

^{137}Cs és ^{90}Sr izotópok vándorlásának vizsgálata különböző hazai talajtípusokon

¹ KOBLINGERNÉ BOKORI EDIT, ¹ SZERBIN PÁVEL, ² KOBLINGER LÁSZLÓ,
¹ UGRON ÁGOTA és ¹ STÚR DÉNES

¹ Országos "Frédéric Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet
és ² KFKI Atomenergia Kutató Intézet, Budapest

Bevezetés

Az atomenergia biztonságos használatához szervesen hozzátartozik az atomerőművek normálüzemi vagy esetleges baleseti kibocsátása során a környezetbe jutó radioaktív izotópok viselkedésének ismerete. Ezen tudás birtokában lehet értékelni a kijutó radionuklidok terjedését, prognosztizálni a környezet különböző elemeiben való megjelenését. Baleseti szituációban történő beavatkozás is csak olyan esetben lehetséges, ha ismerjük a radioizotópok kölcsönhatását a környezettel, így kísérleti alapokon nyugvó modellek segítségével az adott beavatkozás hatása előre megtervezhetővé válik. Egy másik, szintén fontos cél az atomenergia hasznosítása során a környezetbe kerülő radionuklidok okozta és az embert érő járulékos sugárterhelés megállapítása. Csak ennek ismeretében alkalmazhatók megfelelően a dóziskorlátozási rendszer előírásai.

A jelen közleményben leírt vizsgálatok során figyelemmel kísértük atomerőművi eredetű radionuklidok bemosódását különböző talajtípusokban, ugyanis a talaj fizikai és kémiai jellemzői jelentősen befolyásolhatják a radioizotópok mozgását a talajban. Feltételezhetően a különböző talajokra kihulló radionuklidok viselkedése más és más lesz, különböző sebességgel mosódnak le a talaj mélyebb zónáiba. Ez egyrészt azért fontos, mert a szennyezett talaj felső rétegeiből felporlás (reszuszpenzió) útján más, távolabb fekvő területek is szennyeződhetnek. Másrészt az izotópok növények általi felvételét nagymértékben meghatározza, hogy milyen hozzáférhető kémiai formában és meddig tartózkodnak a növények gyökérszónájában. Harmadrészt a mély rétegekbe lemosódó izotópok szennyezhetik a talajvizet és ezáltal az ivóvízben is megjelenhetnek.

A föld feletti atombomba-robbantásokat követő világméretű radioaktív kihullás nyomán indultak el a hosszú felezési idejű radionuklidok (főként ^{239}Pu , ^{241}Pu , ^{134}Cs , ^{137}Cs és ^{90}Sr) talajban való vándorlásának vizsgálatát célzó kísér-

letek. Ennek a kutatási iránynak új lökést adott a csernobili reaktorbalesetet követő radioaktív szennyeződés, amely hazánkat is elérte. A kutatások eredményeként vált egyértelművé, hogy a talajok fiziko-kémiai jellemzői nagymértékben befolyásolják a radionuklidok mobilitását. Ezért kutatásainkhoz öt jellemző hazai talajtípust választottunk ki.

Vannak utalások arra vonatkozóan, hogy az extrakciós módszerrel meghatározható megoszlási hányadost (K_d) használó migrációs talajmodellek nem minden esetben képesek leírni a radioaktív izotópok várható mozgását (BACHHUBER et al., 1982). Jobban közelíti a természetes környezetben megfigyelhető folyamatokat a nagyméretű talajoszlopokat alkalmazó liziméteres vizsgálat, de a legvalószínűbb adatokat a környezetben végbement kihullás meghatározott talajtípuson történő vizsgálata (fallout method) adja. A csernobili reaktorbalesetet követő radioaktív szennyeződés a talaj felületén hazánkban elég nagy volt ahhoz, hogy vizsgálatainkban az utóbbi módszert alkalmazhassuk.

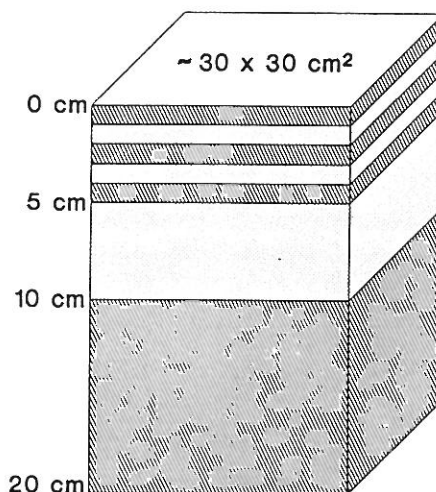
Több publikációban történt utalás arra, hogy a stroncium mozgásánál a cézium vándorlása a talajokban sokkal lassúbb (BACHHUBER et al., 1982; FRID & GRAKOVSKIJ, 1988). Annak kimutatására, hogy ez hazai talajokban miként alakul, a ^{137}Cs -vizsgálatok mellett adatokat gyűjtöttünk a ^{90}Sr viselkedésére vonatkozóan is. A környezetbe kerülő radioaktív anyagok terjedésének előrejelzésére számos matematikai modell született (BUNZL et al., 1989; FRID & GRAKOVSKIJ, 1988; KONSHIN, 1992a,b). A jelen vizsgálat során a diffúziós-konvekciós modellt alkalmaztuk. A mérési eredmények illesztésekor feltételeztük, hogy a csernobili balesetből és a nukleáris bombakísérletekből eredő cézium izotópok azonos törvények szerint vándorolnak a talajban. A kutatást 1987 óta folyamatosan végezzük, ebben a dolgozatban az 1987-től 1993-ig terjedő időintervallumban kapott eredményeket tesszük közzé.

Anyag és módszer

A radioaktív kihullás tekintetében Budapest és környéke Magyarország legszennyezettebb területei közé tartozik (FEHÉR, 1988; NIKL & SZTANYIK, 1988; SZTANYIK, 1987), ezért talajkutató szakemberek segítségével itt választottunk ki öt mintavételi pontot, ahol különböző jellemző hazai talajtípusok vizsgálatára nyílt mód. A mintavétel céljára sík, mezőgazdaságilag nem művelt területeket választottunk ki. Egy 30 cm x 30 cm négyzeten a növényzetet eltávolítva 5 cm mélységig 1 cm vastagságú mintákat vettünk, majd egy 5 cm-es és egy 10 cm-es mintát vettünk (1. ábra). A különböző időpontokban azonos helyről vett minták az egyes mintavételi helyeken egy kb. 10 m sugarú körön belül helyezkedtek el. A talajtípusok meghatározását és főbb fiziko-kémiai jellemzőinek vizsgálatát a gödöllői Növényvédelmi Kutató Állomás szakemberei segítségével végeztük el (1. táblázat).

A mintákat 105 °C-on szárítottuk, homogenizáltuk, 1,25 mm lyukátmérőjű szitával a nagyobb részecskéket eltávolítottuk. Az így előkészített mintákban

HpGe félvezető-detektoros gamma-spektrométerrel (Canberra) mértük a ^{137}Cs aktivitás-koncentrációját. A ^{90}Sr izotópot kémiai elválasztás után leányelemén, az ^{90}Y -en keresztül mértük alacsony háttérű béta-számláló (Tesla) segítségével.



1. ábra

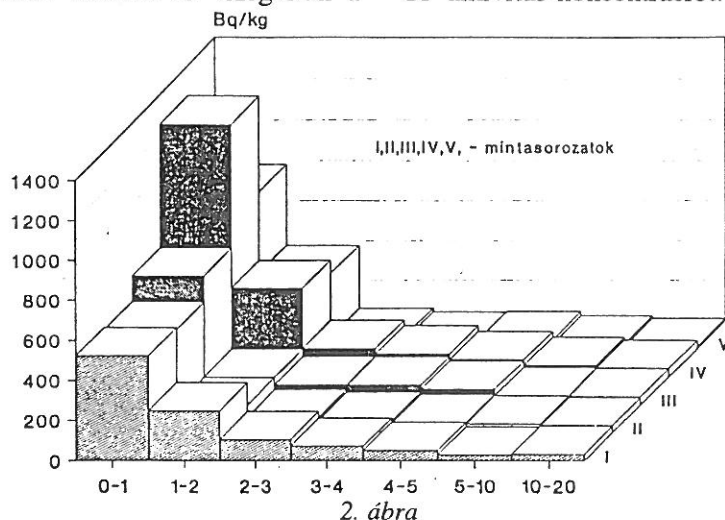
A vizsgált területről kiemelt 30 cm x 30 cm x 20 cm térfogatú talajoszlop felosztása

1. táblázat

A mintázott talajokat jellemző fizikai-kémiai tulajdonságok

(1) Talajtulaj- donság	(2) Agyagbe- mosódásos barna erdőtá- laj (Dobogókő)	(3) Rendzina talaj (Adyliget)	(4) Ramann- féle barna erdőtá- laj, (Galga- mácsa)	(5) Réti talaj, (Domony)	(6) Humuszos homok- talaj, (Szada)
pH (KCl)	4,2	5	7,2	7,3	7,5
a) Kötöttség	43	40	46	18	29
CaCO ₃ , %	-	-	4,2	7,2	0,5
b) Humusz, %	5,1	3,9	3,1	4,6	1,3
K ₂ O, ppm	148	154	182	237	94
Mg, ppm	157	103	167	667	54
Na, ppm	58	38	30	73	25
c) Sűrűség, g/cm ³	1,13	1,14	1,24	1,45	1,70

A mért radionuklid aktivitás-koncentrációk bizonytalansága több különböző hibaforrásból ered. A talajok inhomogenitása, a kihullás egyenetlensége, illetve az azt befolyásoló környezeti tényezők (pl. a talajfelszín hullámossága, a csapadék összemosó hatása), a mintavétel során vett rétegminta vastagságának hibája, a kémiai elválasztási módszer hibája, a spektrometriai mérési hiba; mind tükröződnek az eredményekben. A kihullás egyenetlensége, a mintavétel és a mérés összesített hibájának felmérése céljából egy mintavételi helyen egyszerre több mintát vettünk és vizsgáltuk a ^{137}Cs aktivitás-koncentrációt. A kapott

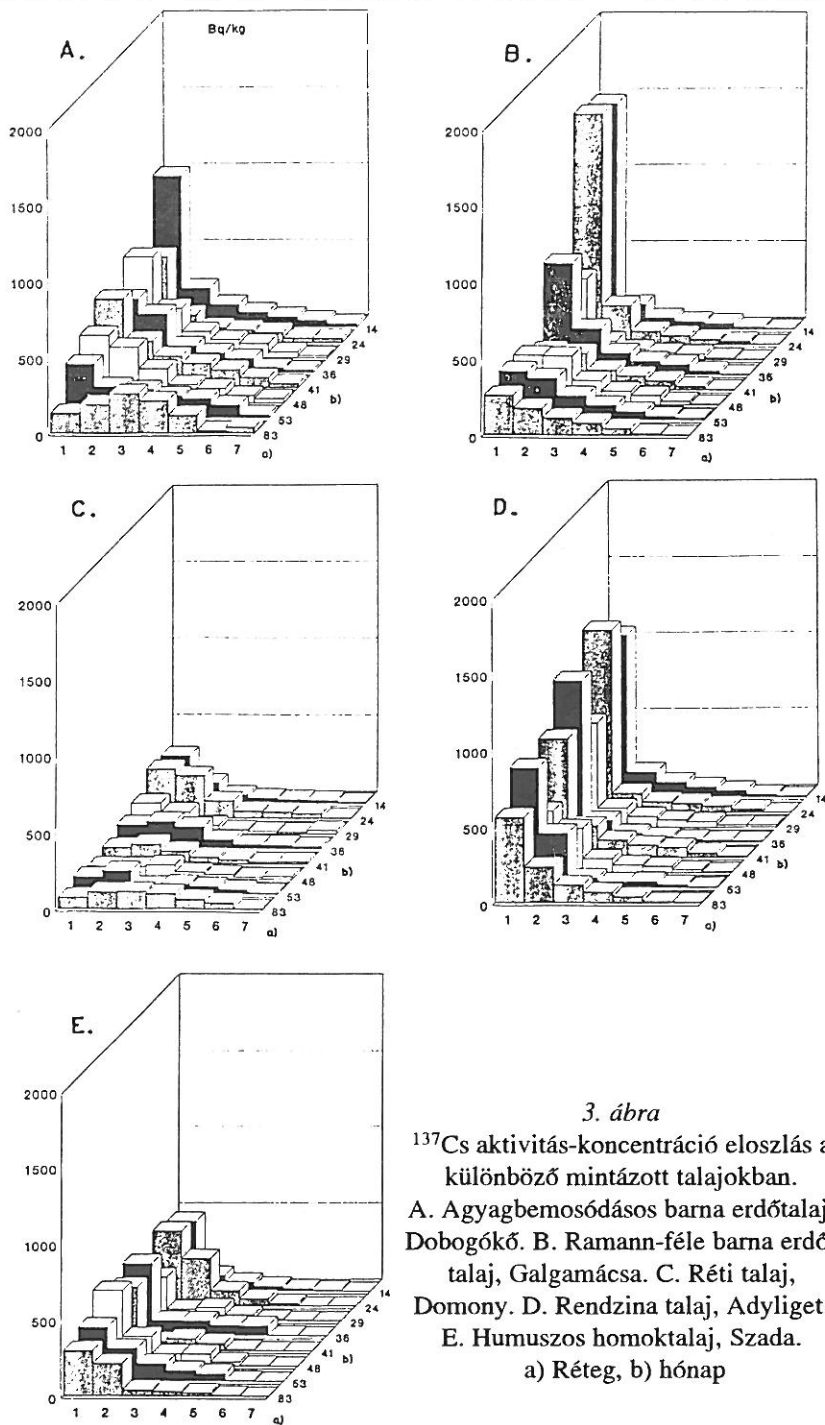


2. ábra
 ^{137}Cs aktivitás-koncentráció eloszlás egy mintavételi helyszínen ugyanazon időben különböző pontokon vett talajmintákban. Vízszintes tengely, mélység, cm

eredmények szórása 25-40% között mozgott (2. ábra). Ennél nagyobb hibával lehet számolni a ^{90}Sr -vizsgálatok esetében, ahol az izotóp elválasztására talajfeltárást is magában foglaló kémiai módszert alkalmaztunk és a vizsgált talajmennyiségekben a ^{90}Sr -koncentrációja a módszer kimutatási határa közelében van.

Eredmények

Az öt talajtípusban mért ^{137}Cs aktivitás-koncentráció eredményeket a 3. ábra tartalmazza. Látható, hogy a savanyú kémhatású vályogos adyligeti rendzina talajban hét évvel a csernobili reaktorbaleset után a ^{137}Cs legnagyobb koncentrációban még mindig a talaj legfelső 1 cm-es rétegében található. Hasonló a helyzet a galgamácsi Ramann-féle barna erdőtalajban és a szadai kis termőképességű humuszos homoktalajban. Az adyligeti és a galgamácsi talaj közös tulajdonsága a nagy leiszapolható anyagtartalom, ami a kis szemcseméretű



3. ábra

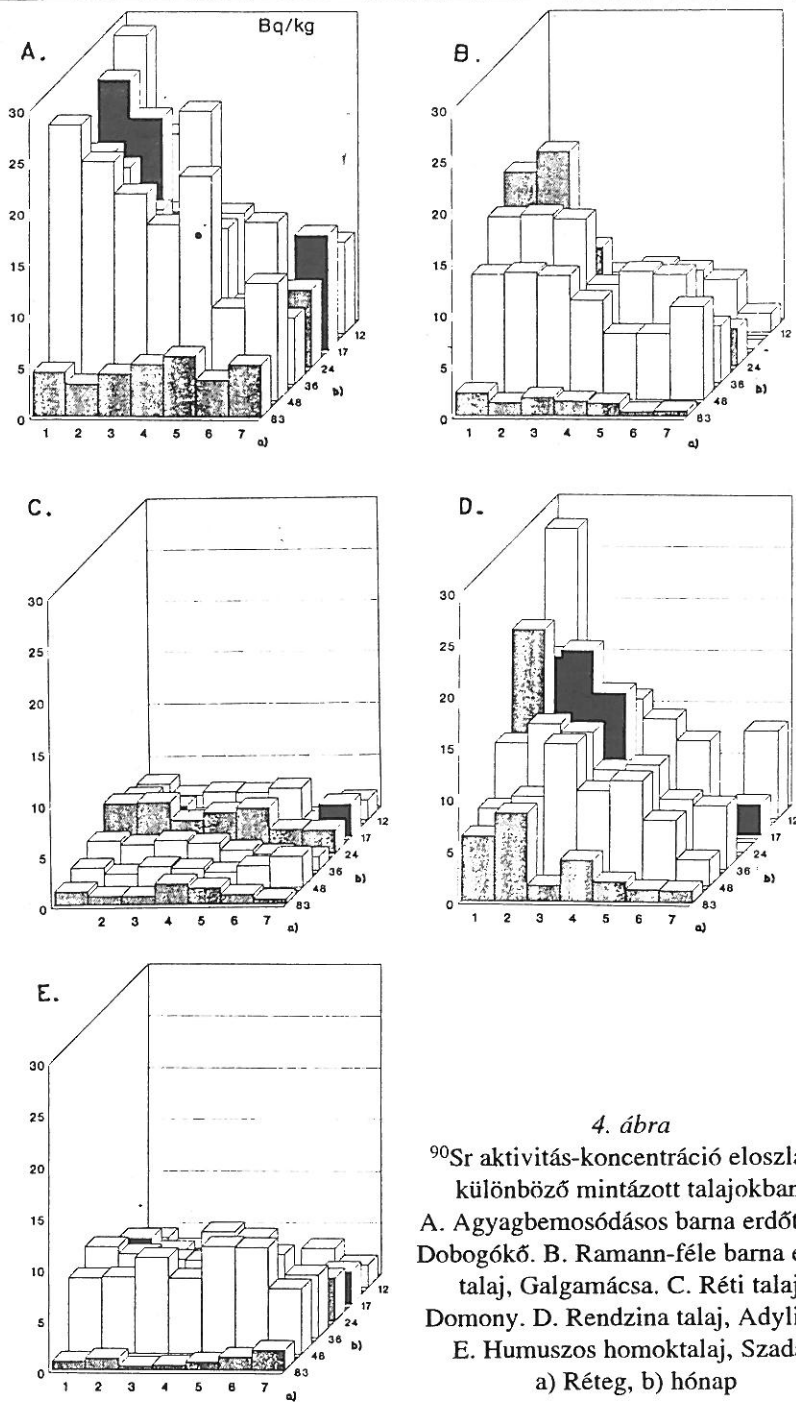
^{137}Cs aktivitás-koncentráció eloszlás a különböző mintázott talajokban.
 A. Agyagbemosódásos barna erdőtalaj, Dobogókő. B. Ramann-féle barna erdőtalaj, Galgamácsa. C. Réti talaj, Domony. D. Rendzina talaj, Adyliget. E. Humuszos homoktalaj, Szada.
 a) Réteg, b) hónap

szervetlen talajalkotó anyagok nagy mennyiségére utal. Ezek az ún. agyagásványok igen nagy szorpciós felületet képeznek, melyen könnyedén megkötődik a cézium. A szadai homoktalaj rendelkezik a vizsgált talajok között a legkisebb humusztartalommal, a sok szilikát ^{137}Cs szorpciós képessége és a talaj nagyon kis K^+ -tartalma miatt szintén jól köti a céziumot. Ettől eltérően a dobogókői agyagbemosódásos barna erdőtalajban és a domonyi réti talajban a ^{137}Cs mozgása viszonylag gyorsabb. 83 hónappal a kihullás után a legnagyobb céziumkoncentráció mindkét talajtípusnál a 3. (2-3 cm mélységű) talajrétegben figyelhető meg. Egy évvel a reaktorbaleset után a ^{137}Cs eloszlása mind az öt talajtípusban igen hasonló volt, vagyis a legfelső 1 cm-es rétegben találtuk a kihullott cézium jelentős részét. A cézium rétegenkénti eloszlásának vizsgálata a talajokban eleinte ahhoz a feltevéshez vezetett, hogy a ^{137}Cs migrációját exponenciális függvénnyel lehet leírni (KOBLINGER-BOKORI et al., 1987). A további vizsgálatok során azonban a talajprofilban mért aktivitás-koncentráció értékek egyre inkább kromatográfias lemosódási profilhoz váltak hasonlóvá, különösen azokban a talajokban, ahol a vizsgált izotópok migrációja gyorsabbnak mutatkozott.

Ettől gyökeresen eltérő a stroncium vándorlása (4. ábra). Az eloszlás a rétegekben már az első mintavétel alkalmával sokkal egyenletesebb, ami a felső 20 cm-es rétegben való gyors lemosódásra utal. A humuszos homoktalajban, valamint a réti és a vályogos rendzina talajban már a harmadik-negyedik évben a mélyebb talajrétegekben magasabb az aktivitás-koncentráció, és hét évvel a kihullás után szinte kiürül a ^{90}Sr a felső 20 cm-es talajrétegből. A barna erdőtalajoknál a stroncium mozgása valamivel lassúbb, hét év elteltével azonban a stroncium jelentős része ezeknek a talajoknak a felső 20 cm-es rétegeből is kiürül.

Értékelés

Az eloszlási képeket összehasonlítva látható, hogy a ^{90}Sr lemosódása a vizsgált talajokban már a kihullás utáni kezdeti időszakban jóval gyorsabb, mint a céziumé. Ez azzal magyarázható, hogy a ^{137}Cs erősebben adszorbeálódik szilikátok és agyagásványok felszínén, mint a ^{90}Sr (JEGOROVA, 1987). A stroncium, mint kétvegyértékű alkáliföldfém elsősorban a talaj humusztartalmához kötődik és onnan könnyen bejut a talajoldatba és abban vándorol tovább. Hasonlóan az általunk kapott eredményekhez, más kutatók is beszámoltak arról, hogy a ^{90}Sr mobilitása nagyobb, mint a ^{137}Cs -é (BACHHUBER et al., 1982; FRID & GRAKOVSKIJ, 1988; KONSHIN, 1992a). A légköri atomrobbantásokból kihullott ^{137}Cs 15 év múltán még mindig a talaj felső 5 cm-es rétegében volt megtalálható, míg a ^{90}Sr ugyanezen idő alatt jóval mélyebbre hatolt. Valószínűleg a szilikátokhoz és agyagásványokhoz való kötődés az oka a cézium különböző viselkedésének a hazai talajtípusokban. A legkisebb mobilitást a cézium a vályog-, homok- és agyagtalajokban mutatta. Mivel ezen talajokban a



4. ábra

⁹⁰Sr aktivitás-koncentráció eloszlás a különböző mintázott talajokban.
 A. Agyagbemosódásos barna erdőtalaj, Dobogókő. B. Ramann-féle barna erdőtalaj, Galgamácsa. C. Réti talaj, Domony. D. Rendzina talaj, Adyliget. E. Humuszos homoktalaj, Szada.
 a) Réteg, b) hónap

többihez képest több és kisebb szemcseméretű szilikát és agyagásvány található, ezek nagyobb szorpciós felületet képeznek, melyen a cézium könnyen megkötődik. Figyelemre méltó emellett, hogy kísérleteinkben a ^{137}Cs a legnagyobb mobilitást a réti talajon mutatta, amelyben a káliumtartalom a legnagyobb volt. Feltételezhető, hogy a szorpciós pontokon zajló kompetitív folyamatok is elősegítik a ^{137}Cs gyorsabb mozgását.

A ^{90}Sr mozgásának vizsgálata során nem sikerült olyan markáns különbségeket kimutatni a talajtípusok között, mint a cézium esetében. Ennek oka lehet a módszer nagyobb hibája, a kimutatási határt alig meghaladó koncentrációk okozta nagyobb hibalehetőség is. A legnagyobb mobilitást a stroncium a réti, vályogos és homoktalajon mutatta. Ismeretesek adatok, melyek szerint a stroncium mozgása a leggyorsabb homokos talajokban, és a talajoldatban való vándorlása függ a jelenlévő kompetitív Ca^{2+} koncentrációjától (JEGOROVA, 1987). A ^{90}Sr gyorsabb mozgása következtében a talaj felső rétegei hamarabb tisztulnak, viszont a talajoldatba való könnyebb bejutása következtében a stroncium könnyebben hozzáférhető a növények számára, mint a cézium.

Az általunk nyert koncentráció-értékek és eloszlások időbeli változásait alapul véve, megpróbáltuk matematikai modellek segítségével leírni az izotópok mozgását. A nagyobb hibalehetőség miatt a stroncium vándorlásának jellemzésére nem adaptáltunk modelleket, ez irányú próbálkozásaink ugyanis nem jártak sikerrel. A ^{137}Cs migrációját diffúziós-konvekciós modellel írjuk le, amelynek alkalmazhatóságára már több irodalmi forrás utal (KONSHIN, 1992a,b; KIRCHNER & BAUMGARTNER, 1992; KOBLINGER-BOKORI et al., 1993).

A diffúziós-konvekciós modell leírja a fizikai és kémiai folyamatok hatását a ^{137}Cs vándorlására, jól illeszthető a mérési eredményekhez. A modell feltételezi, hogy a nukleáris bombakísérletekből származó cézium már mélyebb rétegekben található, ezért az adott rétegben az aktuális koncentrációt a két eseményből származó ^{137}Cs koncentrációjának összegéből számolja.

$$a(z,t) = a_{ch} \exp[-\lambda t] \frac{1}{2[\pi D t]^{1/2}} \exp\left\{-\frac{[x-ut]^2}{4Dt}\right\} + a_{nt} \exp[-\lambda(t+\tau)] \frac{1}{2[\pi D(t+\tau)]^{1/2}} \exp\left\{-\frac{[x-u(t+\tau)]^2}{4D(4+\tau)}\right\}$$

ahol:

$a(z,t)$: a fajlagos aktivitás (Bq/cm^3) t időpontban, z mélységben

a_{ch} : a csernobili eredetű kihullás a talaj felszínén (Bq/cm^2)

a_{nt} : a nukleáris kísérletekből eredő kihullás a talaj felszínén (Bq/cm^2)

D : diffúziós együttható ($\text{cm}^2/\text{hónap}$)

u : konvekciós sebesség ($\text{cm}/\text{hónap}$)

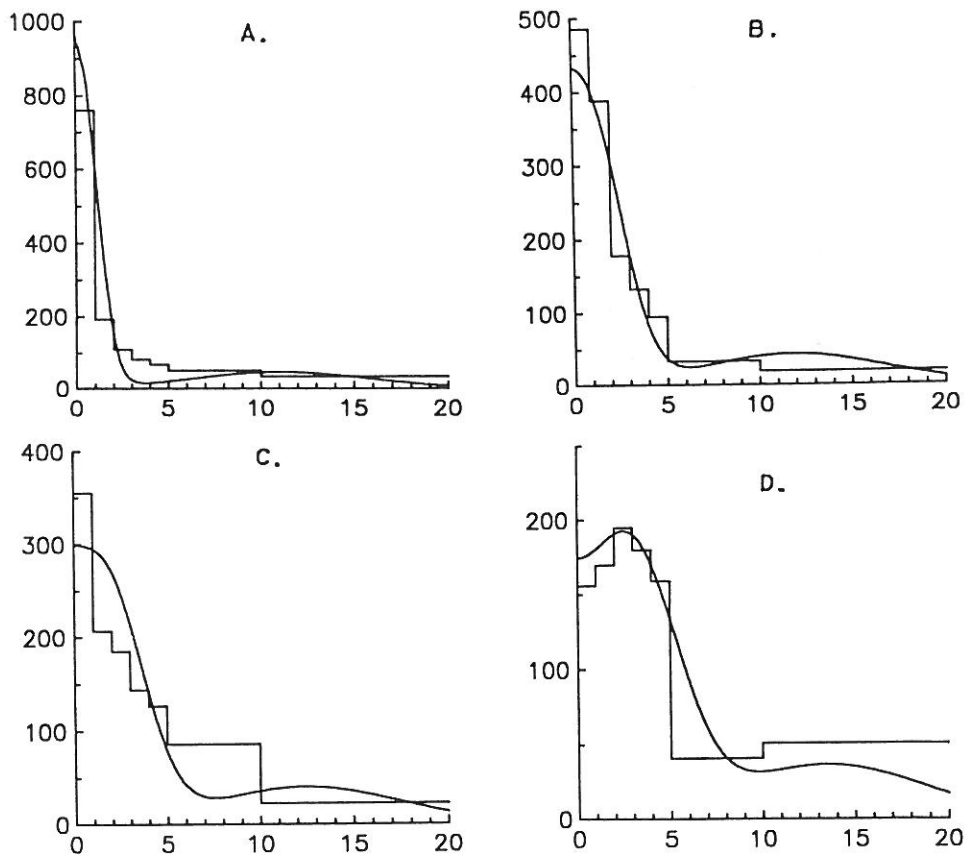
λ : a ^{137}Cs radioaktív bomlási állandója ($1/\text{hónap}$)

τ : a nukleáris bombakísérletek és a csernobili baleset között eltelt idő (≈ 300 hónap)

2. táblázat

A diffúziós-konvekciós modellel számolt paraméterek, Cs bemosódásra

(1) Talajtípus	a_{ch} Bq/cm ²	a_{nt} Bq/cm ²	u cm/év	D cm ² /év
a) Humuszos homok, Szada	0,61	0,84	0,042	0,053
b) Rendzina, Adyliget	0,76	0,61	0,082	0,343
c) Réti talaj, Domony	0,53	0,76	0,220	0,400
d) Ramann-féle barna erdőtálaj, Galgamácsa	0,70	0,68	0,106	0,041
e) Agyagbemosódásos barna erdőtálaj, Dobogókő	1,43	1,14	0,424	0,433



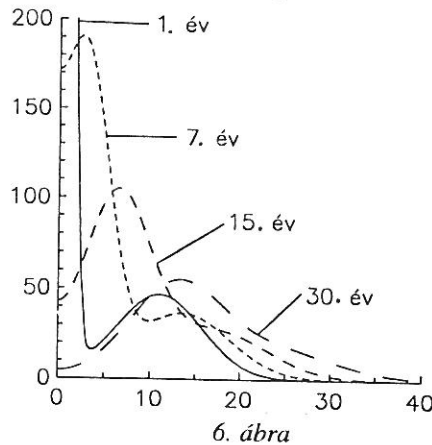
5. ábra

Az agyagbemosódásos barna erdőtalajban (Dobogókő) mért (hisztogramm) és a modellel számolt (folyamatos görbe) ¹³⁷Cs aktivitás-koncentrációk a csernobili baleset utáni 12. (A), 36. (B), 53. (C) és 83. (D) hónapban. Vízszintes tengely: Mélység, cm. Függőleges tengely: Aktivitás-koncentráció (Bq/kg)

A fenti modell illesztése után a 2. táblázatban található kezdeti felületi koncentráció, diffúziós együttható és konvekciós sebesség értékeket kaptuk. A választott modell és az illesztés helyességére utal, hogy a kapott kezdeti felületi koncentráció értékek kielégítően egyeznek a más vizsgálatokkal kapott értékekkel mind a csernobili kihullás (FEHÉR, 1988), mind a nukleáris kísérleti robbantások (UNSCEAR, 1982) esetén. Az általunk kapott eredmények alapján a leggyorsabb a bemosódás az agyagbemosódásos barna erdőtalajban (Dobogókő) és a leglassúbb a homokos talajban (Szada). A legnagyobb és a legkisebb diffúziós együtthatók és konvekciós sebességek között maximálisan 10-szeres eltérés van.

Az illesztés jóságának illusztrálására az 5. ábrán a mért és a modellel számolt aktivitás-koncentráció eloszlásokat hasonlítottuk össze. Példaként a dobogókői agyagos barna erdőtalajt választottuk, melyben a leggyorsabb a bemosódás. A 12., 36., 53. és 83. hónapban mért aktivitás-koncentrációkat hisztogramok mutatják, az összes mérési időpontban és az összes rétegből vett minták mért aktivitására együttesen illesztett paraméterekkel számolt eloszlást a folyamatos görbék ábrázolják.

A modell segítségével extrapolálni lehet a jövőben várható koncentrációs profilokat. A 6. ábrán ugyancsak a dobogókői agyagbemosódásos barna erdőtalajban kiszámolt ^{137}Cs -eloszlást mutatjuk be a reaktorbaeset után eltelt idő függvényében. A matematikai modell szerint a kihullás utáni első évben a csernobili balesetből és az atombomba-robbantásokból származó cézium koncentrációs profilok még jól elkülönülnek egymástól. Ez a különállás az eloszlást bemutató előző ábráinkon azért nem figyelhető meg, mert a mintavétel során az 5 és 10 cm közötti talajt egy réteggént mintáztuk meg, tehát a módszer nem bizonyult elég érzékenynek az ilyen különbségek kimutatására. A csernobili eredetű



6. ábra
A dobogókői agyagbemosódásos barna erdőtalajra meghatározott paraméterekkel számolt ^{137}Cs aktivitás-koncentráció eloszlások a csernobili balesetet követő 1., 7., 15. és 30. évre (Vízszintes és függőleges tengely: lásd 5. ábra)

^{137}Cs egy évvel a baleset után még a talaj legfelső 1-2 cm-es rétegében volt található, a nukleáris fegyverkísérletek nyomán kihullott izotóp már a mélyebb rétegekbe mosódott le. Az évek során a csúcsok fokozatosan egymásba olvadnak és 30 évvel a csernobili baleset után a mindkét forrásból származó ^{137}Cs -eloszlás kb. 12-15 cm-es mélységben található csúccsal jellemezhető a vizsgált talajtípusban. Az eredmények alapján elmondható, hogy a cézium-migráció az általunk vizsgált hazai talajokban nagyon lassú folyamat, még hét évvel a kihullás után is a felső 1-5 cm-es rétegben található az aktivitás jelentős része. Modellünk helyességét a vizsgálatok további folytatása során nyert eredmények tudják igazolni.

Következtetések

1. Az öt természetes magyarországi talajtípus vizsgálata során kapott eredmények azt mutatják, hogy a talaj típusa, fiziko-kémiai tulajdonságai befolyásolják a felszínre kihullott ^{137}Cs és ^{90}Sr izotópok vándorlásának sebességét.

2. Az összes vizsgált talajban a ^{137}Cs migrációja lassúbb, mint a ^{90}Sr -é. A csernobili reaktorbalesetből származó és a talajfelszínre kihullott ^{137}Cs aktivitás-koncentrációjának maximuma a baleset után 7 évvel még mindig a talaj felső kb. 3 cm-es rétegében található.

3. Az általunk használt diffúziós-konvekciós modell alkalmas a ^{137}Cs talajban történő vándorlásának leírására. A környezetbe kerülő ^{137}Cs terjedésének előrejelzésére felhasználható modell segítségével extrapolálni lehet a jövőben várható koncentrációs profilokat a vizsgált öt jellemző hazai talajtípusban.

Összefoglalás

A léghőri nukleáris kísérleteket, majd a csernobili reaktorbalesetet követően Magyarország területén a talaj felszínét radioaktív kihullás szennyezte, melyből jelenleg már csak a hosszú felezési idejű ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ év) és ^{90}Sr ($T_{1/2} = 28$ év) mutatható ki. A jelen közleményben leírt kísérletek során ezen két radionuklid mozgását vizsgáltuk a talajban. A vizsgálatok szükségességét indokolja, hogy a lassan mozgó radionuklidok a talaj felső rétegeiben maradva felporlás útján további szennyeződést idézhetnek elő, a gyorsabban vándorlókat a talajvízbe juthatnak, emellett az izotópok a talaj felső rétegeiben való tartózkodásuk időtartama alatt hozzáférhetők a növények számára. A radionuklidok bemosódásának modellezésével azok későbbi mozgása előrejelezhető.

A radionuklidok migrációjának nyomon követése céljából a csernobili reaktorbaleset után Magyarország területére jellemző öt különböző talajtípusban (agyagbemosódásos barna erdő, Ramann-féle barna erdő, réti, rendzina, humuszos homoktalaj) mértük a talaj felső 20 cm-es rétegében a ^{137}Cs és ^{90}Sr akti-

vitás-koncentrációt. Az eloszlás meghatározása és a bemosódás sebességének megállapítása céljából rétegenként vettünk mintákat, a baleset óta eltelt 7 év alatt 10 esetben. A mintákban a ^{137}Cs aktivitás-koncentrációját γ -spektrometriai módszerrel, a ^{90}Sr -tartalmat kémiai elválasztás után alacsony háttérű β -számláló segítségével határoztuk meg.

A mérési adatokból megállapítottuk, hogy 7 évvel a csernobili reaktorbaleset után a ^{137}Cs túlnyomó része még mindig a talaj felső 0-5 cm-es rétegében található. Az eloszlási hisztogramok alapján az a következtetés vonható le, hogy a ^{137}Cs bemosódása a talaj mélyebb rétegeibe lassúbb, mint a ^{90}Sr -é. A ^{137}Cs mérési adataihoz diffúziós-konvekciós modellt illesztettünk, meghatároztuk a bemosódást jellemző diffúziós együtthatókat és konvekciós sebességeket. A modellben mind a csernobili balesetből, mind a mintegy 25 évvel korábbi kísérleti robbantásokból származó ^{137}Cs izotópok járulékát figyelembe vettük. Az illesztések jósága a modellválasztás helyességét igazolja. A különböző típusú talajokra kapott diffúziós együtthatók, illetve konvekciós sebességek között maximálisan 10-szeres eltérés van.

Irodalom

- BACHHUBER, H., BUNZL, K. & SCHIMMACK, W., 1982. The migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in multilayered soils: results from batch, column, and fallout investigations. *Nuclear Technology*. **59**. 291-301.
- BUNZL, K. et al., 1989. The migration of fallout ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{106}Ru from Chernobyl and of ^{137}Cs from weapons testing in a forest soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **152**. 39-44.
- FEHÉR, I., 1988. Experience in Hungary on the radiological consequences of the Chernobyl accident. *Environmental International*. **14**. 113-135.
- FRID, A. & GRAKOVSKIJ, V. G., 1988. Diffuzija ^{137}Cs v pocsvah. *Pocsvovedenie*. **2**. 78-86.
- Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, 1982. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), United Nations. New York.
- JEGOROVA, V. A., 1987. O podviznosztyi ^{90}Sr v raznih tyipah pocsv. *Pocsvovedenie*. **7**. 117-121.
- KIRCHNER, G. & BAUMGARTNER, D., 1992. Migration rates of radionuclides deposited after the Chernobyl accident in various North German soils. *Analyst*, March, **117**. 475-479.
- KOBLINGER-BOKORI, E. et al. 1987. Investigation of Sr and Cs migration into various types of soil. In: Proceedings of the XIVth regional congress of IRPA, Kupari, Yugoslavia. 231-234.
- KOBLINGER-BOKORI, E. et al., 1993. Migration of caesium originated from Chernobyl fallout in various soil types in the period of 1987-1993. In: Proceedings of the

Austrian-Italian-Hungarian Radiation Protection Symposium, Oberburgl, Austria. Vol. I. 48-51.

KONSHIN, O. V., 1992a. Applicability of the convection-diffusion mechanism for modeling migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the soil. *Health Physics*. **63**. 291-300.

KONSHIN, O. V., 1992b. Mathematical model of ^{137}Cs migration in soil: analysis of observations following the Chernobyl accident. *Health Physics*. **63**. 301-306.

NIKLA, I. & SZTANYIK, B. L., 1988. External indoor and outdoor gamma exposures in Hungary during the period of 1983-1986. *Radiat. Prot. Dosim.* **24**. 387-389.

SZTANYIK B. L., 1987. A csernobili reaktorbaleset sugáregészségügyi kihatásai hazánk lakosságára. Országos "Frédéric Joliot-Curie" Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet. Budapest.

Érkezett: 1994. január 18.

Investigation of the Migration of ^{137}Cs and ^{90}Sr Isotopes in Different Soil Types

¹ E. KOBLINGER-BOKORI, ¹ P. SZERBIN, ² L. KOBLINGER, ¹ Á. UGRON and ¹ D. STÚR

¹ "Frédéric Joliot-Curie" National Research Institute for Radiobiology and Radiohygiene, Budapest and ² KFKI Atomic Energy Research Institute, Budapest

Summary

The soil surface on the territory of Hungary was contaminated by radioactive fallout following the Chernobyl reactor accident. From this radioactive material only the long-lived isotopes ^{137}Cs ($T_{1/2}=30$ years) and ^{90}Sr ($T_{1/2}=28$ years) can still be detected. In the study described in this paper the migration of these radionuclides in the soil has been investigated. The necessity of the study is proven by the fact that slowly migrating radionuclides retained in the top soil layers may cause further contamination by resuspension, while quickly migrating ones may reach the groundwater. Furthermore, the isotopes are available to plants while they are in the plant root zone. By modeling the leaching of the radionuclides, their migration can be predicted.

^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentration profiles were measured in five different soil types, which represent the characteristic Hungarian soils (brown forest soil with clay illuviation, Ramann brown forest soil, meadow soil, black rendzina, humous sandy soil). Samples were taken layer by layer down to a soil depth of 20 cm. Sampling was performed ten times during the seven years following the accident. ^{137}Cs was measured by γ -spectroscopy, and ^{90}Sr with low level β -counter after chemical separation.

It was found that seven years after the Chernobyl reactor accident, most of the ^{137}Cs is still in the upper 0-5 cm layer of the soil. From the distribution pattern of the isotopes it can be concluded that ^{137}Cs migrates to the deeper soil layers more slowly than ^{90}Sr . The parameters of a diffusion-convection model were fitted to the measured data and the diffusion coefficients and convection velocities characteristic of the migration were determined. The migration of isotopes originating from the Chernobyl accident and from nuclear weapon tests carried out approximately 25 years earlier were taken into account simultaneously. There was at most a 10-times difference between the smallest and largest diffusion coefficients and convection velocities in the five soil types investigated. The satisfactory agreement between the model predictions and the measured data justifies the choice of the model.

Table 1. Characteristic physical and chemical properties of the sampled soils. (1) Soil property. a) Plasticity; b) Humus, %; c) Density, g/cm^3 . (2) Brown forest soil with clay illuviation, Dobogókő. (3) Rendzina, Adyliget. (4) Ramann brown forest soil, Galgamácsa. (5) Meadow soil, Domony. (6) Humous sandy soil, Szada.

Table 2. Parameters calculated using the diffusion-convection model for the leaching of Cs. (1) Soil type. a) Humous sandy soil, Szada; b) Rendzina, Adyliget; c) Meadow soil, Domony; d) Ramann brown forest soil, Galgamácsa; e) Brown forest soil with clay illuviation, Dobogókő.

Fig. 1. 30 cm x 30 cm x 20 cm column removed from the area examined.

Fig. 2. Distribution of ^{137}Cs activity concentrations in soil samples taken at different points of the sampling site at the same time. Horizontal axis: depth, cm.

Fig. 3. Distribution of ^{137}Cs activity concentrations in the various soils sampled. A. Brown forest soil with clay illuviation, Dobogókő. B. Ramann brown forest soil, Galgamácsa. C. Meadow soil, Domony. D. Rendzina, Adyliget. E. Humous sandy soil, Szada. a) Layer; b) Month.

Fig. 4. Distribution of ^{90}Sr activity concentrations in the various soils sampled. A-E, a)-b): See Fig. 3.

Fig. 5. ^{137}Cs activity concentrations measured (histogram) in a brown forest soil with clay illuviation (Dobogókő) and calculated using the model (continuous curve) in the 12th (A), 36th (B), 53rd (C) and 83rd (D) months after the Chernobyl accident. Horizontal axis: Depth, cm. Vertical axis: Activity concentration (Bq/kg).

Fig. 6. ^{137}Cs activity concentration distributions in the 1st, 7th, 15th and 30th years after the Chernobyl accident, calculated using parameters determined for the brown forest soil with clay illuviation in Dobogókő. Horizontal and vertical axis: See Fig. 5.