



**Országos Tudományos Diákköri
Konferencia
2013**

**Kerti növények és talajminták Po-210 koncentrációjának
meghatározása bioindikációs vizsgálatokhoz**

Készítette: Földes Dániel és Ujhidy Amarilla (Biomérnök BSc.)

Témavezető: dr. Máté Borbála (munkahely: Mérnöki Kar, Radiokémiai és
Radioökológiai Intézet)

Küldő intézmény: Pannon Egyetem Mérnöki Kar, Radiokémiai és
Radioökológiai Intézet

Lezárás dátuma: 2012.12.28.

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés, célkitűzés.....	1
2.	Irodalmi háttér.....	2
2.1	NORM anyagok és kezelésük.....	2
2.2	Lerakók monitorozási lehetőségei; biomonitoring.....	4
2.2.1	<i>Radioizotópok bioindikációs nyomon követése; mely izotópot vizsgáljuk.....</i>	<i>7</i>
2.2.2	<i>Transzferfaktorok.....</i>	<i>9</i>
2.3	A választott indikátor izotóp aktivitáskoncentrációjának meghatározása; alfa-spektrometria.....	10
2.4	A biomonitoring rendszer biológiai komponenseinek kiválasztása	12
3.	Mérési módszer.....	15
3.1	Mintagyűjtés, nevelés.....	15
3.2	Minta előkészítés	16
3.3	Feltárás	16
3.4	Forráskészítés (spontán depozíció)	17
3.5	Alfa-spektrometria	18
3.6	Mérések statisztikája	20
3.6.1	Kimutatási határ.....	20
3.6.2	Hibaszámítás.....	20
4.	Mérési eredmények, következtetések.....	21
4.1	Talajminták Po-210 koncentrációjának eredményei	21
4.2	Palántaminták Po-210 koncentrációjának eredményei.....	22
4.3	A nevelést követően vett növényminták Po-210 koncentrációjának eredményei	23
5.	Összefoglalás	25
	Irodalomjegyzék	26
	Függelék.....	30
	Köszönetnyilvánítás.....	31

1. Bevezetés, célkitűzés

Az ipari, bányászati tevékenységek környezetromboló hatását a fejlett országok környezetkímélő technológiák bevezetésével, illetve a károk helyreállításával próbálják csökkenteni.

Magyarországon is számos olyan tevékenységet folytatnak (vagy folytattak), melyeknek jelentős a negatív környezeti hatása. Ezek főleg ipari illetve bányászati jellegű tevékenységek. A tevékenység felszámolása után a területek monitorozása fejlett európai országok számára kötelező érvényű és elkerülhetetlen.

Mind a döntéshozók, szakemberek mind pedig a lakosság részéről egyre nagyobb igény mutatkozik az ökoszisztémák, közösségek teljes körű felmérésére és folyamatos monitorozására. Ez a nagyfokú érdeklődés az elérhető eszközök fejlesztéséhez, a biomonitoring rendszerek kidolgozásához vezetett, mivel ezen módszerek segítségével átfogó képet kaphatunk az ökoszisztéma állapotáról, az emberi egészségre való esetleges közvetlen és közvetett hatásáról.

A Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézetében 2001 óta folynak kutatások természetes eredetű radionuklidokkal szennyezett területek, dohánynövénytől történő bioindikációjával kapcsolatban. A vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy a dohánynövény és egyes gomba fajok képesek bizonyos radionuklidok akkumulációjára, az eddigi kutatások alapján a Pb-210 és a Po-210 izotópok ideális indikátorai. A dohánynövény alkalmazásának egyetlen komoly akadálya van, ez pedig a korlátozott elérhetősége (direkt telepítés). Márpedig egy esetleges vészhelyzet során szükségünk lehet olyan növényekre, melyek nagy eséllyel megtalálhatók az emberi környezetben, olcsók, és nem utolsósorban bioindikációs és élettani tulajdonságai megközelítik a dohánynövényét.

Dolgozatunkban arra a kérdésre szeretnénk megtalálni a választ, helyettesíthető-e a dohánynövény olyan más, könnyen beszerezhető növényekkel, melyek bioindikációs tulajdonsága összevethető a dohányéval. Ennek érdekében négy különböző kerti növény (petrezselyem-, saláta-, paprika-, káposzta) Po-210 aktivitáskoncentrációját vizsgáljuk. A káposzta palántákat ezenfelül négy különböző típusú talajba ültetjük, vizsgálandó a növény radionuklid akkumulációja mennyiben függ össze a talaj típusával/szerkezetével.

2. Irodalmi háttér

2.1 NORM anyagok és kezelésük

A természetes eredetű radionuklidok magas koncentrációban gyakran megtalálhatóak az egyes földtani képződményekben, például a magmás kőzetekben és ércekben [1]. Ezen természetes eredetű radioizotópok koncentráltan megjelenhetnek az adott kőzet feldolgozása és hasznosítása során egyes ipari alapanyagokban, melléktermékekben és hulladékokban.

A szakirodalom ezeket az anyagokat NORM/TENORM mozaikszóként említi, mely rövidítések az angol elnevezésből erednek [2]:

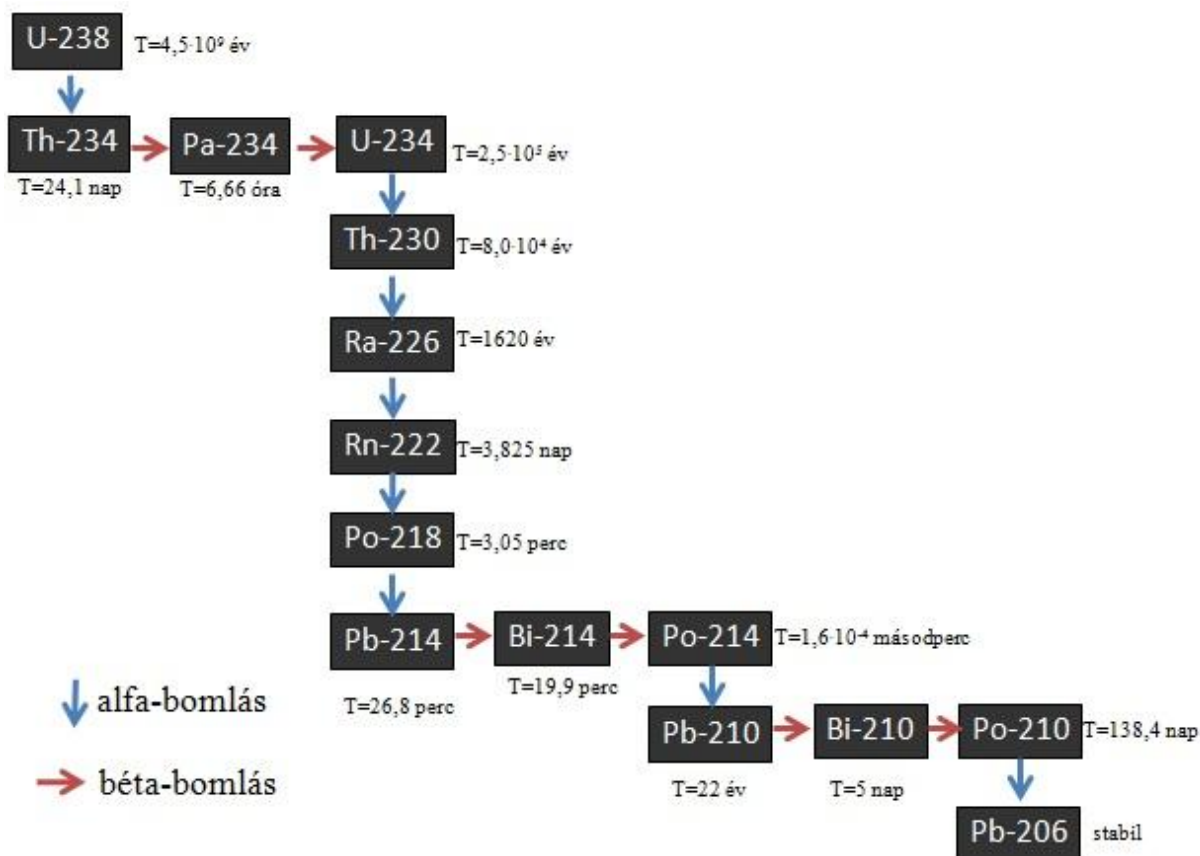
- NORM: Naturally Occurring Radioactive Materials (természetes előfordulású radioaktív anyagok)
- TENORM: Technologically-Enhanced NORM (technológiailag megnövelt koncentrációjú NORM)

Példaként említenénk a TENORM anyagokra az eleve magas radionuklid tartalmú foszfát-érc (NORM) feldolgozása során keletkező foszfát tartalmú műtrágyát (TENORM) [2]. Egyes kutatók azonban nem tartják különbözőnek a két megnevezést [3]. Dolgozatunkban a NORM összefoglaló megnevezést használjuk.

Ezekben az anyagokban az egyes radionuklidok, főleg az U-238 és leányelemei valamint a Th-232 és a bomlási sorában lévő elemek nagyobb aktivitáskoncentrációban vannak jelen, mint az átlagos talajokban. Az 1. ábra mutatja be az U-238 bomlási sorát.

Különböző emberi tevékenységek során is keletkezhetnek NORM anyagok, például urán és egyéb fémércek bányászata és feldolgozása [4], a fosszilis tüzelőanyagok égetése [5], a kőolaj és földgáz kinyerése után [6].

Az ipari alkalmazások közül vannak olyanok is, melyek során az egyes radionuklidokat (a tóriumot és az uránt) fizikai és kémiai jellemzői miatt használják, nem pedig a radioaktív tulajdonságai alapján. Például a repülőgépek motorjának burkolatánál, forrasztópálcák gyártásánál tóriumot használnak (akár 4 m/m%-ban is, ~160 kBq/kg), mely hőállóság szempontjából szükséges. Ezeket az anyagokat is a szélesebb körben értelmezett NORM anyagok közé sorolják, annak ellenére, hogy itt a radioaktív anyag nem a természetes közegben van jelen.



1. ábra: Az U-238 bomlási sora [7]

Ezen radioizotópok mérése, nyomonkövetése a hagyományos kémiai módszerekkel nehezen megvalósítható, mert a viszonylag nagy, 100 Bq/kg-nak megfelelő kémiai koncentrációjuk a ng/kg és pg/kg tartományba esik, így a kémiai tulajdonságokból eredő párhuzamok ezen rendszerekre nem alkalmazhatók.

A NORM területek közelében megjelenő radionuklidok beépülhetnek a táplálékláncba [8] a talaj-növény-állat felvételi úton, vagy a szennyezett talajvízzel, felszíni vízzel történő öntözés, vízfogyasztás során [9].

Az élő szervezetekbe történő bejutás nyomon követésével az emberi expozíció előre jelezhető, azonban ehhez a környezeti paraméterek radionuklidok mobilitására gyakorolt hatásának és a felvételi útvonalaknak a pontos ismerete feltétlenül szükséges [1].

Napjaink meghatározó feladata a NORM tárolók, elsősorban a bányák (uránbányák) lerakóinak a lezárást követő rekultiválási technológiájának a tökéletesítése. Ezen kívül a

megvalósított tervek rövid- és hosszútávú monitoring rendszerét is szükséges folyamatosan fejleszteni. A napjainkig megvalósult módszereket J. Li és Y. Zhang [10] által 2012-ben készített összefoglaló mutatja be részletesen. A két szerző a fizikai-, kémiai- és a biológiai (fito-)remediáció lehetőségeit és ezek kombinációit külön tárgyalja.

2.2 Lerakók monitorozási lehetőségei; biomonitoring

A mikroszennyezők egyik csoportját a nehézfémek és a radionuklidok jelentik, melyek az úgynevezett „időzített kémiai bombák” egy részét képezik. A radionuklidok a NORM alapanyagok, valamint a technológiai folyamat eredményeképpen kerülhetnek a melléktermékekbe, hulladékokba [11].

Hatásuk azonban sokszor csak hosszútávon figyelhető meg az élő szervezetekben történő felszívódásuk során. Éppen ezért egy olyan rendszer kiépítésére van szükségünk, amely a radionuklidok vándorlásának nyomon követésére, egy arra alkalmas bioindikátor segítségével történik. Ezáltal egy esetleges vészhelyzet során a szennyezés mértéke folyamatosan megfigyelhető.

Mind a kutatók, mind politikusok és a lakosság részéről egyre nagyobb igény mutatkozik az ökoszisztémák, a populációk és fajok teljes körű felmérésére és folyamatos megfigyelésre. A biomonitoring rendszerek kidolgozásában nagy szerepet játszott ez a rendkívüli érdeklődés. Ezen módszerek segítségével ugyanis egy átfogó képet kaphatunk az ökoszisztéma állapotáról, az emberi egészségre való lehetséges közvetlen és közvetett hatásáról [12].

A biomonitoring eljárás alkalmazása esetén a környezet megfigyelése történik, mely során biológiai módszereket összességét hasznosítjuk [13].

A biomonitoring rendszer egyik alappillére a biológiai megközelítés [13], azaz a biológiai monitorok illetve szervezetek alkalmazása. Ezekben a biológiai szervezetekben megjelennek azok a jellemző hatások illetve hatásmechanizmusok, melyek jobban közelítik az élőlényekre vonatkozó expozíciós kockázatot. Emellett fontos megemlíteni a szennyező anyagok, valamint az anyagcsere közbülső reakcióinak termékeinek élőlényekre gyakorolt toxikus hatását.

A biomonitoring rendszer használata lehetséges helyszíni, in situ vizsgálatok esetében. Ezek közül az első az aktív biomonitoring, mely során az általunk kiválasztott fajok izoláltan és

kontrolláltan növesztett egyedeit helyezzük a környezetbe, míg passzív biomonitoring esetén, a területen élő fajok sorsát követjük nyomon, ezáltal a szennyezés mértéke megfigyelhető.

Vizsgálhatjuk a közösség összetételét és működését [14]:

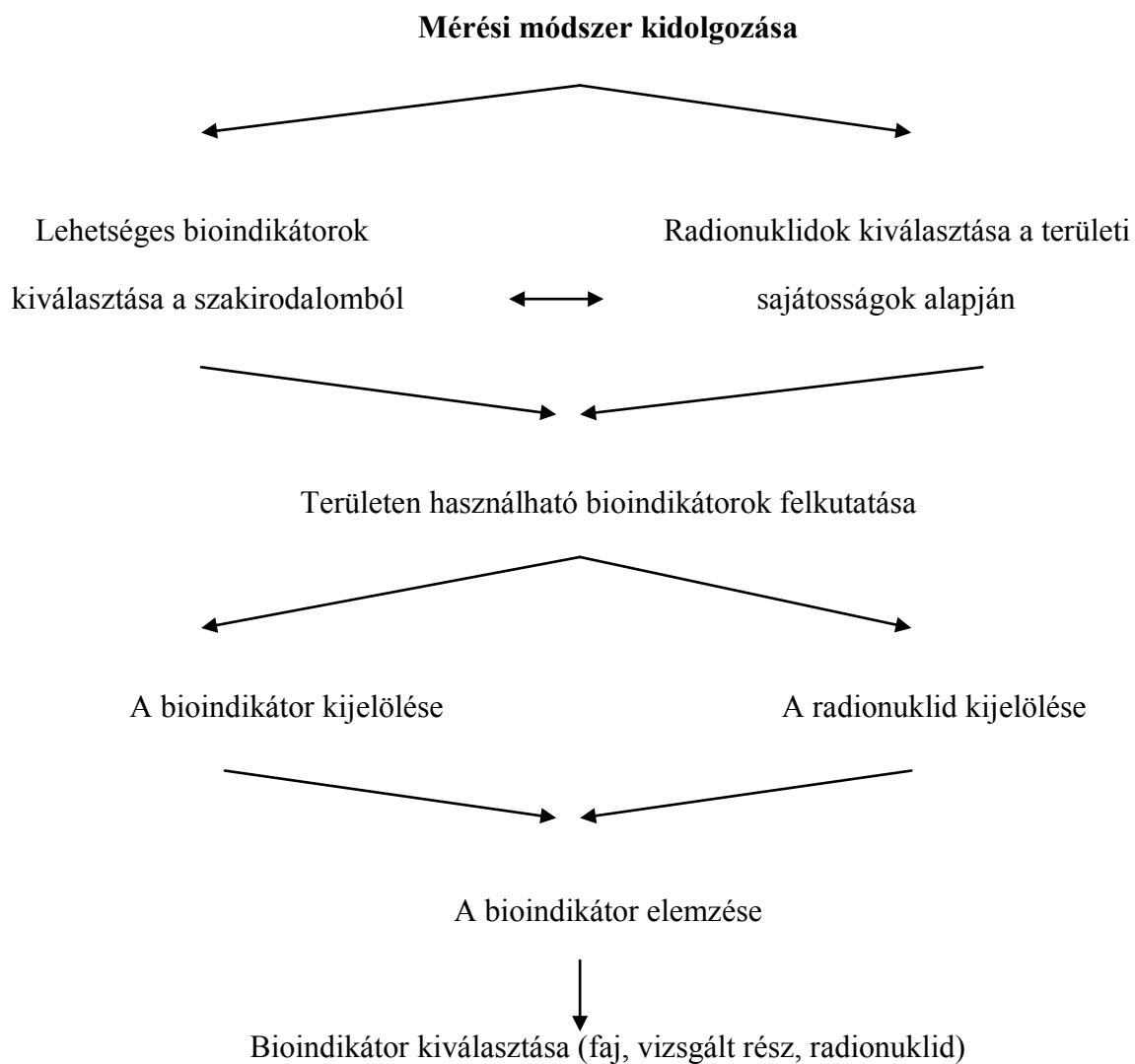
1. fajösszetételt, fajsűrűséget, tápláléklánc alakulását, a teljes ökoszisztéma anyag- és energiaforgalmát;
2. az életközösség genetikai jellegzetességeit: rezisztens fajok megjelenését.

A fizikai és kémiai módszerek kiegészíthetők a biomonitoring eszközeivel. Az élő szervezetek segítségével ugyanis sokkal könnyebben meghatározható a szennyezés időbeli és térbeli megjelenése, így ezen bioindikátorok segítségével a veszélyhelyzetet időben észlelni tudjuk.

A bioindikátor fajokat Gruiz az alábbi csoportokba sorolja [14]:

1. őrző fajok: a vizsgált területre telepített, nagy érzékenységű fajok, amelyek elpusztulásukkal korai figyelmeztetőül szolgálnak;
2. detektor fajok: a vizsgált területen élő fajok, amelyeknek szennyezőanyag hatására megváltozik a viselkedésük, koreloszlásuk, esetleg elpusztulnak;
3. kiaknázó fajok: rezisztens fajok, amelyek szennyeződés esetén előnybe kerülnek a többi fajjal szemben.
4. akkumuláló fajok: felveszik és akkumulálják a szennyezőanyagot, olyan mennyiségben, hogy az kémiai analízissel kimutathatóvá válik.

A 2. ábra a mérési módszer kidolgozását mutatja be a megfelelő bioindikátor kiválasztásának elősegítése érdekében [12].



2. ábra: A biomonitoring rendszer elem-választásának lépései

2.2.1 *Radioizotópok bioindikációs nyomon követése; mely izotópot vizsgáljuk*

Számos sugár-, és nukleáris baleset történt már a történelem folyamán és ezen események során jelentős tapasztalatot szerzett az emberiség a radionuklidok migrációjáról, terjedési útvonaluk vizsgálatáról és a növényekben történő felhalmozódásukról is. A mesterséges radionuklidok mérésére nagyobb figyelmet szenteltek egy-egy esemény bekövetkezte után, mint a természetes eredetű bomlási sorok tagjaira.

A környezeti kibocsátással járó nukleáris balesetek mindig szolgáltatnak elég információt a bioindikációs módszerek fejlesztésére. A kutatók feladata, hogy olyan növényeket, állatokat keressenek, amelyek az életük során kapcsolatba kerülhetnek a kijutott izotópokkal. Ezáltal ezen radionuklidok mérésével a szennyezés terjedése nyomon követhető, illetve az embert érő sugárterhelés becsülhető [15, 16, 17].

A bioindikátorok vizsgálata a migrációs útvonalak feltérképezésére is alkalmazható. Azonban egy esetleges újabb baleset bekövetkezése esetén is jó eséllyel bevethető a módszer, ugyanis az eddigi eredmények alapján az egyes akkumulációs folyamatok befolyásolhatók, a radioizotópok felvétele csökkenthető más, kevésbé veszélyes helyettesítő adagolásával. Így például a csernobili katasztrófát követően Fehéroroszországban, ahol a radionuklidok nagy része kihullott, kiemelkedő eredményeket értek el műtrágyázás segítségével. A növények esetében, például a káposzta Cs és Sr felvételét 90 %-ban lehetett csökkenteni a talaj megfelelő műtrágyázásával [18].

Más esetben az is lehetséges, hogy telepített növények segítségével az adott szennyezők/izotópok szelektív felvételét elősegíthetjük, így megköthetjük a területen a szennyező komponenseket (fitoremediáció) [19]. Például Fuhrmann és Lanzirotti [20] vizsgálatuk során az esetleges fitoextrakciós rekultivációs lehetőségeket követték nyomon, azaz különböző reagensek adagolásának hatására figyelték a természetes és mesterséges eredetű radioizotóp felvételét dohánynövényben.

A Ra-226 és a Pb-210 izotópok mérése szintén elterjedt a növényekben, mivel egyes, nagy rosttartalmú növények képesek a rádium akkumulációjára [21, 22]. Az első tanulmányok egyikei már az 1960-as években megjelentek a dohánynövény polónium és ólom megkötő képességéről [23].

Monitoring vizsgálatokhoz mindenképp hosszú vagy viszonylag hosszú felezési idejű radioizotópot szükséges választani. A leggyakrabban alkalmazott természetes eredetű radioizotópok a Ra-226 és a Pb-210 (közvetlenül, vagy leányelemén, a Po-210-en keresztül).

NORM területek esetén célszerű az Pb-210 vagy leányelemének a vizsgálata. Ennek oka egyrészt a Ra-226 leányelemének a Rn-222-nek az emanációja és exhalációja, mely a radon fizikai migrációját okozza. Másrészt a levegőben található radon bomlásakor keletkező Pb-210 kihullás a magasabb, talajfelszíni Pb/Po izotópkoncentráció oka.

Az eddigi kutatások során, ha a talajban egyensúlyban van a két izotóp, valószínűsíthető, hogy az indikátor növényben is megegyezik a két izotóp radiokémiai koncentrációja [24]. A növényben illetve a talajban található Pb-210 radionuklidok meghatározása gamma-spektrometriai illetve alfa-spektrometriai módszerrel (Po-210-en keresztül) megvalósítható. Az alfa-spektrometriai módszer egyes esetekben alkalmasabb Pb-210 koncentráció meghatározására. Például ha kis mintamennyiségünk van (néhány gramm), és kis kimutatási határ (<1 mBq) szükséges, akkor csak az alfa-spektrometriai módszer alkalmazható, ugyanis a gamma-spektrometriás módszer nagyobb mintamennyiséget igényel és magasabb a kimutatási határa. Hátránya azonban az alfa-spektrometriai módszernek, hogy a megfelelő műszerek mellett képzett munkaerőt igényel, ugyanis az alfa-spektrometria rendkívüli tapasztalatot követel meg forráskészítés terén. A gamma-spektrometriai mérés előnye, hogy a mintaelőkészítés egyszerűbb és olcsóbb. Elmondható tehát, hogy a Pb-210 izotóp vizsgálata az alfa-spektrometriai módszerrel illetve gamma-spektrometriai módszerrel is megvalósítható attól függően, hogy mennyi mintánk van, milyen műszerparkunk van milyen kimutatási határt szükséges elérni, illetve a munkatársak képzettségétől is jelentős mértékben szerepet játszik. A Pb-210 mérésének oka, hogy a Pb-210 nem csak viszonylag jó kémiai migrációs tulajdonságainak köszönhetően juthat ki, hanem a Rn-222 gázdiffúziója révén, fizikai migrációval is. Így integrált képet mutat a fedőrétegben lezajló kémiai, biokémiai és fizikai migrációról.

2.2.2 Transzferfaktorok

Egyes tanulmányok azt vizsgálják, hogy a talaj humusztartalma és az, hogy milyen mélyen található az adott földréteg, kapcsolatban áll-e a radionuklidok transzfer értékével, azaz hogy a talajból a növény a gyökerén keresztül mennyi radioizotópot tud akkumulálni a levelében. A vizsgálatok során arra a következtetésre jutottak, hogy a mélyebb talajrétegekben a Pb-210 és a Po-210 radionuklidok jobban feldúsulhatnak és a talaj magasabb humusztartalma is ennek a jelenségnek az elősegítését szolgálja [25]. A radionuklidok egyfajta körforgásban vesznek részt, azaz talajból a gyökerén keresztül a növénybe történik a migrációjuk. A növény elpusztulása esetén újból a talajba kerülhetnek a rothadásos folyamatok eredményeképpen. Fontos lenne vizsgálatokat folytatni annak érdekében, hogy meghatározzuk a radionuklidok migrációs útvonalát illetve, hogy melyik növényi részekben, szövetekben találhatók meg nagyobb mennyiségben és miért pont azokon a helyeken.

A radionuklidok transzferfaktorának becslése különböző lehet mentesítés, baleset, ártalmatlanítás illetve rekultiváció esetében. Kulcsfontosságú ismerni azonban egy úgynevezett K_d értéket, mely a szilárd-folyékony megoszlási koefficiensnek jelenti. A K_d érték arra szolgál, hogy megbecsüljük a radionuklid–talaj interakciót, valamint az ezután létrejövő radionuklid transzportot a talajba. Ezen kívül a K_d érték becslésében szerepet játszik még a vizsgált talaj szerves anyag tartalma, de kevésbé meghatározó a talaj szerkezete [26].

A mesterséges eredetű radioizotópok vizsgálata után napjainkban egyre növekvő érdeklődés mutatkozik a természetben előforduló radionuklidok környezetbe való kikerülésének vizsgálatára. Ezt bizonyítja, hogy fontos kutatási területnek számít a radionuklidok emberi szervezetbe történő felvételi útvonalának megismerésére való törekvés. Ennek során a talajból a növénybe kerülés transzferfaktorainak felderítését vizsgálták a növényi eredetű ételek illetve állati takarmányok esetében. Egyes növények U, Th, Ra, Pb, Po transzferfaktorának becslése esetében figyelembe vették a növények talajának szerkezetét illetve szerves anyag tartalmát [1]. Ezekhez a kísérletekhez kapcsolódik a petrezselyem és a menta Po-210-re vonatkoztatott transzferfaktorának vizsgálata [27]. Két különböző helyen nevelték a növényeket, azaz szabad ég alatt illetve polietilén sátorban. Po-208-at alkalmaztak tracerként (nyomjelzőként) a vizsgálatok során a talajhoz keverve. Azt tapasztalták, hogy a petrezselyem és a mentanövények Po-210 aktivitáskoncentrációja is magasabb lett, mint a tracerként alkalmazott Po-208-as izotópé. A fedett sátor alatt növekedett növények esetében a Po transzferfaktorok értékei magasabbak lettek, mint a szabadon termesztetteknél.

Megállapították, hogy a Po-210 izotóp 75%-a az atmoszférából származik a fedett illetve a szabad termesztésű növények esetében is.

2.3 A választott indikátor izotóp aktivitáskoncentrációjának meghatározása; alfa-spektrometria

A mérési módszer, melyet alkalmaztunk, a Radiokémiai és Radioökológiai Intézetben eddig kifejlesztett, gyakran és rutinszerűen használt módszereinek egyike [28].

A mérési módszer részletezése előtt vázlatosan bemutatjuk az alfa-sugárzást és tulajdonságait.

Az alfa bomlás

Az alfa-sugárzás során a mag egy négy nukleonból – két proton és két neutron – álló alfa-részecskét bocsát ki. Az alfa-részecske tulajdonképpen azonos a hélium 4-es tömegszámú izotópjával. Alfa-sugárzást a 82-nél nagyobb rendszámú izotópok bocsátanak ki. Az $A > 170$ tömegszámú magoknál az atommagok alfa-részecske kibocsátása exoterm folyamat. A felszabaduló energia bomlásonként 3-9 MeV, ennek 98-99%-át az alfa-részecske viszi magával. Az alfa-bomlás hatására a mag tömegszáma négyvel, és rendszáma kettővel csökken [37].

Az alfa-bomlás elméletét Gamow dolgozta ki. Elgondolása szerint az atommag belsejében két proton és két neutron egy alfa-részecskévé áll össze. Bár az alfa-részecske energiája lehet pozitív, a klasszikus fizika szerint mégsem tud kilépni a potenciálgát miatt. A kvantummechanika törvényei azonban lehetőséget adnak arra, hogy a potenciálgátnál kisebb kinetikus energiájú részecskék mégis kiléphessenek. Ezt a jelenséget nevezik alagút-effektusnak [37].

Az alfa-sugárzás kölcsönhatása az anyaggal

Az alfa – részecske kölcsönhatásba léphet [37]:

1. az atomi elektronnal inkoherens szórás (Coulomb- erők közötti kölcsönhatás) formájában, melynek eredménye az anyagban lejátszódó ionizáció és gerjesztés, illetve a sugárzást alkotó részecskék energia-és irányváltása;
2. a maggal magátalakítás és Rutherford-féle szórás formájában.

Az alfa-sugárzás detektálása

Az alfa-részecskék detektálásának problémája a rövid hatótávolság. A preparátum és a detektor érzékeny tere közötti vékony válaszfal, illetve már cm nagyságrendű levegőréteg a mérést gyakorlatilag lehetetlenné teszi.

A nagy fajlagos ionizációs képesség biztosítja, hogy ha az alfa-részecske bekerült a detektor érzékeny terébe, ott energiáját leadja, tehát 100%-os valószínűséggel kölcsönhatásba lép a detektor anyagával.

Ahhoz, hogy minél pontosabb eredményeket érjünk el a következők szükségesek:

- legyenek nyomjelző izotópok a forráskészítés ellenőrzéséhez;
- jó energiafelbontású és jó hatásfokú detektor;
- kis zajú, lineáris és stabil elektronikus egységből álló spektrométer;
- energia- és hatásfokkalibráláshoz megfelelő vékony standard sugárforrások

A mérés elve összefoglalóan [29]

A szárítást szobahőmérsékleten kell végezni. Mivel a Po-210 illékony, ezért nem lehet mikrohullámú feltárával roncsolni. A feltárás során háromszor tömény salétromsavval bepároljuk a mintákat, ügyelve arra, hogy az Erlenmeyer lombik alján körülbelül 5 ml folyadék maradjon, annak érdekében, hogy a mintában lévő Po-210 és Po-209 tracer az oldatban maradjon. A jelenlévő nitrát ionok oldatból történő elűzését a mintához adagolt sósav segítségével biztosíthatjuk. Ebben az esetben az oldatban maradt szerves anyag elroncsolása a mintához adagolt H_2O_2 segítségével biztosítható. A forráskészítés során a minta oldatot bepárlása után a depozíciós készülékbe adagoljuk. Szükség van az aszkorbinsav spontán depozíciós készülékbe adagolására, mivel a mintában jelenlévő Fe(III) ionok redukálása elengedhetetlen, nem redukált formában a Po-210 rézlemezre való kiválását akadályozzák. Ezen kívül a depozíciós készülékbe szükséges tenni egy mágneses keverőt, mely az oldatban jelenlévő Po ionok homogenitását segíti elő és biztosítja, hogy a saválló acéllemezre könnyebben kiváljanak. Fontos, hogy a saválló acéllemezre Po-210 illetve Po-209 radionuklidok megfelelő vékony rétegben illetve egyenletes vastagságban váljanak ki az önabszorpció kiküszöbölése érdekében.

2.4 A biomonitoring rendszer biológiai komponenseinek kiválasztása

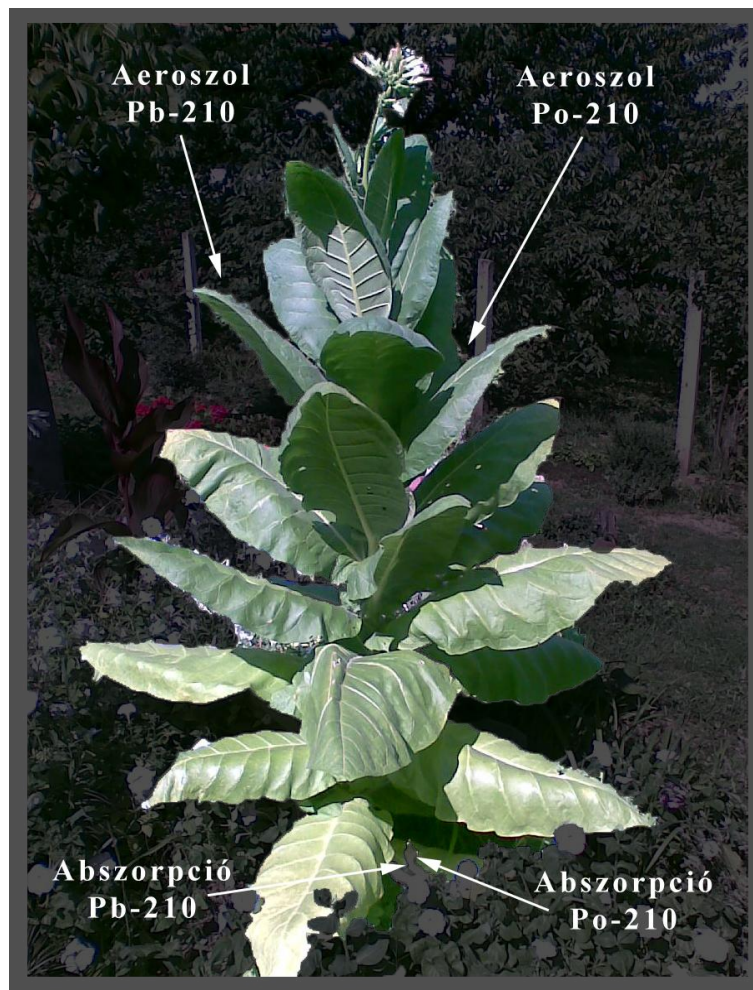
A kutatók a növények közül számos faj ólom és polónium-koncentrációjának vizsgálatával részletesen foglalkoznak. Az egyik legfontosabb tanulmány Al-Masri és munkatársai munkájának eredményeképpen jött létre [27]. A kutatók azt tapasztalták, hogy a leveles növények sokkal magasabb akkumulációs faktorral rendelkeznek, mint a kis levélfelülettel rendelkezők. Ez azt jelenti, hogy bioindikátorként földhöz közeli nagy levélfelülettel rendelkező növényt érdemes alkalmazni.

2011-ben Persson és Holm Po-210 és a Pb-210 koncentráció-vizsgálatokat összefoglaló tanulmányát szakirodalmi kutatómunka eredményeképpen jelentette meg [32]. Az általuk írt mű külön fejezetet szentel a dohánynövénynek, mely az eddigi szakirodalmak tanulmányozása alapján alkalmas lehet a Po-210 bioindikátorának.

A Po-210 vagy a Pb-210 dohányba jutásának mechanizmusa sajnos máig nem tisztázott, az izotópok bekerülésének két útja lehet. Az egyik útvonal a dohánylevél és azon található szőrök (trichomák) által megnövelt hatalmas abszorpciós felület. A fő bejutási lehetőségnek tartja több kutató a levelére ülepedett aeroszol izotóp tartalmának megtapadását vagy felszívódását [32].

Számos kutató szerint a fő útvonal a gyökéren keresztül történő felszívódás [33]. Véleményük szerint adott körülmények között a talajból történő felszívódás lehet a meghatározó, több esetben mértek nagy koncentrációt erősen műtrágyázott területeken [34, 35].

A 3. ábra mutatja az izotópok növénybe jutásának lehetséges útvonalait.



3. ábra: A Pb-210 és Po-210 lehetséges bejutása a dohánynövénybe

A kutatók eredményei alapján megállapítható, hogy a növény és a talaj Po-210, illetve Pb-210 koncentrációja között szoros kapcsolat áll fenn. A kapcsolat telítési görbének megfelelő egyenlettel írható le, a telítési érték a dohánynövény alsó levele esetén kb 100 Bq/kg-nak felel meg, de egy átlagos, 50 Bq/kg Pb-210 koncentrációjú talaj esetén az alsó levélben mérhető Pb-210 koncentráció 20-30 Bq/kg-nak felel meg.

A fent leírtak alapján is alkalmas a dohány bioindikátorként való használatra. A vizsgálataink során arra voltunk kíváncsiak, hogy a dohánynövény helyettesíthető-e, más szintén kevésbé igényes növényvel.

A méréseink során 4 talajtípust illetve 4 növénypalántát vizsgáltunk. A 4 talajtípus a homok, a homokkal kevert feketeföld, a veszprémi barna termőtalaj és a kertészeti tőzeg.

A növénypalánták közül a következőket vizsgáltuk radionuklid felvétel szempontjából: petrezselyem, paprika, káposzta, saláta.

Mivel az előzetes kutatások és szakirodalmi adatok is igazolták, hogy a nagyobb levél méret általában nagyobb Po-210 felvétellel jár [27], a káposzta palántákat mind a négy talajba elültettünk, így az izotópfelvételt az összes talajban le tudtuk mérni és az eredményeket egymással össze tudtuk vetni. A saláta, a paprika és a petrezselyem csak a veszprémi barna termőtalajba lett elültetve.

A saláta szintén nagy levélfelülete miatt került a mérésekbe.

A petrezselymet, a salátával és a káposztával ellentétben kis levélzete, valamint szakirodalmi adatok szerinti nehézfémmegkötő képessége miatt vizsgáltuk [28]. Kíváncsiak voltunk, hogy az apró levelek, melyekkel a petrezselyem rendelkezik, hogyan befolyásolják a növény Po-210 felvételét.

Kézenfekvőnek tűnt egy olyan növény vizsgálata is, mely rokona a már korábban tanulmányozott bioindikátornak, a dohánynövénynek. A paprikára esett a választás, mely szintén a burgonyafélék (*Solanales*) családjába tartozik. Mivel a dohánynövény biomonitoring rendszer részeként megfelelő indikátora a Po-210 és Pb-210 izotópoknak, feltételeztük, hogy más rokonnövények is alkalmasak lehetnek egy ilyen szerep betöltésére.

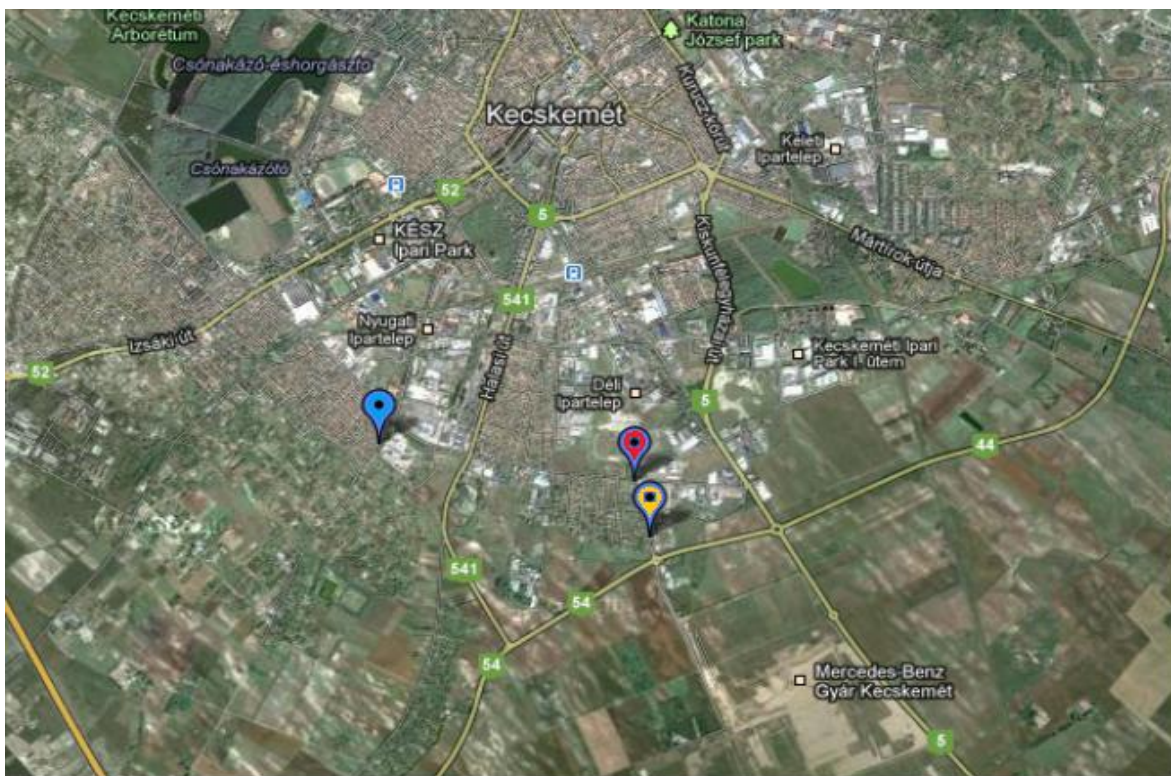
A talajtípusok kiválasztásánál arra fektettünk hangsúlyt, hogy azok különböző típusúak, szerkezetűek, és elfordulásúak legyenek, ugyanakkor a növények mindegyikben képesek legyenek fejlődni, növekedni. Kíváncsiak voltunk továbbá, hogy a talaj kémiai és fizikai szerkezete befolyásolja-e a növények Po-210 izotóp felvételét.

3. Mérési módszer

3.1 Mintagyűjtés, nevelés

A mérések elvégzéséhez 4 különböző típusú talajt, valamint 4 különböző növényt szereztünk be. A talajok közül kettő, a homok és a homokkal kevert feketeföld származik Kecskemétről. Beszerzési helyüket a kék ($\text{É}46.87810^\circ$ $\text{K}19.69867^\circ$) és a piros pont ($\text{É}46.87190^\circ$ $\text{K}19.66387^\circ$) jelzi. A kertészeti tőzeg kereskedelmi forgalomban is megvásárolható, méréseink során is ezt a változatot használtuk (kertészettől beszerezve), a veszprémi talaj pedig Veszprém környékéről való barna termőtalaj ($\text{É}47.61879^\circ$ $\text{K}17.543053^\circ$).

Növényeink közül a káposzta, a petrezselyem, a paprika valamint a saláta palánták szintén Kecskemétről (a sárga színű pont jelzi, $\text{É}46.89435^\circ$ $\text{K}19.67871^\circ$) származnak, kertészetből. A 4. ábra jelzi a Kecskemétről való minták származási helyeit.



4. ábra: A kecskeméti minták származási helye

A vizsgálat során először mintát vettünk a növénypalánták leveleiből, valamint a talajból. Ezek a későbbi mérések során referenciaként szolgáltak. A növényeket a mintavételt követően elültettük a különböző talajokba.

Az előzetes mintavételek után a növényeket a kiválasztott talajba ültettük és laborkörülmények között 2 hónapon keresztül neveltük őket. Nevelkedésük során semmilyen kiegészítő tápanyagpótló szert nem kaptak csak egyező mennyiségű csapvizet.

A minták analízise során mindig ugyanazt a módszert alkalmaztuk, tehát a minták előkészítése után kombinált savas feltárás, majd a forráskészítés következett. A minta Po-210 tartalmát félvezető (PIPS) detektoros alfa-spektrométerrel határoztuk meg.

3.2 *Minta előkészítés*

Vizsgálataink során a növényekről származó minták kizárólag levélminták voltak. A mérésre kiválasztott talajokból reprezentatív mintát vettünk.

A növény- és talajmintákat szobahőmérsékleten szárítottuk, hogy ezzel megelőzzük a polónium koncentráció csökkenését. A növényt minták őrlése erre a feladatra használt daráló segítségével történt, a talajmintákat dörzsmozsárban porítottuk.

3.3 *Feltárás*

A forráskészítéshez Erlenmeyer lombikba analitikai mérlegen bemértünk 1-2 g légszáraz mintát. A Po-210 méréséhez a kémiai kihozatal meghatározásához Po-209 nyomjelzőt használtunk. A mintához ismert mennyiségű Po-209 nyomjelző (tracer) izotópot adtunk (ez esetünkben $0,05 \text{ ml } 1,5747 \pm 0,0072 \text{ Bq/ml}$ koncentrációjú Po-209 nyomjelző).

A mintát ezek után kombinált savas kezelésnek vetettük alá, mely során először 25 ml tömény salétromsav hozzáadásával roncsoltuk el a minta szervesanyag-tartalmát. Friss minta esetén ajánlott az erős keverés a minta felhabzása miatt. A habzás megszűntével 150°C -ra előmelegített főzőlapra helyeztük a lombikot majd bepároltuk egészen addig, míg körülbelül 4-5 ml folyadék maradt a lombik alján. A feltárás teljessége érdekében a folyamatot összesen háromszor ismételtük meg.

Mivel a jelenlévő nitrát ionok zavarják a polónium leválasztását, annak elűzése érdekében 25 ml tömény sósavat adtunk a mintákhoz. A sósav mellett adtunk hozzá néhány csepp H_2O_2 -t az esetlegesen jelenlévő szerves maradékok teljes roncsolása érdekében. A sav hozzáadása után a mintát be kell párolni ismét, ugyanúgy ahogy azt a salétromsav hozzáadása során tettük. A folyamatot sósav esetén is összesen háromszor ismételtük meg.

A feltárás utolsó lépéseként 25 ml ultra tiszta vizet adtunk hozzá, majd háromszor bepároltuk. ezzel a folyamattal a sósav koncentrációját csökkentjük megfelelő értékre.

Az egész folyamat során mindenképpen ügyeltünk arra, hogy ne pároljuk be túlságosan a mintákat, mert így a polónium egy része elillanhat, ami így rontaná a mérés hatásfokát.

A feltárás végeztével az immáron folyékony halmazállapotú mintánkból törzsoldatot készítettünk. Ennek során először ultra tiszta vízzel, majd utána 2 ml 9 M HCl-el mostuk át a mintát egy mérőlombikba. A mérőlombikot jelig töltöttük desztillált vízzel, majd jól összeráztuk a tartalmát és újra jelre töltöttük.

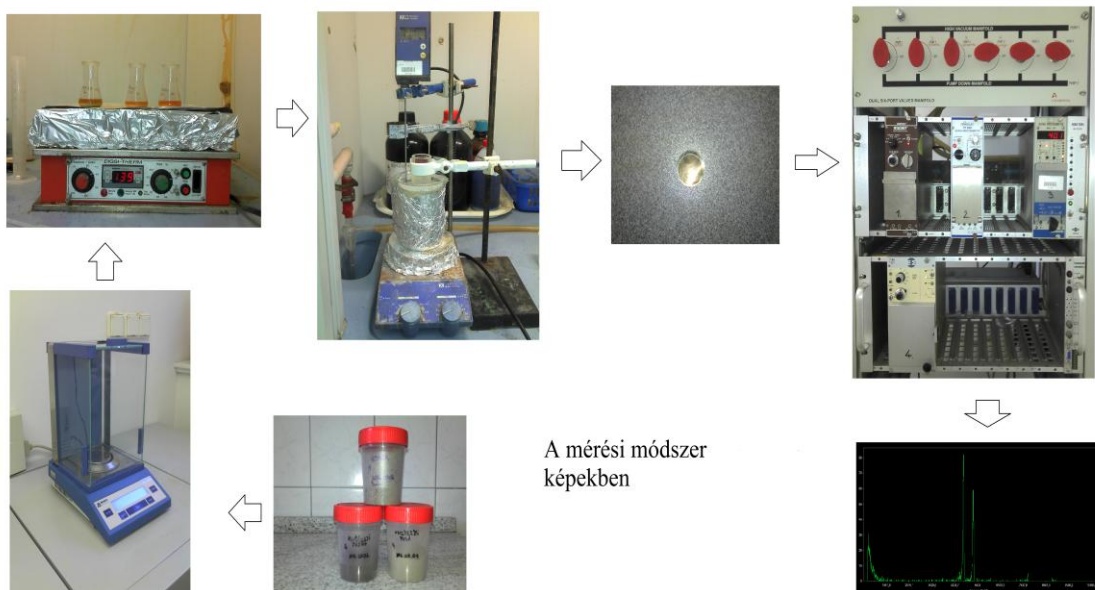
3.4 Forráskészítés (spontán depozíció)

Az alfa-spektrometriában a legfontosabb és legnehezebb lépés a megfelelő forrás elkészítése. Fontos, hogy a forrás vékony legyen, mert már pár mikrométer vastagságú forrás önabszorpciója is jelentős, ezzel pedig romlik a felbontás illetve a hatásfok. A polónium forráskészítési műveletei közül a legelterjedtebbet alkalmaztuk, melynek során a Po(IV) ionok híg sósavas oldatból redoxreakció révén a pozitívabb elektródpotenciálú Cu, Ag vagy Ni fémekre [30] spontán leválnak (magas nikkel tartalmú saválló acéllemezt használtunk a méréseinkhez).

A Ko 33 MSZ 9-11% nikkel-krom tartalmú 18,8 mm átmérőjű saválló acéllemeztől lehúztuk a védőfóliát, és alaposan lemostuk alkohollal a szerves (zsír, ragasztó) nyomokat. Amíg a korongról elpárolgott az alkohol, a termosztátot, amibe később a depozíciós készülék kerül, 80°C-ra állítottuk. A már száraz lemezt a készülékbe szivárgásmentesen befogtuk, ügyelve arra, hogy a polírozott felülete legyen felül. A szivárgásmentességet a törzsoldat betöltése előtt desztillált vízzel ellenőriztük. A vizsgálandó mintából 50 ml-t bemértünk, belehelyeztünk egy mágneses keverőt és adtunk hozzá egy spatulányi aszkorbinsavat az esetlegesen jelenlevő Fe(III) ionok redukálására. A depozíciós készüléket belehelyeztük a 80°C-os vízfürdőbe, a benne lévő mintát 3 órán keresztül kevertettük. A vízfürdőből a termosztálás közben fogyó vízmennyiséget folyamatosan pótoltuk.

A leválasztása után a mintánkat kiöntöttük a depozíciós készülékből, majd belsejét óvatosan átmostuk desztillált vízzel. Ezután következett a készülék szétszerelése, az acél korongot óvatosan kiemeltük és szobahőmérsékleten megszáritottuk.

A folyamatok egészét összefoglalóan az 5. ábra mutatja be.



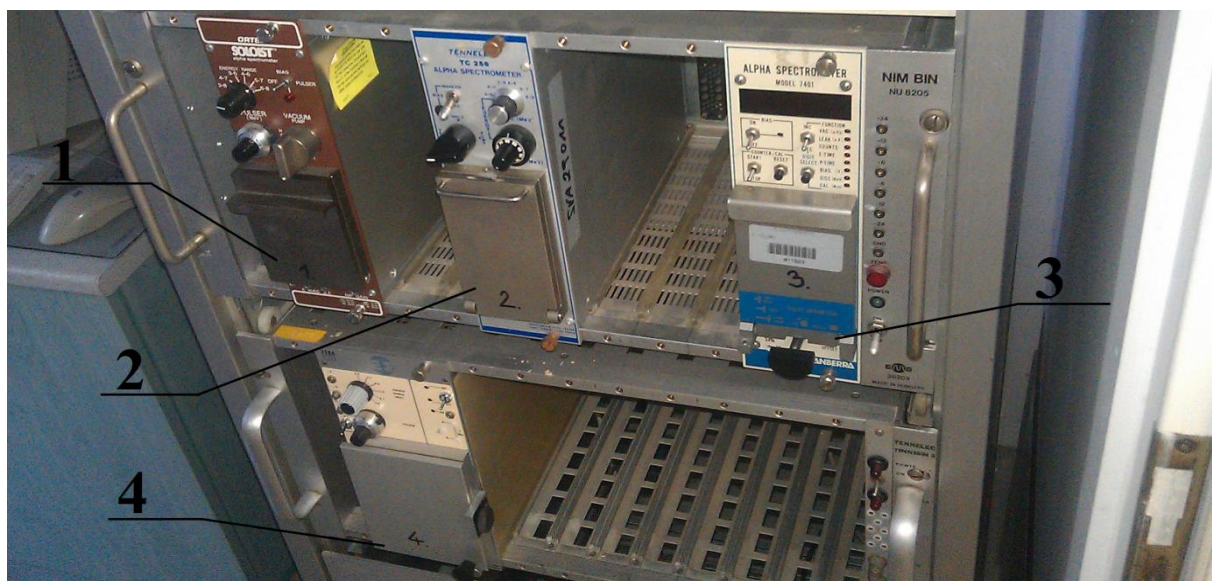
5. ábra: A mérés lépései

3.5 Alfa-spektrometria

Az elkészített alfa-forrás mérése PIPS detektoros alfa-spektrométerrel történt. Az alfa-sugárzás rövid hatótávolsága miatt a mérést vákuumban végeztük. Az alfa-forrásokat a PIPS félvezető detektoros alfa-spektrométer vákuumkamrájába, detektor közeli pozícióba helyeztük és 80 000-300 000 s mérési idővel felvettük az alfa-spektrumot.

A négy felhasznált alfa-kamra gyártmánya szerint (6. ábra):

1. Ortec Soloist alpha-spectrometer,
2. Tennelec TC 256 alpha-spectrometer,
3. Canberra Model 7401 alpha-spectrometer,
4. Eurisys Measures 7184 alpha-spectrometer.



6. ábra: Az alfa-kamrák

A mérőberendezéshez tartozik egy Silena 9302 sokcsatornás analizátor valamint EMCA 2000 szoftver, amivel a spektrumok kiértékelését végeztük.

A méréshez szükséges 0,2 torr vákuumot Ilmvac-PK2 szivattyúval állítottuk elő.

A mérőrendszer kalibrálását az Amersham cég által készített és az Országos Mérésügyi Hivatal által hitelesített Pu-239-et, Am-241-et, Cm-244-et tartalmazó forrással végeztük, a detektor hatásfokát pedig ismert aktivitású Am-241 kalibráló forrással határoztuk meg.

3.6 Mérések statisztikája

3.6.1 Kimutatási határ

A következő egyenlet alapján határozható meg a méréseknél 95 %-os megbízhatósági szinten kimutatási határt: [36]

$$D.L. = \frac{2,71 + 4,65 \times \sqrt{I_h}}{\eta_d \times t \times M} \quad (1. \text{ képlet})$$

ahol:

D.L.: kimutatási határ (Bq/kg)

M: felhasznált minta mennyisége (kg)

η_d : detektor hatásfoka

I_h : háttér a vizsgálandó energia tartományban (impulzus)

t: mérési idő (s)

3.6.2 Hibaszámítás

A mérések hibái a következő összefüggés alapján számolhatók: [36]

$$\delta = \pm \frac{\sqrt{X + X_h}}{X - X_h} \times 100 \quad (2. \text{ képlet})$$

ahol:

δ : hibaszázalék (%)

X: mért impulzus (impulzus)

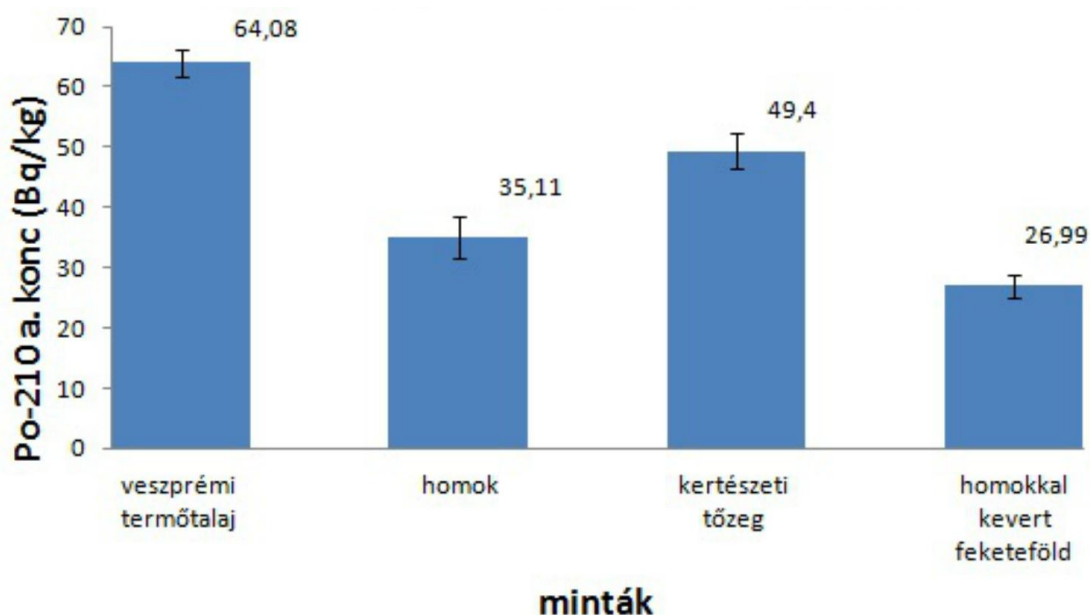
X_h : háttér impulzus (impulzus)

4. Mérési eredmények, következtetések

4.1 Talajminták Po-210 koncentrációjának eredményei

A mérési eredményeink összefoglalását a talajminták aktivitáskoncentrációinak meghatározásával kezdtük. A legnagyobb értéket a veszprémi talaj esetében mértük, de nagyságrendileg hasonló értékeket kaptunk a többi talajmintában is.

Fontosnak tartjuk kiemelni, hogy az összes talajminta Po-210 aktivitáskoncentrációja átlagos, a mért eredmények nem térnek el jelentősen a szakirodalomban foglaltaktól [24]. Az eredmények a 7. ábrán láthatók.

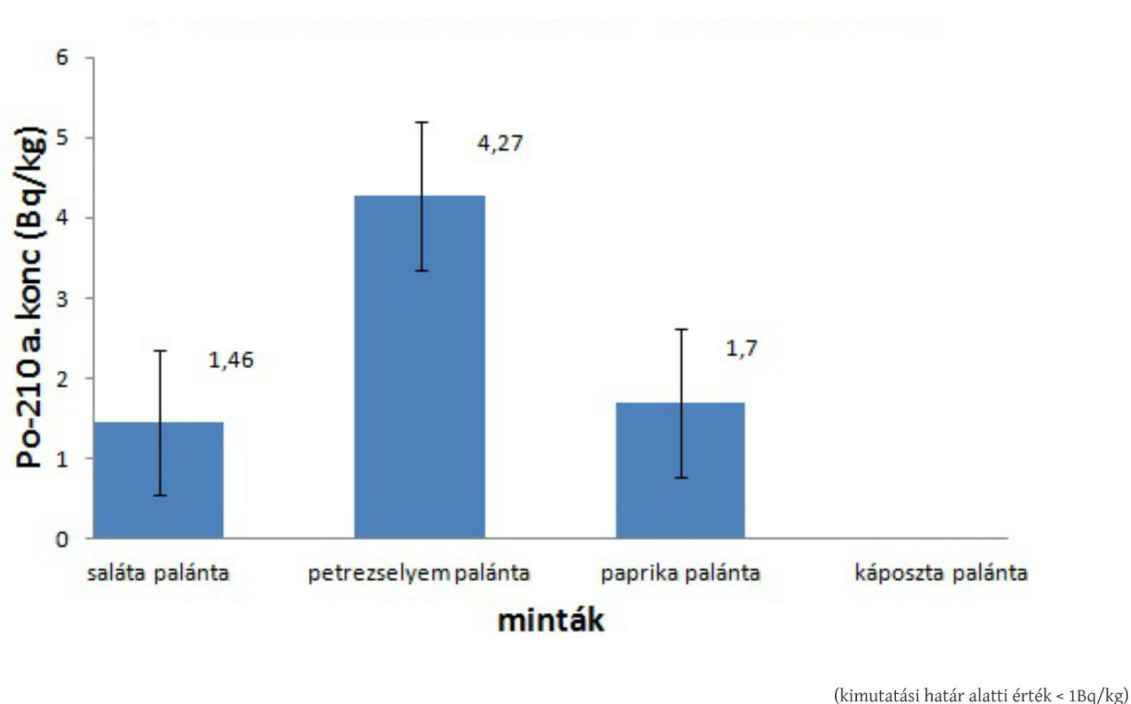


7. ábra: A talajminták Po-210 aktivitáskoncentrációi

Jelenleg a talajminták adatai közül, csak a Po-210 aktivitáskoncentrációja ismert, viszont biomonitoringhoz, a pontosabb következtetésekhez a talajminták részletes szerkezeti vizsgálatát tervezzük elvégezni, és a későbbiekben nem csak a radionuklid koncentrációjának, hanem a talaj szerkezetének, kémiai tulajdonságainak és a növények radionuklid-felvételének mechanizmusát tanulmányozzuk.

4.2 Palántaminták Po-210 koncentrációjának eredményei

Ahogy azt vártuk a palánták a termesztés kezdetekor nem mutattak jelentős radionuklid koncentrációt. A növényeket nagyon fiatalon szereztük be, előtte kis mennyiségű táptalajban növekedtek. Ebből következik, hogy még nem tudtak annyi radionuklidot felszívni a talajból, hogy az szignifikánsan mérhető volna (kimutatási határ – <1 mBq – közeli értékeket mértünk). Az eredmények a 8. ábrán láthatók.



8. ábra: A vizsgált palánták Po-210 aktivitáskoncentrációja

A káposzta palántánál kimutatási határ alatti értéket mértünk.

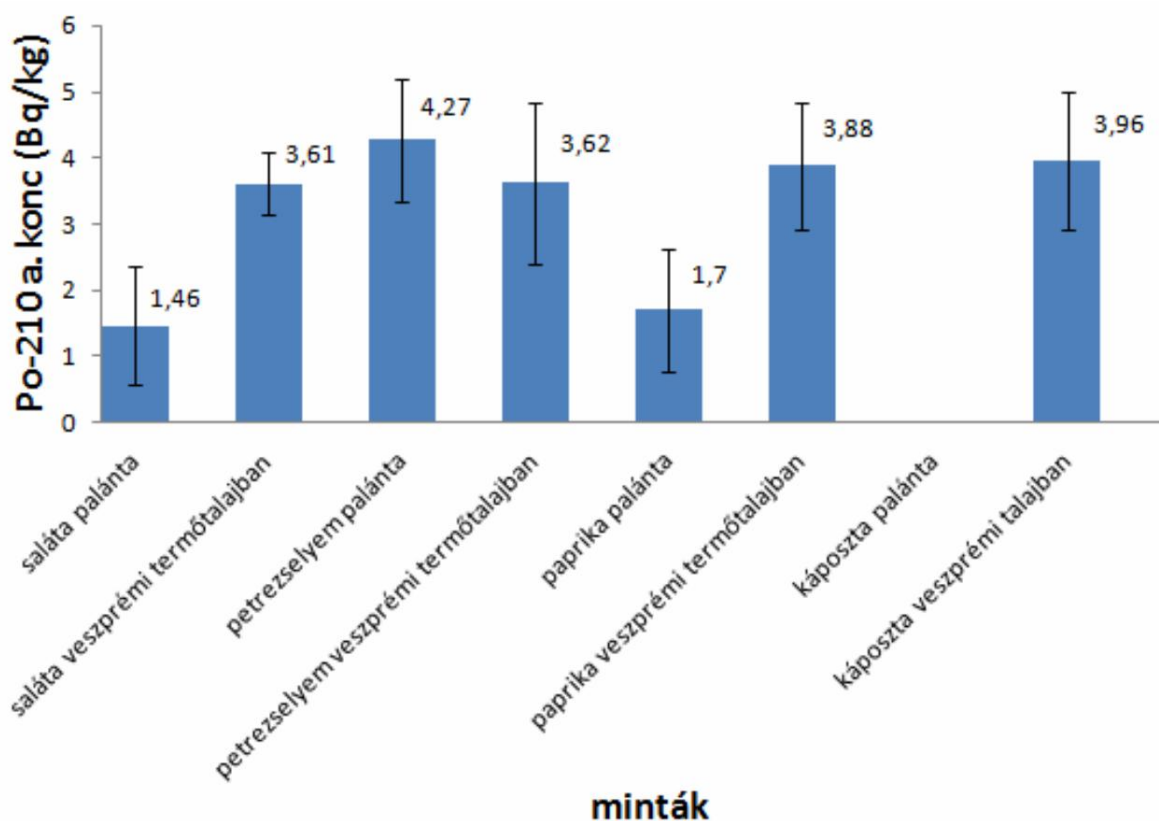
A petrezselyem esetében mért érték azért térhet el a többi növényben mért értéktől, mert az szerintünk idősebb volt a többi palántánál. A 2 hónap alatt történő nevelés során nem nőttek illetve nem változtak olyan mértékben, mint a többi palánta.

4.3 A nevelést követően vett növényminták Po-210 koncentrációjának eredményei

A 9. ábrán a veszprémi talajban felnevelt növényeket hasonlítottuk össze egymással. Az első oszlopban az egyes növények kezdetben mért aktivitáskoncentrációit ábrázoltuk, míg a második oszlopban a 2 hónap eltelte után mért koncentrációkat.

A petrezselyem 2 hónapnyi nevelés után stagnáló értéket mutatott, ami alátámaszthatja az előző oldalon ismertetett feltevésünket.

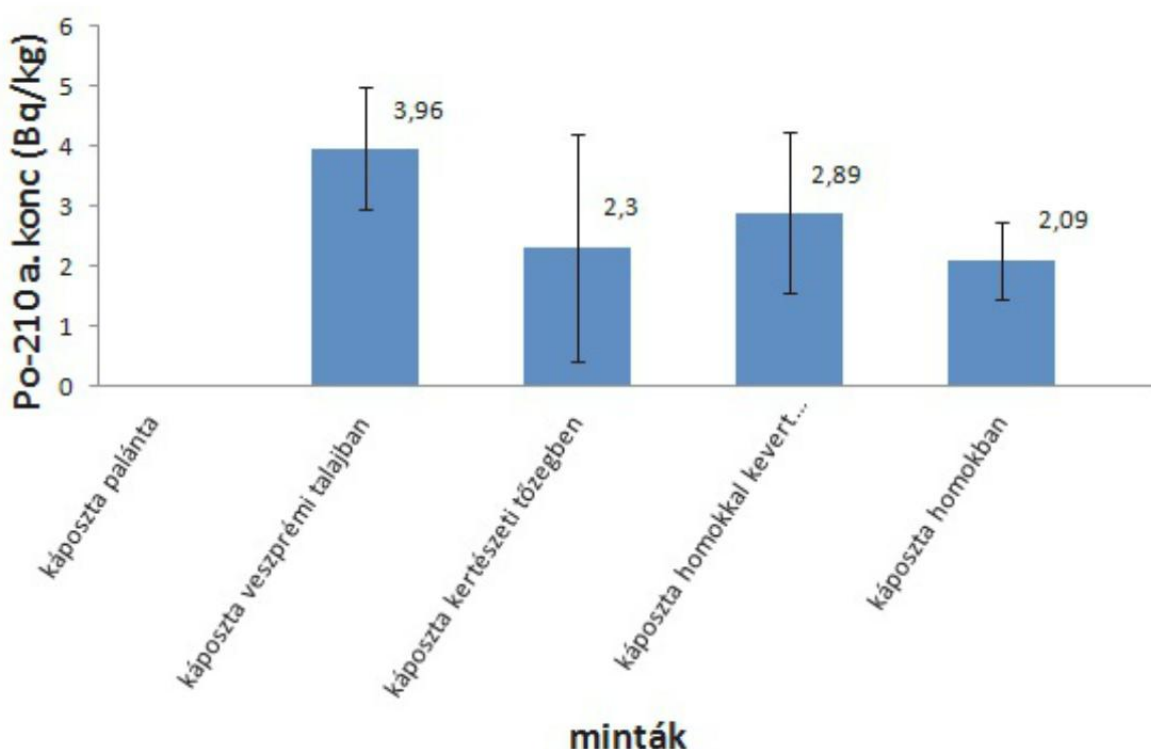
A saláta, a paprika és a káposzta esetén kis mértékű növekedést tapasztaltunk. Az irodalmi adatok [27] is alátámasztják az eredményeinket.



9. ábra: A veszprémi termőtalajban nevelt növények Po-210 aktivitáskoncentrációjának összehasonlítása

Mivel élettani tulajdonságai, „strapabíró képességek” a káposztánál bizonyultak a legjobbnak előzetes felméréseink során, a káposzta volt az egyedüli növény, amelyet mind a 4 talajmintába elültettünk. Ennél a mérésnél arra voltunk kíváncsiak, hogy vajon a különböző talajtípusok befolyásolják-e a növény Po-210 felvételét és ha igen, hogyan.

A 10. ábráról tisztán látszik, hogy a 2 hónap elteltével a Po-210 aktivitáskoncentráció mindenhol növekedett. A legnagyobb növekedést a növény a veszprémi termőtalajban produkálta, melynek az összes talaj közül a legnagyobb volt az aktivitáskoncentrációja.



10. ábra: A különböző talajokon termesztett káposztapalánták Po-210 koncentrációjának eredményei

Eredményeinket a Függelék c. fejezetben táblázatosan is összefoglaltuk.

5. Összefoglalás

Munkánk során arra kerestük a választ, hogy a dohánynövény helyettesíthető-e más, könnyen hozzáférhető növényvel biomonitring rendszerek kiépítése alkalmával.

Célunk jelenlegi munkánkkal a közeljövőben tervezett, radioizotópos nyomjelzéses vizsgálatokhoz a megfelelő indikátor növény, és alkalmazható talajtípus meghatározása volt.

A kapott eredmények alapján valószínűsíthető, hogy a kapott petrezselyem palánták kora nem egyezett a többi palánta korával, idősebb, fejlettebb növényekről lehetett szó. Ezzel magyarázható a stagnáló, viszonylag magas Po-210 koncentráció.

Ugyan a saláta nagy levelekkel rendelkezik, mégsem hozta az általunk remélt eredményeket, akkumulációs képessége jóval elmaradt a dohánynövényétől.

A paprika, habár közeli rokonságot mutat a dohány növényvel, radionuklid akkumulációs képességei méréseink alapján szintén nem közelítik meg azt.

A káposzta eredményei azonban bizakodásra adhatnak okot, bár ahhoz, hogy teljes bizonyossággal kijelenthessük a dohányéhoz hasonló kiváló radionuklid megkötő képességet, szükségesnek érzünk még számos vizsgálatot.

Talajminták közül további vizsgálatokra a Veszprémből származó barna termőtalajt javasoljuk, hiszen megfelelően nagy a Po-210 aktivitáskoncentrációja, valamint nagy mennyiségben, és a vizsgálati helyhez közel áll rendelkezésre.

A végső célhoz, azaz a dohánynövény alternatívájának meghatározásához további kísérletek szükségesek, de eredményeink alapján kijelenthető, hogy a palánták nevelhetők laboratóriumi körülmények között (temperált, ismert radonkoncentrációjú laboratórium), mellyel lerövidíthető a vizsgálati idő, nem korlátozódik a palánták nevelése a nyári időszakra. Valamint kijelenthető, hogy a növények különösebb igények (csak csapvíz és szellőztetés) nélkül életbenmaradnak, legalább 2 hónapon keresztül.

Jövőbeli tervünk a választott talajminta szerkezeti vizsgálata, hogy a radionuklid-felvétel mechanizmusa, befolyásoló paraméterei tisztázhatók legyenek.

Irodalomjegyzék

- [1] H. Vandenhove, C. Gil-García, A. Rigol, M. Vidal: New best estimates for radionuclide solid–liquid distribution coefficients in soils. Part 2. Naturally occurring radionuclides. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 697-703, 2009.
- [2] S. Javied, N. Akhtar, M. Tufail: Radiological hazards of TENORM in precipitated calcium carbonate generated as waste at nitrophosphate fertilizer plant in Pakistan. *Journal of Hazardous Materials*, 192, 78-85, 2011.
- [3] R. S. O'Brien, M. B. Cooper: Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Material (NORM): Pathway Analysis and Radiological Impact. *Applied Radiation and Isotopes*, 49, 227-239, 1998.
- [4] E. M. Pontedeiro, P. F. L. Heilbron, R. M. Cotta: Assessment of the mineral industry NORM/TENORM disposal in hazardous landfills. *Journal of Hazardous Materials*, B139, 563-568, 2007.
- [5] A. Baeza, J. A. Corbacho, J. Guillén, A. Salas, J. C. Mora: Analysis of the different source terms of natural radionuclides in a river affected by NORM (Naturally Occurring Radioactive Materials) activities. *Chemosphere*, 83, 933-994, 2011.
- [6] M. S. Al-Masri, Kh. Haddad: NORM emissions from heavy oil and natural gas fired power plants in Syria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 104, 71-74, 2012.
- [7] L. Gy. Nagy: Radiokémia és Izotóptechnika. Tankönyvkiadó, Budapest, 1989.]
- [8] J. M. Abril, R. Garcia-Tenorio, S. M. Enamorado, M. D. Hurtado, L. Andreu, A. Delgado: The cumulative effect of three decades of phosphogypsum amendments in reclaimed marsh soils from SW Spain: ^{226}Ra , ^{238}U and Cd contents in soils and tomato fruit. *The Science of the Total Environment*, 403, 80-88, 2008.
- [9] M. E. G. Boscov, I. I. L. Cunha, R. T. Saito: Radium migration through liners at waste disposal sites. *The Science of the Total Environment*, 266, 259-264, 2001.
- [10] J. Li, Y. Zhang: Remediation technology for the uranium contaminated environment: a review. *Procedia Environmental Sciences*, 13, 1609-1615, 2012.
- [11] N. Oertel: Nehézfémek biomonitorozása a Dunában. „A Dunának, mely múlt, jelen s jövő...”. 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomása (1957-2007). Szemelvények az Állomás tudományos eredményeiből. MTA ÖBKI – MDÁ, Göd – Vácrátót, 109-123, 2007.

- [12] J. Burger: A model for selecting bioindicators to monitor radionuclide concentrations using Amchitka Island in the Aleutians as a case study. *Environmental Research*, 105, 316-323, 2007.
- [13] H. Th. Wolterbeek, P. Bode: Strategies in sampling and sample handling in the context of large-scale plant biomonitoring surveys of trace element air pollution. *The Science of the Total Environment*, 176, 33-43, 1995.
- [14] K. Gruiz: Bioremediációs kislexikon. Elérhető:
<http://www.mokkka.hu/publications/kislexikon.pdf>
- [15] C. Papastefanou, M. Manolopoulou, S. Stoulos, A. Ioannidou, E. Gerasopoulos: Cesium-137 in grass from Chernobyl fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*, 83, 253-257, 2005.
- [16] W. R. Schell: Recycling and removal of radionuclides in forest soil resulting from nuclear accidents. *Proceedings of IV Symposium International de Radioecologie de Cadarache on Impact des Accidents d'Origine Nucleaire sur l'Environnement*, 1, 40-66, 1988.
- [17] S. L. Simon, J. C. Graham, S. D. Terp: Uptake of ^{40}K and ^{137}Cs in native plants of the Marshall Islands. *Journal of Environmental Radioactivity*, 59, 223-243, 2002.
- [18] A. V. Nesterenko, V. B. Nesterenko, A. V. Yablokov: Radiation Protection after the Chernobyl Catastrophe. *Annals of the New York Academy of Sciences*, Chapter IV, 1181, 287-327, 2009.
- [19] S. Eapen, S. F. D'Souza: Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnology Advances*, 23, 97-114, 2005.
- [20] M. Fuhrmann, A. Lanzirotti: ^{241}Am , ^{137}Cs , Sr and Pb uptake by tobacco as influenced by application of Fe chelators. *Journal of Environmental Radioactivity*, 82, 33-50, 2005.
- [21] D. C. Lauria, F. C. Ribeiro, C. C. Conti, F. A. Loureiro: Radium and uranium levels in vegetables grown using different farming management systems. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100,176-183, 2009.
- [22] P. L. Santos, R. C. Gouvea, I. R. Dutra: Lead-210 in vegetables and soils from an area of high natural radioactivity in Brazil. *The Science of the Total Environment*, 138, 37-46, 1993.
- [23] E. P. Radford, V. R. Hunt: Polonium-210: A Volatile Radioelement in Cigarettes. *Science*, 143, 247-249, 1964.

- [24] B. Máté: A Mecseki uránbánya rekultivációjának ellenőrzése bioindikációs módszerrel. Pannon Egyetem, Vegyészmérnöki és Anyagtudományok Doktori Iskola, 2012.
- [25] J. E. Brown , R. Gjelsvik , P. Roos, J.A. Kålås , I. Outola , E. Holm: Levels and transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb in Nordic terrestrial ecosystems. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 430-437, 2011.
- [26] H. Vandenhove, G. Olyslaegers, N. Sanzharova , O. Shubina , E. Reed, Z. Shang, H. Velasco: Proposal for new best estimates of the soil-to-plant transfer factor of U, Th, Ra, Pb and Po. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100, 721-732, 2009.
- [27] M. S. Al-Masri, B. Al-Akel, A. Nashawani, Y. Amin, K. H. Khalifa, F. Al-Ain: Transfer of ^{40}K , ^{238}U , ^{210}Pb , and ^{210}Po from soil to plant in various locations in south of Syria. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99, 322-331, 2008.
- [28] T. Kovács, K. Nagy, J. Somlai, G. Szeiler: ^{210}Po and ^{210}Pb concentration of cigarettes traded in Hungary and their estimated dose contribution due to smoking. *Radiation Measurements*, 42, 1737-1741, 2007.
- [29] K. Murray Matthews, Chang-Kyu Kim, Paul Martin: Determination of ^{210}Po in environmental materials: A review of analytical methodology. *Applied Radiation and Isotopes*, 65, 267-279, 2007.
- [30] M.T. Crespo: A review of electrodeposition methods for the preparation of alpha-radiation sources. *Applied Radiation and Isotopes*, 70, 210-215, 2012.
- [31] B. R. Persson, E. Holm: Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review. *Journal of Environmental Radioactivity*, 102, 420-429, 2011.
- [32] E. A. Martell: Radioactivity of tobacco trichomes and insoluble cigarette smoke particles. *Nature (London, U. K.)*, 249, 215-217, 1974.
- [33] T. C. Tso, N. Harley, L. T. Alexander: Source of lead-210 and polonium-210 in tobacco. *Science*, 153, 880-882, 1966.
- [34] M. Nain, R. P. Chauhan, S. K. Chakarvarti: Alpha radioactivity in tobacco leaves: Effect off fertilizers. *Radiation Measurements*, 43, S515-S519, 2008.
- [35] B. Skwarzec, D. I. Strumińska, J. Ulatowski, M. Golebiowski: Determination and Distribution of ^{210}Po in Tobacco Plants from Poland. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 250, 319-322, 2001.

- [36] L. A. Currie: Limits for Qualitative Detection and Quantitative Determination: Application to Radiochemistry. *Analytical Chemistry*, 40, 586-593, 1968.
- [37] Bódizs Dénes: *Atommagsugárzások mérés technikái*, Budapest, Typotex, 2006

Függelék

Minta azonosítója	Po-210 aktivitáskoncentráció (Bq/kg)
veszprémi termőtalaj	64,1±2,2
homok	35,1±3,5
kertészeti tőzeg	49,4±3,1
homokkal kevert feketeföld	27,0±2,0
saláta palánta	1,5±0,9
petrezselyem palánta	4,3±0,9
paprika palánta	1,7±0,9
káposzta palánta	0,7±0,9
káposzta veszprémi talajban	4,0±1,0
káposzta kertészeti tőzegben	2,3±1,9
káposzta homokkal kevert feketeföldben	2,9±1,3
káposzta homokban	2,1±0,6
saláta veszprémi termőtalajban	3,6±0,5
petrezselyem veszprémi termőtalajban	3,6±1,2
paprika veszprémi termőtalajban	3,9±0,1

1. táblázat: A mérési eredmények táblázatos formában

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetünket kifejezni témavezetőnknek **dr. Máté Borbálának**, aki a dolgozat tárgyául szolgáló kutatásokba bevezetett minket, szakmailag és emberileg maximális segítséget nyújtott.

Köszönettel tartozunk továbbá a Pannon Egyetem Radiokémiai és Radioökológiai Intézetének, hogy lehetőséget biztosított a mérések elvégzésére.

Végül, de nem utolsó sorban köszönjük családunknak, hogy mindvégig mellettünk álltak és támogattak céljaink elérésében.