amikor leállt a műszer az edényeket felnyitottam, elszívó alatt 50 ml-es lombikba átöntöttem és desztillált vízzel jelre töltöttem. 0,45 μm -es fecskendőszűrő segítségével 100 ml-es műanyag edénybe átszűrtem. A mintákat megfelelő azonosító cédulával láttam el.

Mindezek után elindítottam a tisztítási programot, mely során az edénybe 40 ml desztillált vizet, 4 ml HNO_3 -at és 4 ml H_2O_2 -t töltöttem.

Az analitikai meghatározást Fűzfőgyártelepen az Elgoscár-2000 Kft. akkreditált laboratóriumában a 12. ábrán látható iCAP 6000 induktív csatolású argon plazma optikai emissziós spektrofotométer (ICP-OES) segítségével történt.



11. ábra iCAP 6000 ICP-OES, Forrás: Saját készítés

Az ICP-OES készüléket bekapcsoltam, a plazmát begyűjtöttem, beállítottam az optimális készülék-paramétereket, a készüléket kb. 1 órán át bemelegítettem, amíg el nem érte az optimális hőmérsékletet végül a készüléket kalibráltam.

A kalibráló oldatot gyári készítményből hígítással állítottam elő. A komplex az BM₀₀₁ (Ag,Al,B,Bi,Ba,Ca,Cd,Co,Cr,Cu,Fe,Ga,In,K,Li,Mg,Mn,Na,Ni,Pb,Sr,Ti,Zn) amiből 1 ml-t bemértem 1000 cm³-es mérőlombikba. Ebből kimértem 50 ml-t 500 cm³-es lombikba, végül 0,2; 0,5; 1,0; 2,0; 5,0; 10,0; 20,0; 50,0; 100,0 ml-t 100 ml-es mérőlombikba. A kalibrálás után mértem a mintaoldatokat.

A talajmintákkal ugyanazon időpontban lettek vizsgálva a gyökér és szár minták. A levélminták vizsgálatára a debreceni mintákkal együtt került sor. Az eredményeket számítógépes rögzítés után feldolgoztam.

A két mintavételi terület szárazanyagtartalmát mutatja be a következő táblázat (3. táblázat) talajmélységenként tagolva.

2. táblázat A két mintavételi terület talajának szárazanyagtartalma, Forrás: Saját készítés

Mintavételi helyek	Talajmélység (cm)	Szárazanyagtartalom (%)	Vizsgált elem
GY1	0-20 cm	83,75	Pb, Zn, Cd
	20-50 cm	88,30	Pb, Zn, Cd
GY2	0-20 cm	83,50	Pb, Zn, Cd
	20-50 cm	80,75	Pb, Zn, Cd
GY3	0-20 cm	94,10	Pb, Zn, Cd
	20-50 cm	93,90	Pb, Zn, Cd
GY4	0-20 cm	87,50	Pb, Zn, Cd
	20-50 cm	84,60	Pb, Zn, Cd
D1	0-20 cm	93,45	EPH
	20-50 cm	92,03	EPH
D2	0-20 cm	93,83	EPH
	20-50 cm	92,53	EPH
D3	0-20 cm	88,63	EPH
	20-50 cm	88,68	EPH
D4	0-20 cm	91,03	EPH
	20-50 cm	90,92	EPH

4. Vizsgálati eredmények

4.1. Debrecen I. számú üzemanyagtároló

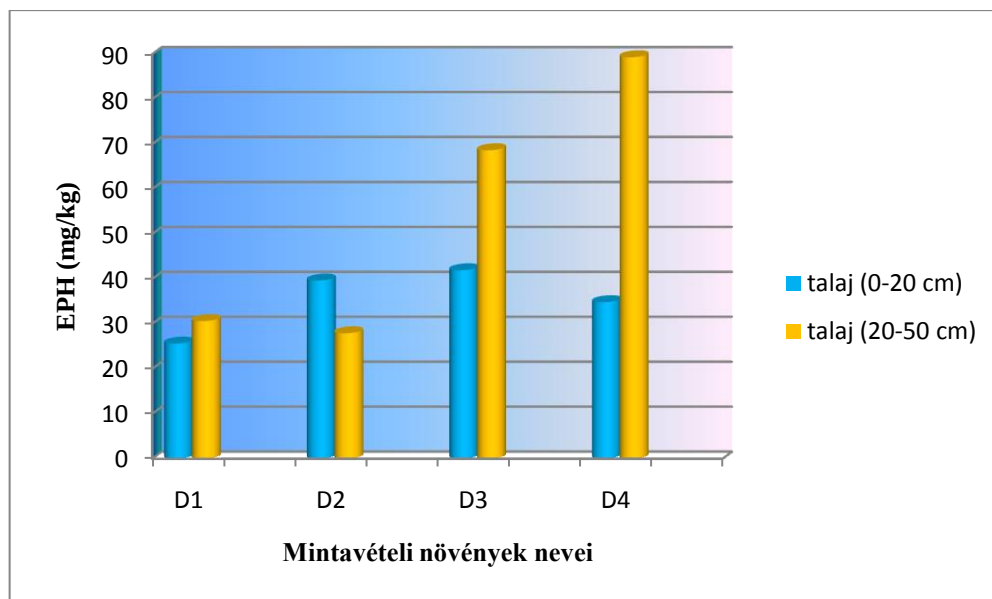
A 13. ábrán a Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtárolójának területe látható, ahol a mintavételezés történt. A vizsgálati eredményeket külön ábrázoltam a talajminták és a növényminták esetében. Az alifás és aromás szénhidrogének felhalmozódását két talajmélységben és a növények részeiben vizsgáltam. A vizsgálati eredményeket az 1. sz. melléklet tartalmazza.



12. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló, Forrás: Google earth

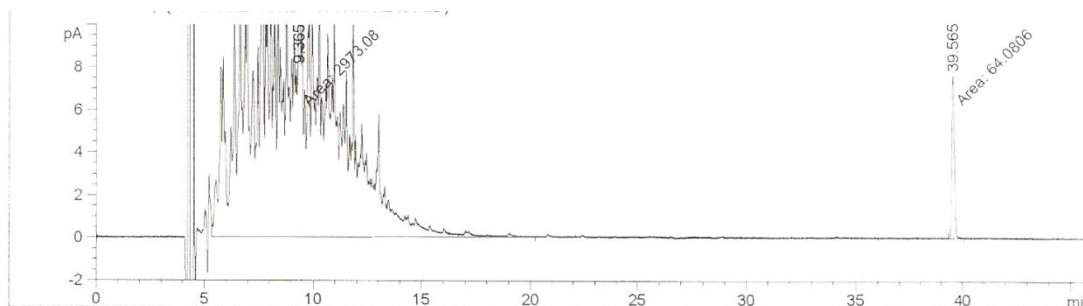
Jelölések a talajminták esetében: D1: Debrecen 1. mintavételi terület, D2: Debrecen 2. mintavételi terület, D3: Debrecen 3. mintavételi terület, D4: Debrecen 4. mintavételi terület.

Jelölések növényminták esetében: D1Si.: Debrecen 1. mintavételi terület a vizsgált növény a bársonymályva, D2Ech.: 2. mintavételi terület a vizsgált növény a bíbor kasvirág, D2Sat: 2. mintavételi terület a vizsgált növény a borsikafű, D2L: 2. mintavételi terület a vizsgált növény a levendula, D3Exp.: 3. mintavételi terület a vizsgált növény az energiafűz, D4K: 4. mintavételi terület a vizsgált növény a Koltay nyár.

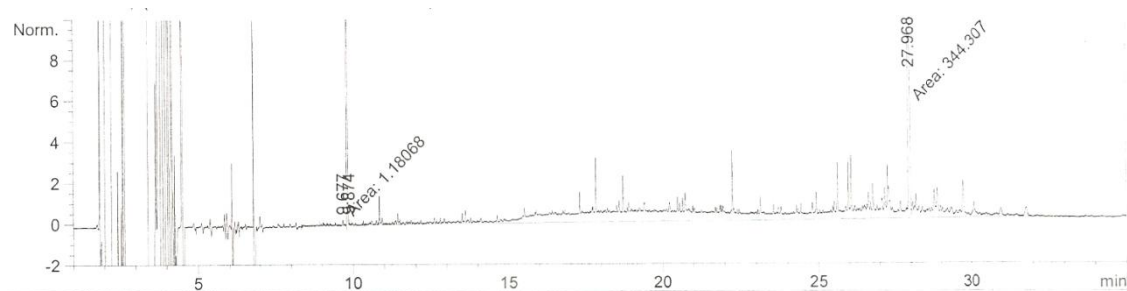


13. ábra EPH a talajban

A 14. ábráról jól leolvasható, hogy három mintavételi hely esetében tapasztaltam azt, hogy az EPH a talaj 20-50 cm-es rétegében halmozódott fel nagyobb mennyiségben, ezek a mintavételi helyek egymáshoz közel helyezkedtek el. A legtöbb EPH-t tartalmazó talajminta a D4-es mintavételi területen a talaj 20-50 cm-es rétege, ahol a mért koncentráció 89,3 mg/kg volt. A D2-es mintavételi terület a másik három mintavételi területhez képest távolabb helyezkedik el. A talaj ezen a területen agyagos, ami jelentős mértékben akadályozhatja az olaj behatolását a mélyebben fekvő rétegekbe.[5, 6]

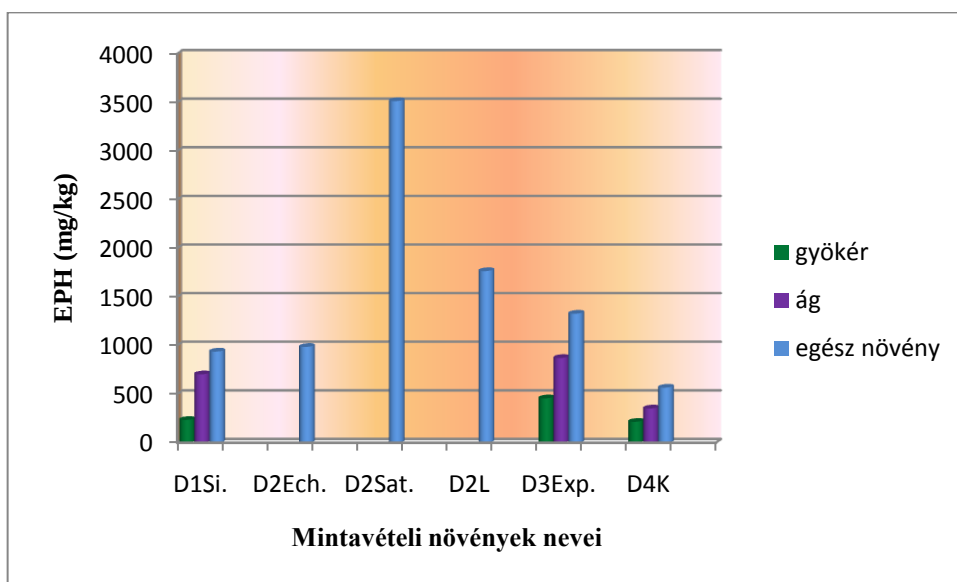


14. ábra Kerozinszennyezést ábrázoló kromatogram



15. ábra D4-es mintavételi területen a talaj 20-50 cm-es rétege

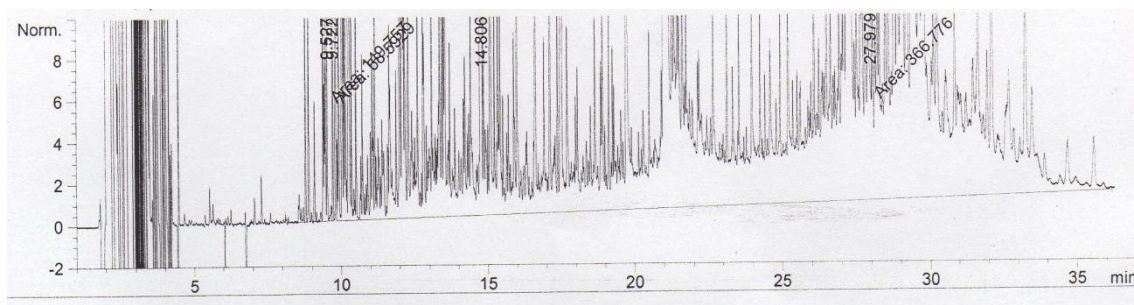
A 15. ábrán az I. számú üzemanyagtároló területéről vett minta(2008) kromatogramja látható, a kromatogram jelege alapján látszódik, hogy a talajminta tartalmaz kerozint, ezzel ellentétben a 16. ábra jellege alapján látható, hogy a talajminta nem tartalmazott kerozint. Kerozin jelenlétére utal a 15. ábra 5-15 perces szakasza.



16. ábra EPH a növényben

A 16. ábra növényekben felvehető EPH-t ábrázolja. A lágyszárú növények esetében az egész növényt vizsgáltam, ezért feltüntettem a többi növény esetében is az összes EPH-t a növényben. A növényminták esetében a szénhidrogének nehezen kimutathatók, hiszen a növénynek szüksége van C-re, amit kétféleképpen tud felvenni, vagy a levegőből CO₂, vagy a talajból szénhidrogén formájában, így az beépül a növényben, amit nehezen lehet kimutatni. Ilyen jellegű kutatásokat korábban nem végeztek a cégnél, így a talajminták esetében alkalmazott módszerrel próbáltam

kimutatni a kerozint, ezzel a módszerrel azonban nem lehetett kimutatni, ennek érdekében további kutatások szükségesek.

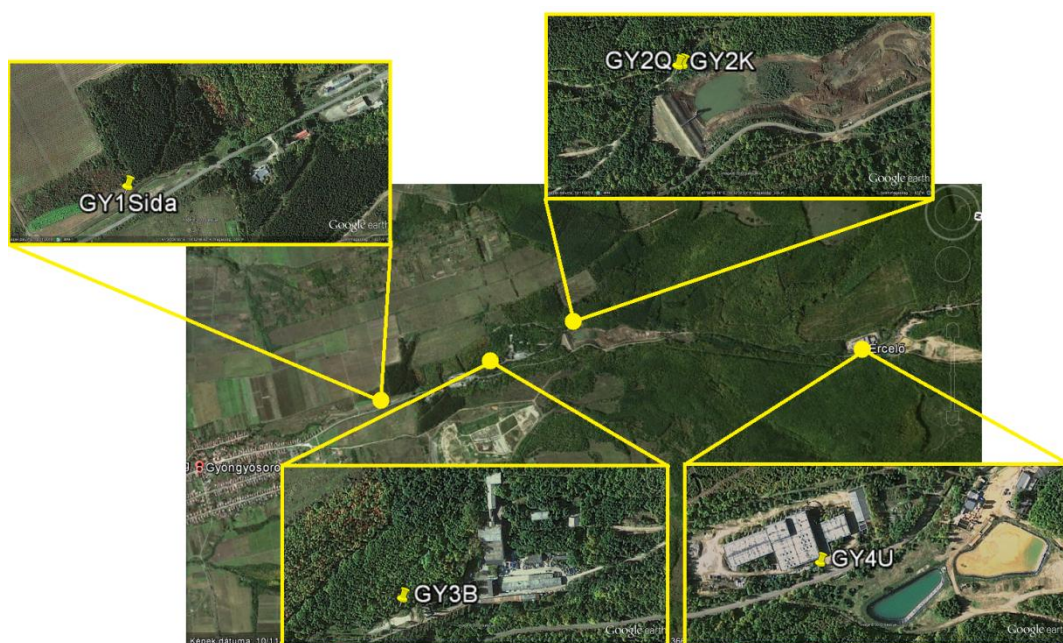


17. ábra A borsikafű GC-s vizsgálati kromatogramja

A kromatogram jellege alapján látható, hogy a mért értékek nem szénhidrogének, hanem a növény illóolaj anyaga.

4.2. Gyöngyösesorosi bánya terület

A 18. ábra a mintavételi helyeket jelöli a bánya környékében. A vizsgálati eredmények kiértékelését toxikus nehézfémeként készítettem el. Külön értékeltem a talajminták és külön a növényminták eredményeit. A toxikus nehézfémek közül az ólom, a cink és a kadmium felhalmozódását vizsgáltam két talajmélységben és a növények részeiben. A nehézfémek felhalmozódását minden esetben grafikusán szemléltettem. A vizsgálati eredményeket a 2. sz. melléklet tartalmazza.



18. ábra Gyöngyösoroszi bányaterület mintavételi helyek, Forrás: Google earth

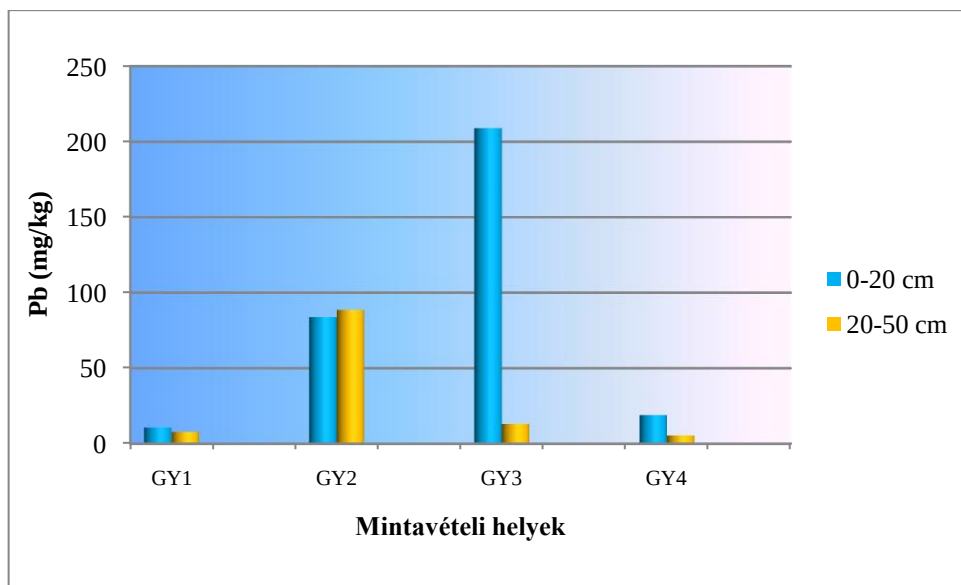
A 4 táblázatban tüntettem fel a talajra vonatkozó B szennyezettségi határértéket a 6/2009.(IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet alapján. [29]

3. táblázat B szennyezettségi határérték a talajban

Vizsgált elem	Ólom	Cink	Kadmium
„B” szennyezettségi határérték (mg/kg)	100	200	1

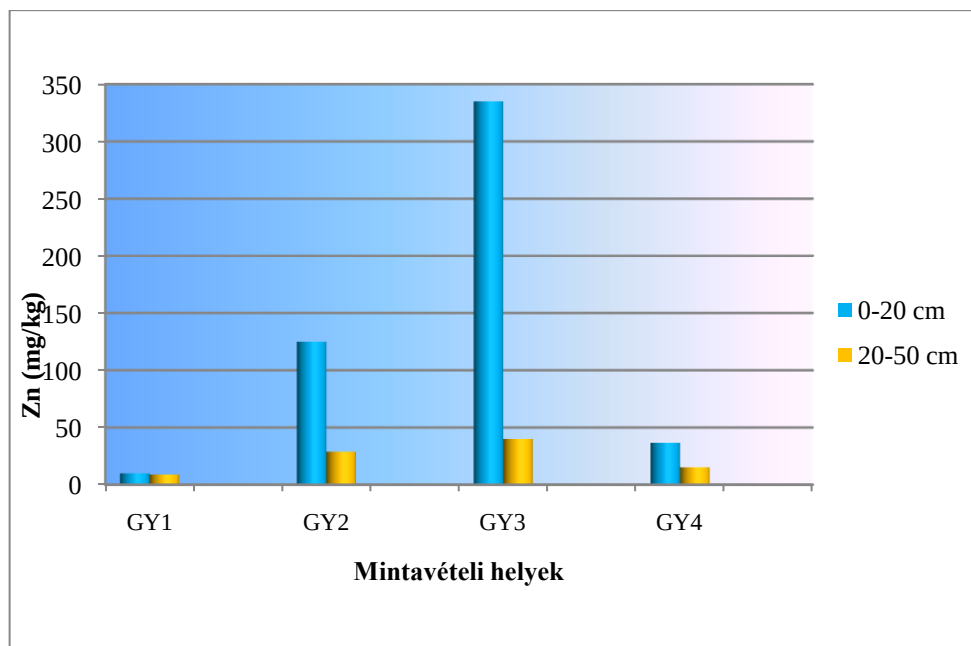
Jelölések a talajminták esetében: GY1: Gyöngyösoroszi 1. mintavételi terület, GY2: Gyöngyösoroszi 2. mintavételi terület, GY3: Gyöngyösoroszi 3. mintavételi terület, GY4: Gyöngyösoroszi 4. mintavételi terület.

Jelölések növényminták esetében: GY1K: Gyöngyösoroszi 1. mintavételi terület a vizsgált növény a Koltay nyár, GY1Q: 1. mintavételi terület a vizsgált növény a vörös tölgy, GY2Si.: 2. mintavételi terület a vizsgált növény a bársonymályva, GY3U: 3. mintavételi terület a vizsgált növény a turkesztáni szil, GY4B: 4. mintavételi terület a vizsgált növény a közönséges nyír.



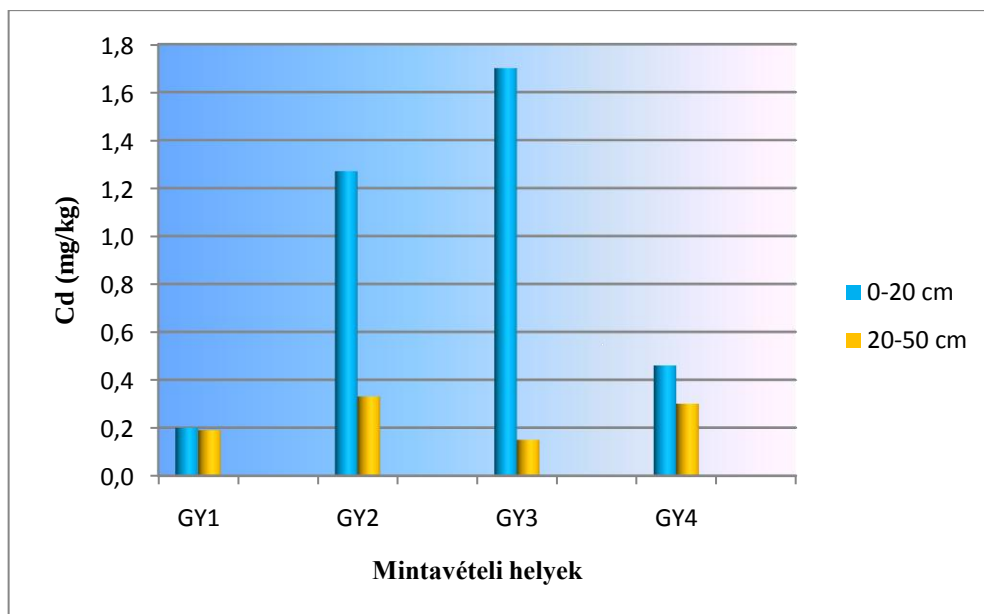
19. ábra Ólom felhalmozódása a talajban

A nehézfémek közül a 19. ábrán az ólom felhalmozódását mutatom be a talajban, mely esetében a megengedett határérték 100 mg/kg. A négy mintavételi hely közül három helyen tapasztaltam azt, hogy az Pb a talaj felső 20 cm-ében halmozódott fel nagyobb mennyiségben, a legmagasabb felhalmozódás a GY3-as mintavételi hely esetében tapasztalható melynek értéke 209 mg/kg. Ez az érték a B szennyezettségi határértéket 1-szeresen meghaladó. A magas Pb koncentráció annak köszönhető, hogy a savanyú talajokban az ólom könnyebben oldódik [5, 8], amint az a GY3-as mintavételi hely esetében tapasztaltam, ahol a pH 3,27 és 5,54 volt. A GY2-es mintavételi hely esetében a talaj felső 20 illetve 50 cm-ében közel azonos volt a mért koncentrációt előző esetben 83,8 mg/kg utóbbiban 88,7 mg/kg volt a mért érték. Eddigi tapasztalatok alapján az ólom koncentráció a talaj felső rétegében a legmagasabb, melynek értéke lefelé folyamatosan csökken, ebben az esetben eltérést tapasztaltam, ami azzal magyarázható, hogy ez a terület korábban szeméttelplepként üzemelt és így a talaj bolygatásra került. Az Pb a semleges talajokban nehezebben oldódik, mint a savasban [8], ezt jól látható a GY1 és GY4 mintavételi helyek esetében, ahol a pH a két mintavételi mélységben 6,73 és 7,25 (GY1) illetve 7,11 és 6,84 (GY4) volt.



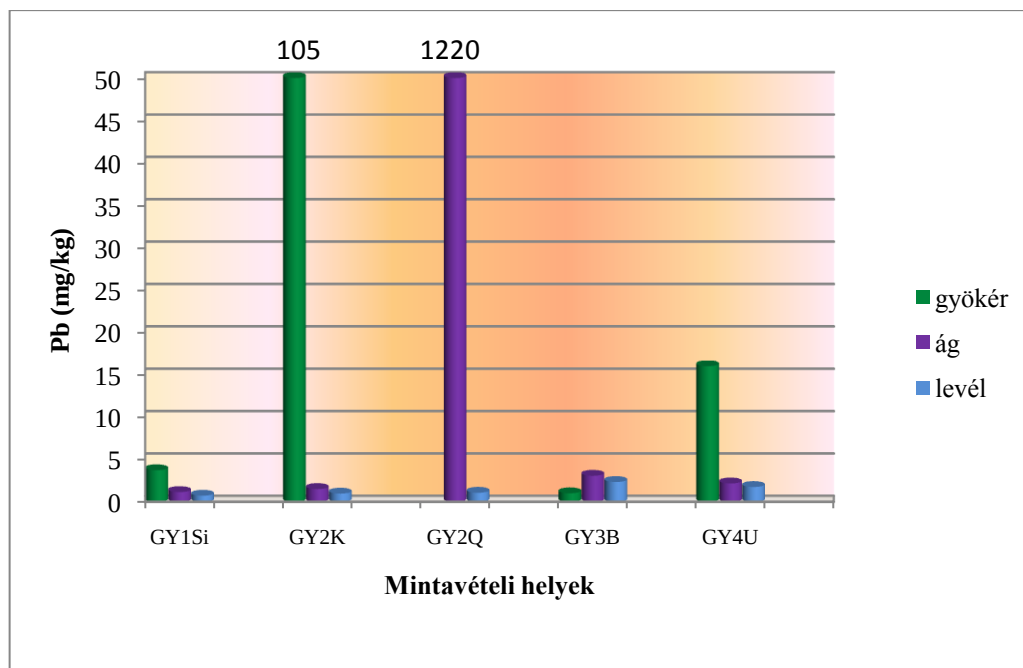
20. ábra Cink felhalmozódása a talajban

A 20. ábra a cink felhalmozódását mutatja be a talajban. A megengedett határérték a cinkre nézve a talajban 200 mg/kg. A talaj 20-50 cm-es rétegében közel azonos értékek láthatók, ezzel szemben a talaj felső 20 cm-ben a mért értékek jobban elkülönülnek egymástól. A GY3-gyel jelölt mintavételi hely esetében tapasztaltam a legnagyobb cink koncentrációt a talaj felső 20 cm-ében, ennek értéke 335 mg/kg volt, ami majdnem 10-szer nagyobb, mint az alatta lévő 30 cm-ben. Szintén nagy volt az eltérés a két vizsgálati mélység között a GY2-es mintavételi hely esetében is, ahol a felső 20 cm-ben 125 mg/kg az alatta lévő 30 cm-ben pedig 28,7 mg/kg volt a Zn koncentrációja. A bársonymályva ültetvény talajában (GY1) mindkét rétegben közel azonos koncentrációt mértem, szintén nem volt nagy az eltérés a GY4-as mintavételi hely esetében sem, ahol a talajban ásott mintavételi árok mélységének növekedésével, felére csökkent a koncentráció a két mintavételi szint között, ez azonban lényegesebb kisebb eltérés, mint a másik két mintavételi hely (GY2, GY3) esetében tapasztaltam. Ez annak köszönhető, hogy a Zn semleges pH mellett megkötődik a talajban és nem vándorol [9], a pH ennél a két mintavételi helynél, ahogy azt már fentebb is említettem a semleges tartományban mozgott.



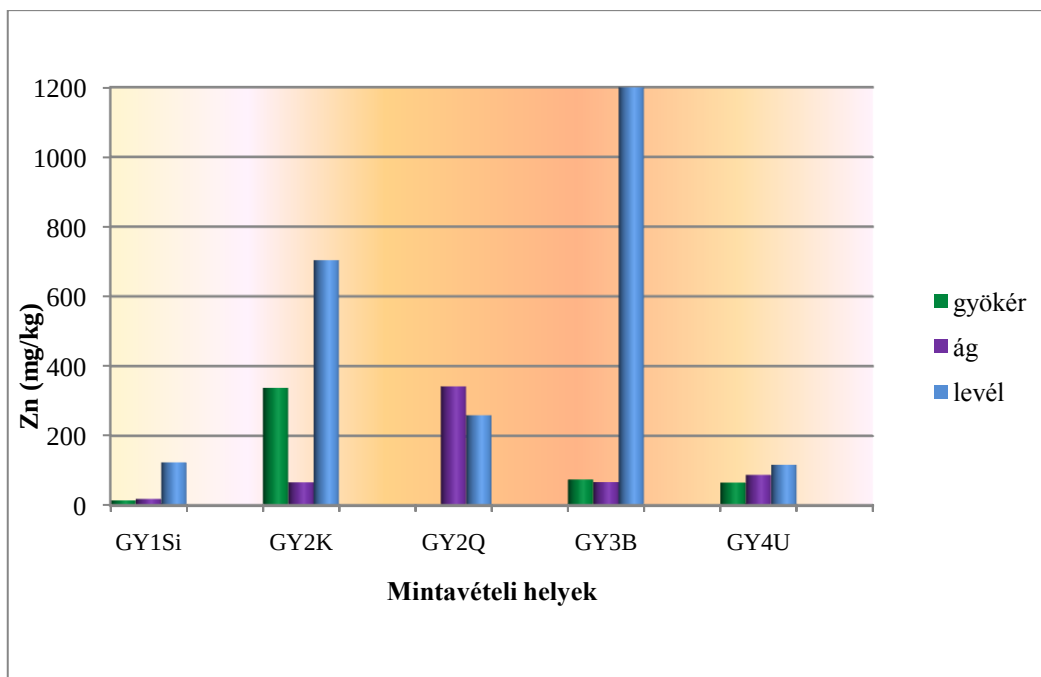
21. ábra Kadmium felhalmozódása a talajban

A megengedett határérték a kadmium tekintetében a talajban 1 mg/kg, felhalmozódását ebben az esetben is grafikusan ábrázoltam (21. ábra). Minden mintavételi hely esetében megfigyelhető, hogy a talaj felső 20 cm-ben magasabb a kadmium felhalmozódása, mint az alatta elhelyezkedő mintavételi szint esetében, ez azzal magyarázható, hogy Cd a talajban nem mozog, ezért a felső rétegben veszélyes mértékben feldúsulhat. [7, 10] A közönséges nyírfa ültetvény (GY3) talaját vizsgálva azt tapasztaltam, hogy a felső 20 cm-ben 10-szer nagyobb mértékű volt az akkumuláció, mint az azt követő 30 cm-ben, ennek értéke 1,7 mg/kg volt, ami a legnagyobb Cd felhalmozódás a többi mintavételi hellyel összehasonlítva. A bársonymályva ültetvény (GY1) talajában azonos volt a mért koncentráció a két talajmintavételi szint között, ezt tapasztaltam a Zn esetében is.



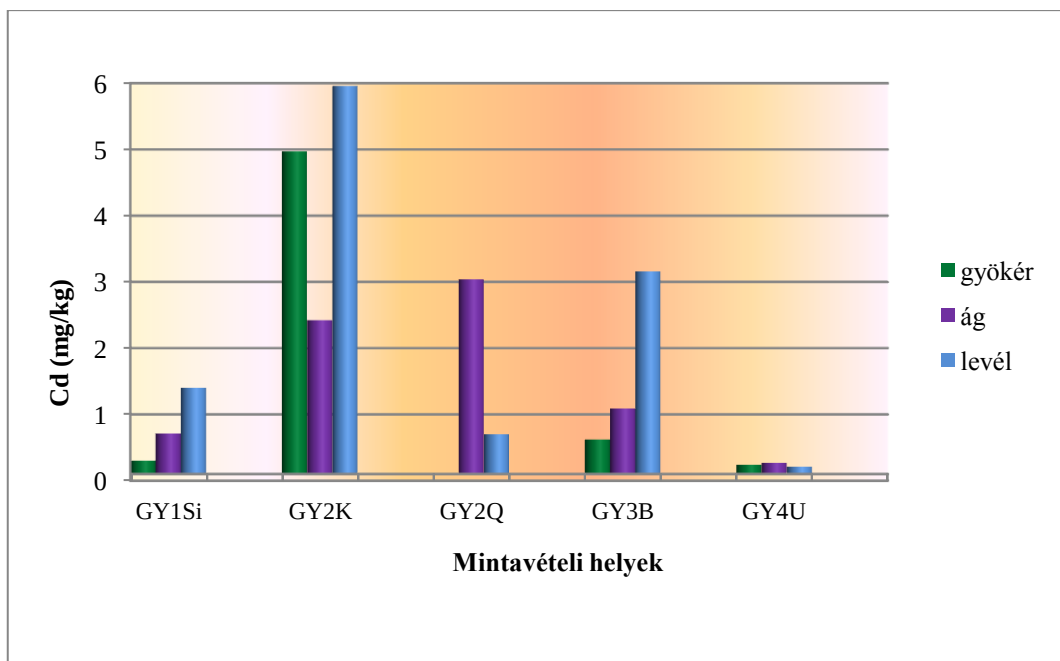
22. ábra Ólom felhalmozódása a növényben

Az ólom felhalmozódását a növényben a többi grafikonhoz képest eltérően ábrázoltam. Ebben az esetben két nagyon magas értéket mértem, ami eltorzítja a diagramot, mert a többi érték nagyságrendekkel kisebb, ezért ezt a két értéket a megfelelő oszlop fölé írtam. A vizsgálat során azt tapasztaltam, hogy az ólom a vörös tölgy (GY2Q) ágában halmozódott fel a legnagyobb mennyiségben, 1220 mg/kg-os értéke extrém kiugró, a következő legmagasabb mért koncentráció 105 mg/kg, ami a Koltay nyár (GY2K) gyökerében akkumulálódott. A mért érték itt a legnagyobb összehasonlítva a többi növény gyökerében mért ólom koncentrációval. Szakirodalomból tudjuk, hogy az Pb nemcsak a talajban nem mozog, hanem a növényben sem, ezért a növény a gyökérben halmozza fel a legnagyobb mennyiségben. Talajból történő ólomfelvétel esetében a gyökerek jóval több ólmot tartalmaznak, mint a föld feletti részeik. [7] A közönséges nyír esetében a mért koncentráció ág> levél> gyökér csökkenést mutatott. A bársonymályva (GY1Si.) vizsgálata során kimagasló érték a gyökérben volt megfigyelhető, ami több mint 3-szorosa az ágban mért koncentrációhoz képest. A turkesztáni szil (GY4U) vizsgálati eredményei azt mutatják, hogy a növény a gyökérben akkumulálta a legtöbb Pb-ot az ágban és a levélben közel azonos volt a mért érték.



23. ábra Cink felhalmozódása a növényben

A 23. ábrán ábrázolt adatok alapján jól látható, hogy a cinket a növény a vörös tölgy (GY2Q) kivételével a levelében halmozta fel a legnagyobb mennyiségben. A cink a közönséges nyír (GY3B) levelében halmozódott fel legnagyobb mennyiségben, ennek értéke 1200 mg/kg volt, kimagaslóan magas értéket mértem a Koltay nyár levelében is (704mg/kg). Hasonlóan magas értékeket tapasztaltam a vörös tölgy (GY2Q) ágában (342 mg/kg), illetve a Koltay nyár gyökerében (338 mg/kg) is. A bársonymályva (GY1Si.) gyökerében és az ágában közel hasonlóak voltak a mért értékek, a növény a legnagyobb mennyiségben a levélben akkumulálta a cinket. A cink az egyik legkönnyebben felvehető és a növényi hajtásba nagymértékben áthelyezhető nehézfém. A bársonymályva ágában a Zn tartalom magasabb, mint a gyökérben ellentétben a Koltay nyárral és a közönséges nyírral, ahol a cink a növény gyökerében magasabb koncentrációban fordult elő. A Turkesztáni szil hasonlóan viselkedett, mint a Bársonymályva, mert a cink felhalmozódása a növényben levél> ág> gyökér csökkenést mutatott.



24. ábra Kadmium felhalmozódása a növényben

A 24. ábra a kadmium felhalmozódását mutatja a növényen belül. A Koltay nyár(GY2K) levelében figyelhető meg a legmagasabb koncentráció érték (5,96 mg/kg). A Koltay nyár esetében nemcsak a levélben, hanem a gyökérben is kimagasló Cd koncentráció látható, a Cd koncentráció csökkenése levél> gyökér> ág. A vörös tölgyben (GY2Q) a legmagasabb koncentrációt az ágában mértem 3,04 mg/kg-mal, ami a legmagasabb felhalmozódás a többi növény ágában mért koncentrációhoz képest. A közönséges nyír (GY3B) esetében a kadmium koncentráció levél>ág>gyökér csökkenést mutat, ami hasonlóan alakul a bársonymályvánál (GY1Si.) is. A turkesztáni szil (GY4U) kadmium koncentrációját vizsgálva ág> gyökér> levél csökkenés látható. A növények számára a kadmium könnyen felvehető és a növényen belül is könnyen szállítódik. Savanyú kémhatású talajból a növények több kadmiumot tudnak felvenni, ezt a grafikon is jól szemlélteti, hiszen a GY2-es és GY3-as mintavételi területeknél a növény jóval nagyobb koncentrációban vette fel a Cd-ot mint a másik kettő mintavételi hely esetében. Lineáris összefüggés van a talajok és a növények kadmiumtartalma között.[7, 10]

5. Következtetések, javaslatok

Debrecen területén a vizsgálati eredmények azt mutatták, hogy bár a vizsgálatok nem voltak jelentős számúak a talajban, a korábban megállapított kerozinszennyezés mostanra az általam vizsgált talajmélységekben nem volt kimutatható. A növénytípusok esetében a szénhidrogének nehezen kimutathatók, hiszen a növénynek szüksége van C-re, amit kétféleképpen tud felvenni, vagy a levegőből CO₂, vagy a talajból szénhidrogén formájában, így az beépül a növényben, amit nehezen lehet kimutatni.

A bánya területén a toxikus nehézfémek közül a cink jelent meg a legnagyobb mennyiségben a talajok vizsgálata során. Az általam vizsgált területeken a szennyezés mértéke eltérő volt, tehát következtetni lehet, hogy a szennyezés inhomogén eloszlású. Mindhárom elem a GY3 mintavételi területen halmozódott fel a határértéket közel kétszeresen meghaladó mértékben. A legkevesebb felhalmozódás a GY1-es mintavételi területen mértem, ez a terület a Toka-patak ártere, ami a legtávolabb helyezkedik el a bánya területétől. A bánya területén a növényekre jellemző volt, hogy különböző helyen helyezkedtek el és különböző mértékben akkumulálták a három nehézfémet. A különbség valószínűleg a faji adottságokból adódnak, mivel a különböző növényekre más elemtársulások jellemzőek. Földalatti szerveikben az ólom dúsult fel nagyobb mértékben, addig a kadmium és a cink a levélben koncentrált. Megfigyelhető, hogy ahol a növény a gyökérben akkumulálta a nehézfémet, ott az ágban és a levélben ugyanebből az elemből mindig kevesebb volt és ág > levél csökkenést mutatott. A növények elemtartalma a Zn és Cd esetében meghaladta az Pb esetében több esetben meghaladta a talajban mért koncentrációkat. A talajok elemtartalma több mintavételi ponton a B szennyezettségi határérték alatt volt, ez alól kivételt képezett a GY3-as mintavételi hely 0-20 cm-es talajrétege. Azok a növények alkalmasak nehézfémek fitoextrakciós mentesítésére, melyek a föld feletti levekben és a szárakban gyűjtik a fémet, továbbá gyorsan növekedő biomasszája van, amely sok fémet tartalmaz és könnyen leartható.

Az eredmények alapján a Koltay nyár, a közönséges nyír és a vörös tölgy is alkalmas lehet cink és kadmium eltávolítására. A növények az átlagosnál nagyobb mennyiségű fémet vettek fel, mint amennyi a talajban volt és azt a hajtásba helyezték át, ez a hipperakkumulációt feltételezik. Érdemes lenne megvizsgálni, hogy azok a növények, amelyek a levelekben hipperakkumulációra képesek, az esetleges sodródások következtében milyen mértékben veszélyeztetik a környező területeket. Későbbiekben a

kísérletet tovább folytatva, azonos szennyezés és talaj esetében ugyanazon növények ültetésével, meg lehetne állapítani, hogy leginkább melyik növény lenne alkalmas a talaj mentesítésére. Kontroll parcellák ültetésével meg lehet határozni, hogy az egyes növények az adott elemből természetes körülmények között mennyit vesznek fel.

További vizsgálatok szükségesek az egyes fajok még tolerálható maximális szennyezettség mértékének megállapítására, valamint javaslom nagyobb számú és mélységű minták további vizsgálatát mind a két általam vizsgált területen.

6. Összefoglalás

A talajszennyeződés az a folyamat, mely során a talaj természetes viszonyok között kialakult fizikai, biológiai, kémiai tulajdonságai jelentős mértékben és kedvezőtlen irányban változnak meg.

Kármentesítési technológiaként tartják számon a fitoremediációt. Az eljárás során növények segítségével tisztítjuk meg a talajt és a környezetüket a szennyezőanyagoktól. A vegyi anyagok koncentrációját tehát olyan kis értékre csökkentjük, amelynek a kockázata már elfogadható.

A technológia eredményességét két különböző területen és két különböző szennyezésre vizsgáltam Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területénél a szerves szennyezőanyag közül kőolajszármazékokra és Gyöngyösorosziban a bánya környékén szervesetlen szennyező anyag közül a toxikus nehézfémekre. A dolgozatomban célja a különböző növények növényi részeinek elemakkumulációjának, növényen belüli megoszlásának illetve fitoremediációra való alkalmasságának vizsgálata. A vizsgálatok elvégzéséhez talajmintákat (2 különböző mélységből: 0-20 cm és 20-50 cm) és növénymintákat (gyökér, ág, levél) vételeztem. Az analitikai meghatározást az Elgoscár-2000 Kft. akkreditált laboratóriumában végeztem, a debreceni minták esetében Cegilint 6850 FID GC System gázkromatográf a Gyöngyösoroszi minták esetében pedig iCAP 6000 induktív csatolású argon plazma optikai emissziós spektrofotométer (ICP-OES) segítségével. A vizsgálati eredményeket mindkét terület esetében grafikusán ábrázoltam.

Az eredmények értékelése után az alábbi következtetésekre jutottam: a talajok elemtartalma több mintavételi ponton a B szennyezettségi határérték alatt volt, ez alól kivételt képezett Gyöngyösorosziban a GY3-as mintavételi hely 0-20 cm-es talajrétege. A növények fitoremediációs képességük révén képesek toxikus fémek akkumulációjára, mely a Zn és Cd esetében meghaladta a Pb esetében több esetben meghaladta a talajban mért koncentrációkat. A vizsgált növényfajták akkumulációs értékük jelentős különbséget mutatott, mely valószínűleg faji sajátosságból ered.

A debreceni repülőtér területén korábban kerozinszennyezést állapítottak meg, ami mostanra az általam vizsgált talajmélységekben nem volt kimutatható, ennek igazolásához több mintavétel és mélyebb talajvizsgálat szükséges.

Irodalomjegyzék

- [1] Tamás J., Kovács E. : Talajremediáció. Debrecen, 2002
- [2] Vajda T-né : A fitoremediációs sikerek értékelése az Egyesült Államokban és Európában. In: Műszaki információ. Környezetvédelem 23-24. sz Budapest.: . Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár 2002, p. 63-70
- [3] Várallyay Gy. : A talaj és funkciói. In: Várallyay György A mezőgazdasági vízgazdálkodás talajtani alapjai. Budapest, 2002 p. 5-8.
- [4] Anton A., Dura Gy., Gruiz K., Horváth A., Kádár I., Kiss E., Nagy G., Simon L., Szabó P. : Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetgazdálkodási Intézet Környezet- és Természetvédelmi Szakkönyvtár és Információs Központ, Budapest, 1999
- [5] Stefanovits P., Filep Gy., Fülek Gy. : Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 1999 p. 365 - 368
- [6] Barótfi I. : Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 2000
- [7] Simon L. : Fitoremediáció. Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Országos Információs Központ és Könyvtár, Budapest, 2004
- [8] Pál K-né : Ólom a környezetben. Környezetvédelmi Füzetek, ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft., Budapest, 2006
- [9] Pál K-né : Cink a környezetben. Környezetvédelmi Füzetek, Országos Műszaki Információs Központ és Könyvtár, Budapest, 2000
- [10] Pál K-né : Kadmium a környezetben. Környezetvédelmi Füzetek, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Országos Információs Központ és Könyvtár, Budapest, 2003
- [11] ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft. (2008-2011) : Szakmai beszámoló a szennyezett területek hasznosítása biofinomításra alkalmas növényi alapanyagok előállításával
- [12] <http://www.fvm.gov.hu/main.php?folderID=851&ctag=articlelist&iid=1&articleID=15435> Letöltés dátuma: 2012.07.09
- [13] <http://zoldutak.ewk.hu/sida-energianoveny> Letöltés dátuma: 2012.07.09
- [14] <http://hu.wikipedia.org/wiki/Borsikaf%C5%B1> Letöltés dátuma: 2012.07.09.
- [15] <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/node/10162> Letöltés dátuma: 2012.07.09.
- [16] <http://terebess.hu/tiszaorveny/zoldseg/majoranna.html> Letöltés dátuma: 2012.07.09.

- [17] <http://hu.wikipedia.org/wiki/Levendula> Letöltés dátuma: 2012.07.09.
- [18] http://tihanyilevendulapalanta.hu/Levendula_termesztese_-_gondozasa.html
Letöltés dátuma: 2012.07.09.
- [19] Gencsi L., Vancsura R. : Dendrológia. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 1997
- [20] <http://www.erti.hu/bioenergetika-energetikai-faultetvenyek.html> Letöltés dátuma: 2012.07.09
- [21] Jean-Denis G. : Bäume und Sträucher. Officina Nova, Belgium, 1986
- [22] ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft. : Műszaki beavatkozási záródokumentáció 2008
- [23] ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft. : jelentés a Gyöngyösoroszi Szárazvölgyi zagytározón elhelyezett flotációs meddő környezetvédelmi ártalmatlanításáról, 2003
- [24] Magyar B. : A szennyezett mintaterületek környezeti állapotának bemutatása. In: Nádudvari Z-né. (szerk.): A szennyezett területek hasznosítása biofinomításra alkalmas növényi alapanyagok előállításával. Budapest.: ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft., 2010. p.7-8
- [25] MSZ 21470-2:1981: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajminta előkészítése, nedvesség- tartalom, elektromos vezetés és PH- meghatározása.
- [26] MSZ 21470-94:2001: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az extrahálható szénhidrogén-tartalom meghatározása a 150-520 C forráspont tartományban. Gázkromatográfiás módszer
- [27] MSZ 21470-50:2006: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikuselem-, a nehézfém- és a króm(VI)tartalom meghatározása
- [28] 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
- [29] Tury R., Szakál P., Szegedi L. : A tavaszi árpa (*Hordeum vulgare*) növekedése és nehézfémakkumulációja a gyöngyösoroszi bányameddőn különböző kezelések hatására. In: Simon L. (szerk.): Talajvédelem különszám Talajtani Vándorgyűlés 2008. Nyíregyháza.: Talajvédelmi Alapítvány Bessenyei György Könyvkiadó, 2008 p.341 - 348

Ábrajegyzék

1. ábra Az olajtest mozgása Forrás: [6]	7
2. ábra Indukált fitoextrakció modelle, Forrás: [2]	15
3. ábra A fitostabilizáció során lezajló folyamatok Forrás: [2]	16
4. ábra Folyamatos fitoextrakció modelle, Forrás: [2]	17
5. ábra A kármentesítési lépései időrendi sorrendben, Forrás: [12]	21
6. ábra Debreceni repülőtér területe, Forrás: Google earth	22
7. ábra Gyöngyösoroszi bánya terület, Forrás: Google earth	23
8. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területéről származó talajminták extrahálás után, Forrás: Saját készítés	26
9. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló területéről származó növényminták extrahálás után, Forrás: Saját készítés	27
10. ábra START D mikrohullámú roncsoló, Forrás: Saját készítés	29
11. ábra iCAP 6000 ICP-OES, Forrás: Saját készítés	29
12. ábra Debreceni Repülőtér I. számú üzemanyagtároló, Forrás: Google earth	31
13. ábra EPH a talajban	32
14. ábra Kerozinszennyezést ábrázoló kromatogram	32
15. ábra D4-es mintavételi területen a talaj 20-50 cm-es rétege	33
16. ábra EPH a növényben	33
17. ábra A borsikafű GC-s vizsgálati kromatogramja	34
18. ábra Gyöngyösoroszi bányaterület mintavételi helyek, Forrás: Google earth	35
19. ábra Ólom felhalmozódása a talajban	36
20. ábra Cink felhalmozódása a talajban	37
21. ábra Kadmium felhalmozódása a talajban	38
22. ábra Ólom felhalmozódása a növényben	39
23. ábra Cink felhalmozódása a növényben	40
24. ábra Kadmium felhalmozódása a növényben	41

Köszönetnyilvánítás

Szeretném megragadni az alkalmat arra, hogy köszönetemet fejezzem ki mindenkinek, aki dolgozatom elkészítéséhez nagyban hozzájárult.

Szeretném megköszönni belső konzulensemnek Dr. Boros Norbert Tanár Úrnak az előadások keretében átadott tudásanyagot és dolgozatom írása során nyújtott rendkívüli segítőkészségét.

Szeretném megköszönni külső konzulensemnek, Magyar Balázsnak a sok segítséget, tapasztalatot, amivel gazdagabb lettem, nélküle ez a dolgozat nem valósult volna meg.

Kutatómunkám az ELGOSCAR-2000 Környezettechnológiai és Vízgazdálkodási Kft-nél végeztem, melyben nagyon sokat segítettek a cég dolgozói, segítségükért nagyon hálás vagyok.

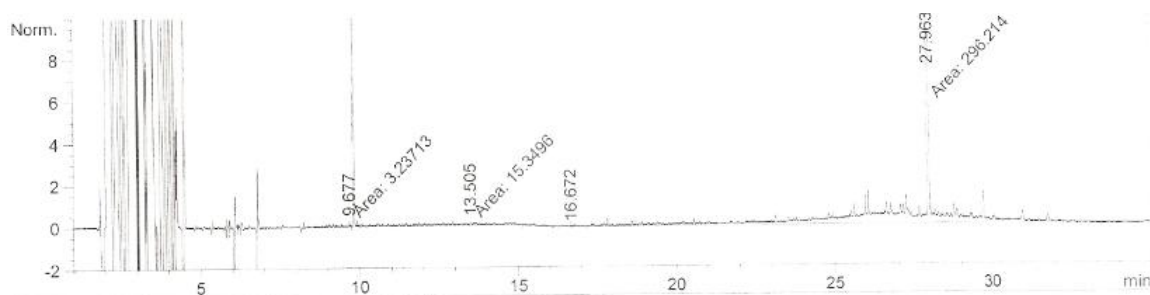
Mellékletek

1. sz. melléklet: Debrecen talaj és növényminták eredményei

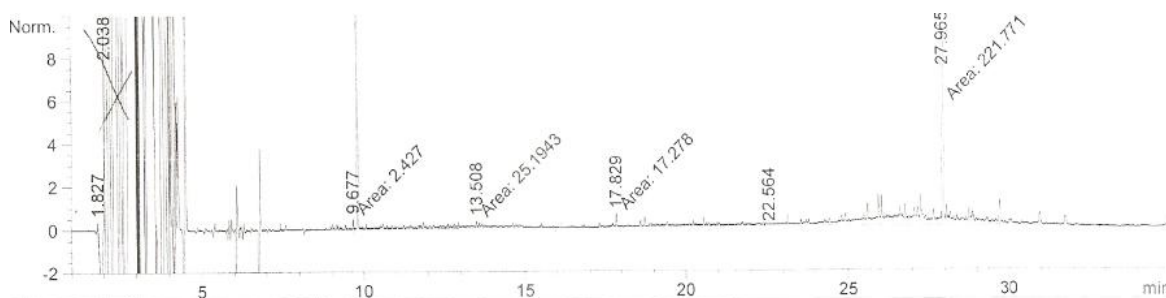
Talaj				
EPH (mg/kg)				
	D1	D2	D3	D4
talaj (20 cm)	25,60	39,60	41,90	34,80
talaj (50 cm)	30,60	27,90	68,60	89,30

Növény						
EPH (mg/kg)						
	D1Si.	D2Ech.	D2Sat.	D2L	D3Exp.	D4K
gyökér	234	-	-	-	456	214
ág	703	-	-	-	871	352
egész növény	937	985	3514	1765	1327	566

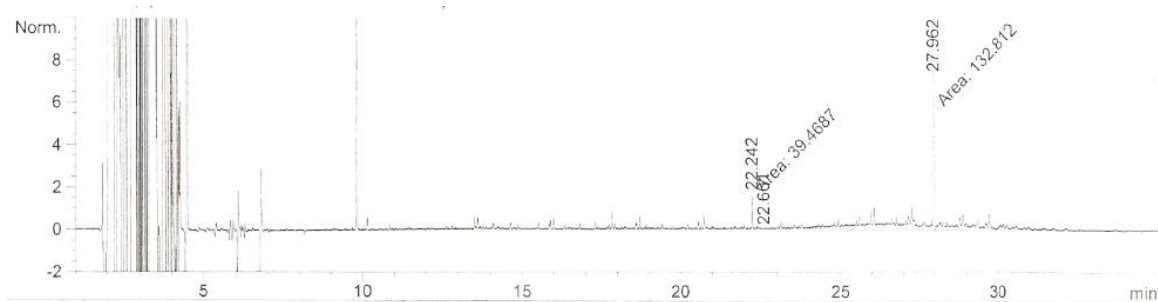
Talaj kromatogramok



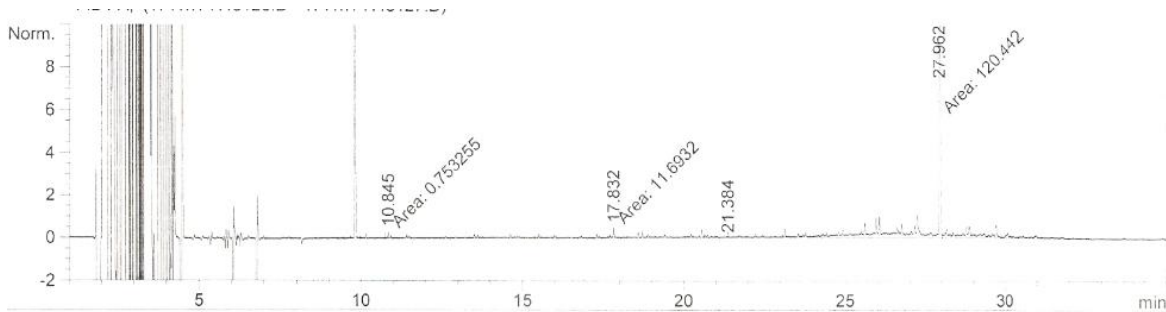
D1 0-20 cm



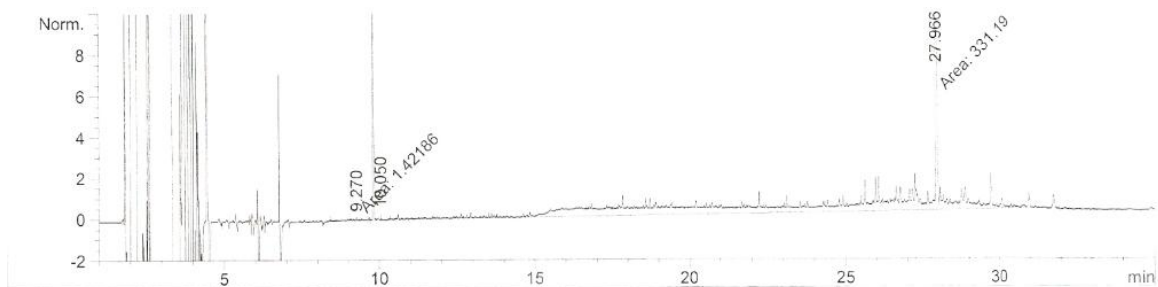
D1 20-50 cm



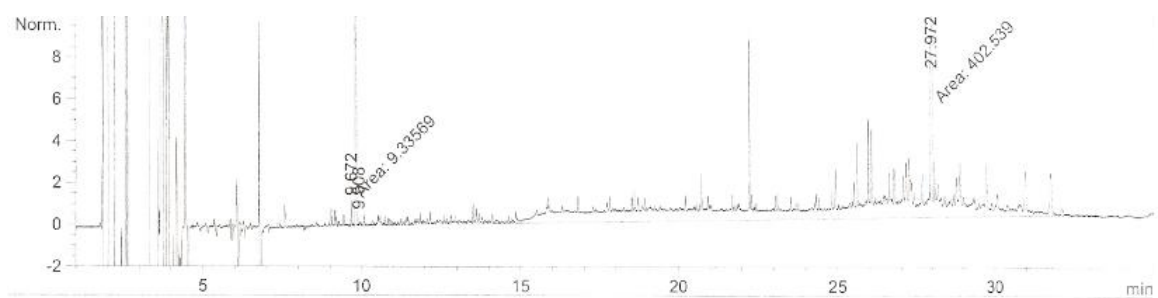
D2 0-20 cm



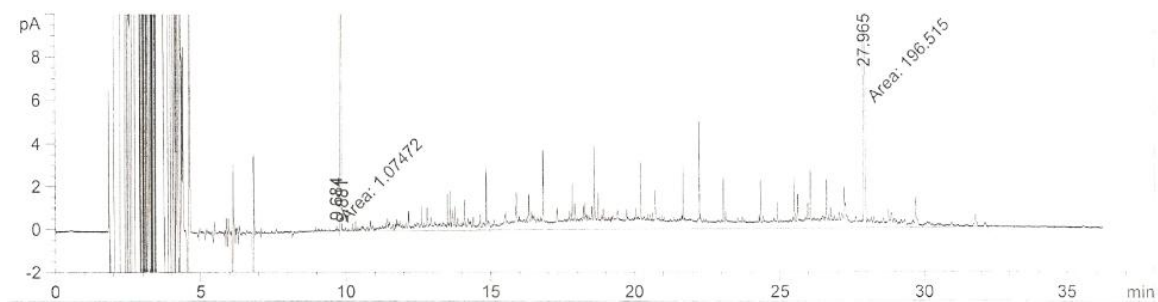
D2 20-50 cm



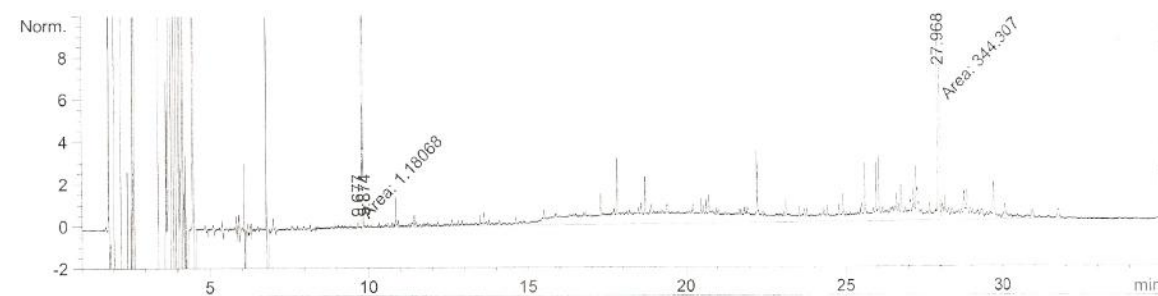
D3 0-20 cm



D3 20-50 cm

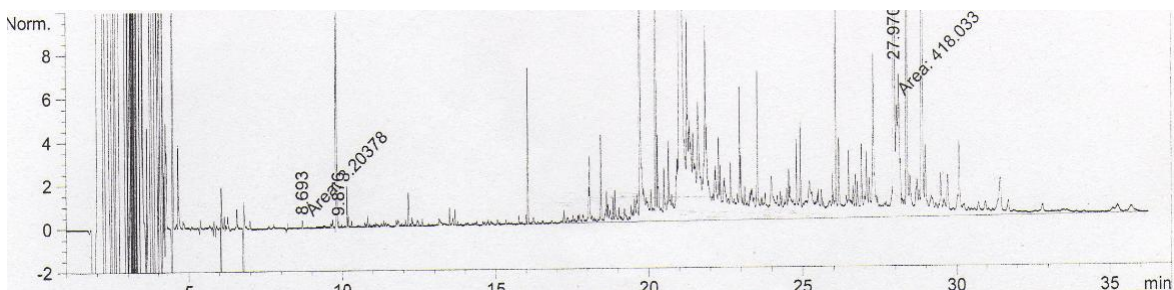


D4 0-20 cm

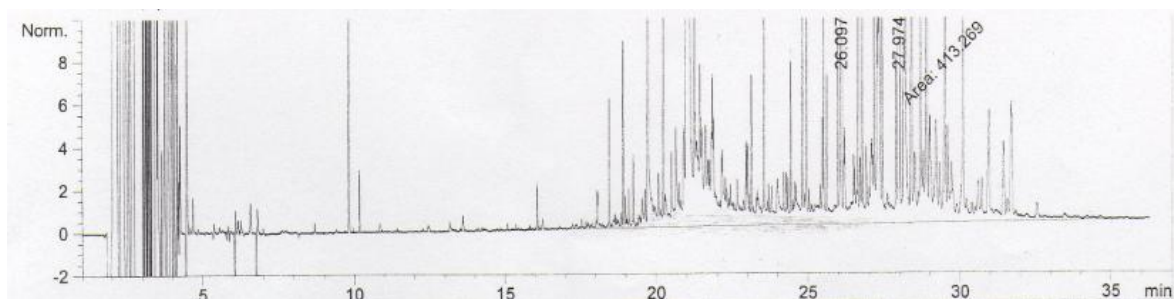


D4 20-50 cm

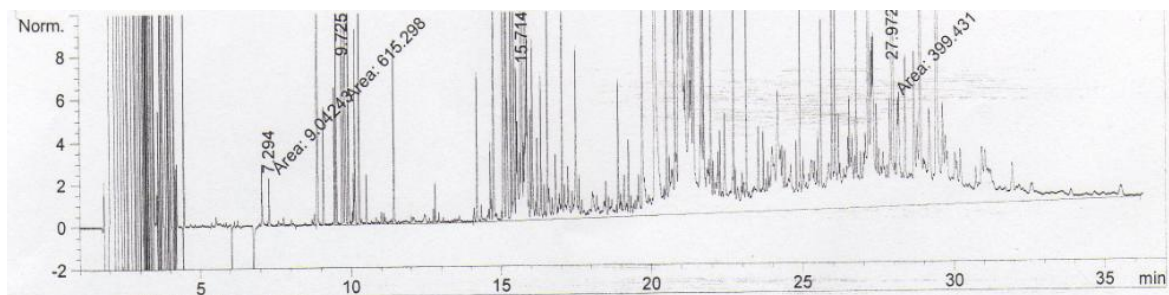
Növény kromatogramok



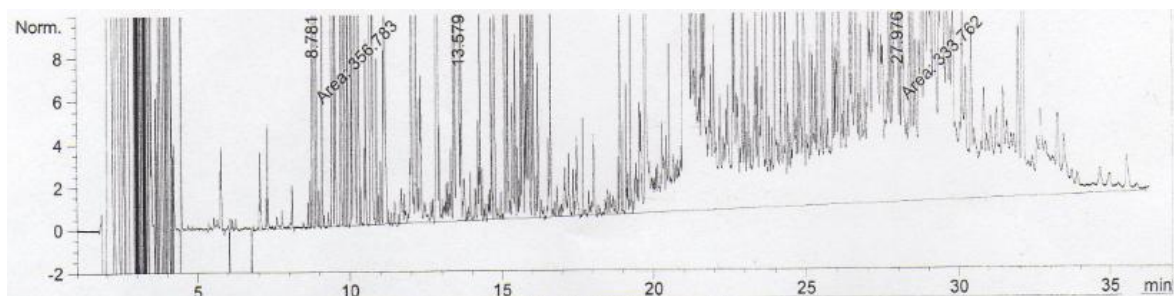
D1 Si. gyökér



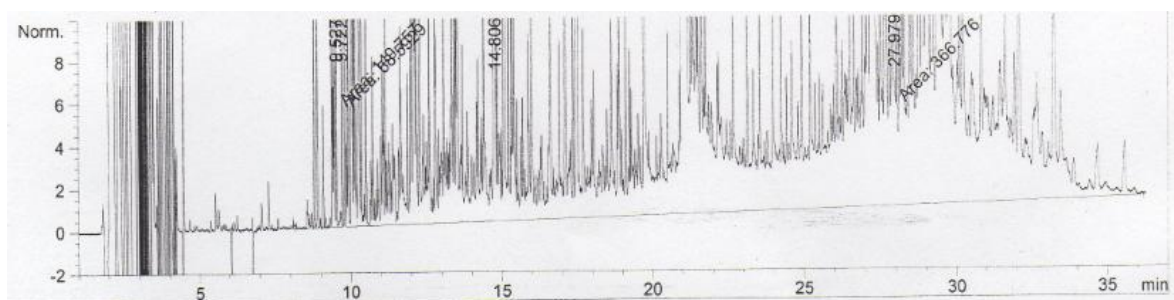
D1 Si. szár



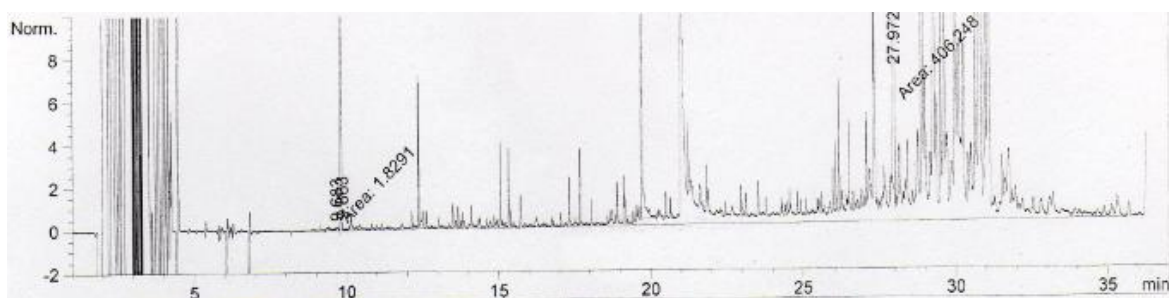
D2 Ech.



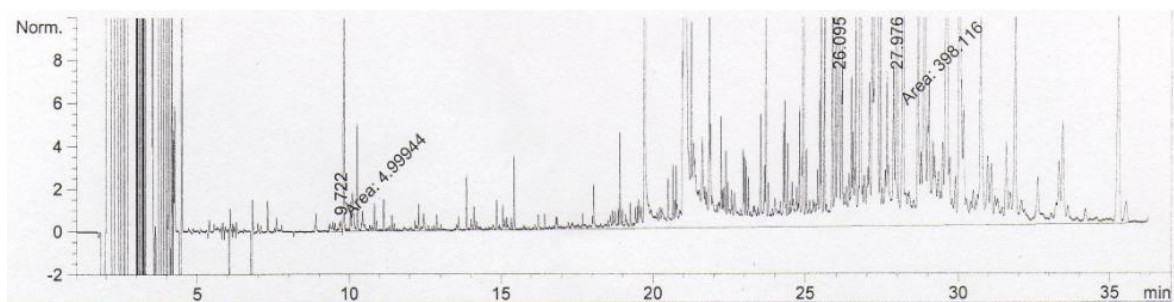
D2 Sat.



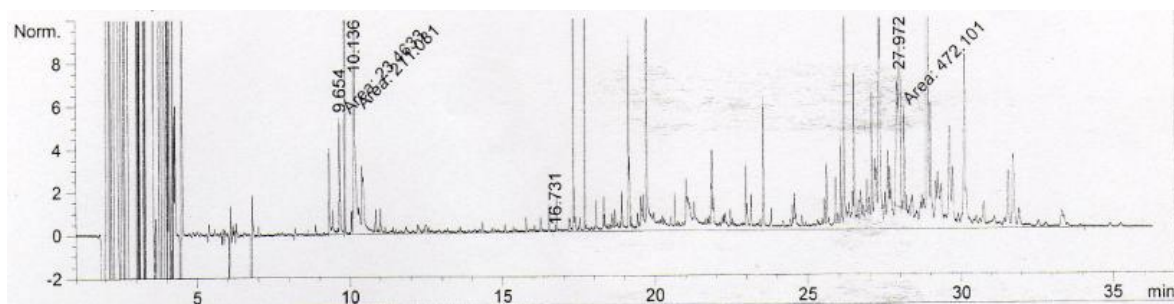
D2 L



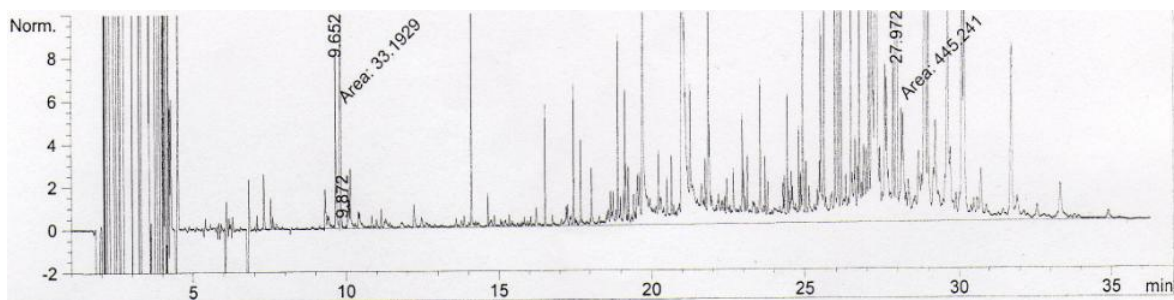
D3 Exp. gyökér



D3 Exp. szár



D4 K gyökér



D4 K szár

2. sz. melléklet : Gyöngyösesi talaj és növényminták eredményei

Talaj				
		Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)
GY1	0-20 cm	10,70	9,88	0,20
	20-50 cm	7,82	8,75	0,19
GY2	0-20 cm	83,80	125,00	1,27
	20-50 cm	88,70	28,70	0,33
GY3	0-20 cm	209,00	335,00	1,70
	20-50 cm	13,10	39,90	0,15
GY4	0-20 cm	18,90	36,50	0,46
	20-50 cm	5,46	15,10	0,30

Növény				
		Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Cd (mg/kg)
GY1Si.	gyökér	3,72	14,80	0,30
	ág	1,14	19,20	0,71
	levél	0,71	124,00	1,40
GY2K	gyökér	105,00	338,00	4,97
	ág	1,50	66,80	2,42
	levél	0,96	704,00	5,96
GY2Q	gyökér	-	-	-
	ág	1 220,00	342,00	3,04
	levél	1,06	259,00	0,70
GY3B	gyökér	1,00	74,90	0,62
	ág	3,06	67,20	1,09
	levél	2,33	1 200,00	3,16
GY4U	gyökér	16,00	65,80	0,24
	ág	2,16	88,50	0,27
	levél	1,74	117,00	0,21