

## Magyarország talajainak $^{90}\text{Sr}$ szennyezettsége

DARAB KATALIN és KALMÁR TIBORNÉ

*Vizgazdálkodási Tudományos Kutatóközpont és  
MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest*

Világszerte az emberiséget érintő egyik legfontosabb kérdés a környezetvédelem problémája. A nagyipari létesítmények levegőt és vizet erősen szennyező hatása mellett, bár lényegesen kisebb mértékű, de nem elhanyagolható a radioaktív szennyeződés, mely környezetünkre hat.

A környezetvédelmi programon belül széles körű felmérések folynak a víz, levegő, talaj, növény radioaktív szennyezettségének ellenőrzésére, vizsgálatára [1, 5, 11].

A környezetre ható mesterséges radioaktív szennyeződés fő forrásai:

- a) az izotópfelhasználás széles körű elterjedése,
- b) a fokozódó energiaszükséglet következtében egyre több atomreaktor üzembe helyezése,
- c) a kísérleti jellegű nukleáris robbantások.

A felmérések alapján az energiatermelés célját szolgáló atomerőművek nem veszélyeztetik a lakosságot fokozott sugárterheléssel. Csak a reaktor közelében mérhető 1–2%-kal nagyobb háttérsugárzás [13]. A reaktor létesítése így elsősorban a hely kiválasztásának problémáját, valamint a biztonságos hulladékelhelyezés lehetőségét érinti. Az üzemelés során számolni kell még a felszíni vizek megnövekvő radioaktivitásával, melynek felmérése nemzetközi ellenőrzéssel oldható meg [24]. Lényegesen nagyobb probléma a kísérleti nukleáris robbantásokkal a légkörbe kerülő radioaktív szennyezettség.

Míg a békés célú földalatti nukleáris robbantások a lakosság számára veszélytelenek — sőt sok esetben a természeti erőforrások feltárását teszik lehetővé [6] — addig a légköri robbantások igen rövid idő alatt éreztetik szennyező hatásukat [13]. Elsősorban a nukleáris fegyverek kipróbálásával kapcsolatos kísérleti robbantások által a levegőbe jutó uránhasadási termékek jelentenek veszélyt. A radioaktív elemek a légmozgással (fall-out) és a csapadékkal jutnak a földre és halmozódnak fel a talajban. SZABÓ és BENDE [39] vizsgálatai szerint leggyakoribb az esőzéssel talajra jutó kontamináció. A csapadék mennyisége és a környezet radioaktív kontaminációja között korrelációt állapítottak meg.

Bár a rövid és közepes felezési idejű izotópok kisebb szerepet játszanak a talajban és a növényekben való felhalmozódásban, többen foglalkoznak a  $^{106}\text{Ru}$  és a „lantanidák” csoportjába tartozó  $^{147}\text{Pm}$  és  $^{144}\text{Ce}$  radionuklidok környezetszennyező hatásával [43].

Az anyagok biológiai körforgalmát figyelembe véve a hasadási termékek közül elsősorban a hosszú felezési idejű  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$  izotópok jelentősek a kör-

nyezet szennyezésében, így mozgásának és felhalmozódásának vizsgálata széles körű kutatómunkát igényelt [3, 4, 11, 12, 15, 20, 34].

DARAB és SCHÖNFELD [9] a  $^{137}\text{Cs}$  adszorpcióját agyagásványokon tanulmányozta, megfigyelve egyúttal a  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  és  $\text{Cs}^+$  ionok adszorpcióira gyakorolt hatását.

PROHOROV [33] a  $^{137}\text{Cs}$  migrációját vizsgálta talajban, mely elsősorban diffúzió alapszik. A módszer figyelembe veszi a talajszelvények heterogenitását. MOISZEEV és TIHOMIROV [32] a  $^{137}\text{Cs}$  talajba jutásának, majd a növényekben való felhalmozódásának tanulmányozása céljából kísérleteket állított be különböző növényekkel.

Többen vizsgálták azokat a tényezőket, melyek az egyes izotópok megkötődését, azok növényekbe történő továbbjutását befolyásolják, és a különböző talajtípusokon az agrokémiai sajátságok és a művelési módszerek hatásaira mutattak rá [10, 29, 31, 36].

ALEKSZANIN [2] a  $^{137}\text{Cs}$  és  $^{90}\text{Sr}$  talajra jutását, a gyökérzetten keresztül a mezőgazdasági növényekbe való beépülését tanulmányozta. Kutatásai alapján megállapította, hogy a talaj szervesanyag-tartalma, valamint az agyagásványok mennyisége és milyensége a talajban befolyásolják a radionuklidok megkötődését.

Az agrrotechnikának az  $^{90}\text{Sr}$  megkötődésére gyakorolt hatását vizsgálta KORNEVA [27]. Kísérleteiben a mélyszántás hatására a mélyebb talajrétegekbe bekerülő radioaktív Sr mennyiségét és ennek növénybe való beépülését tanulmányozta. Kísérletei azt igazolták, hogy a normál szántásnál a  $^{90}\text{Sr}$  98%-a a talaj 0–25 cm-es rétegében helyezkedik el, míg mélyszántásnál az össz mennyiség 66%-a kerül a mélyebb, 25–50 cm-es talajrétegbe. A mélyebb rétegből a növény viszonylag kisebb mennyiségű  $^{90}\text{Sr}$  izotópot vett fel.

CSUPKA [8] kutatásainak tárgya: a talaj típusa, mechanikai összetétele és radioaktív szennyezettsége közti összefüggés. Kísérleteiben a  $^{90}\text{Sr}$  vertikális eloszlását vizsgálta. Megfigyelése szerint a homoktalajon volt a legkisebb mértékű radioaktív szennyeződés.

JUO és BARBER [21] valamint SCHROEDER és munkatársai [37] a talajok pH értéke és a Sr-adszorpció mértéke közötti összefüggést tanulmányozták.

JASZTREBOV [20] különböző talajtípusokon vizsgálta Moszkva és Dél-Krím közti területen a talajok radioaktivitását. A homoktalajon mérte a legkisebb szennyezettséget, míg a podzol, csernozjom, majd az agyagos barna erdőtalaj mutatta növekvő sorrendben a nagyobb aktivitásokat.

RAJKOV [34] Bulgáriában 12 jellemző talajtípus  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$ -ra vonatkoztatott diffúzió-koefficiens meghatározását végezte el. A relatív diffúzió-koefficiens értékek összefüggésben voltak a talajtípusokkal, a talajok adszorpció kapacitásával, azok mechanikai összetételével.

Más szerzők több éves laboratóriumi és szabadföldi kísérletről számolnak be, ahol a különböző műtrágyák hatását vizsgálták a  $^{90}\text{Sr}$  növényekbe történő beépülésére.

KORNEEV és munkatársai [26] a  $^{90}\text{Sr}$  réti füvekbe történő beépülését tanulmányozták, különböző talajtípusoknál. Kísérleteik azt igazolták, hogy a nagy termékenységű, kalciummal jól ellátott talajokból kevesebb  $^{90}\text{Sr}$  jut be a fűfélékbe, mint a gyenge termékenységű, kalciumban szegény talajok esetén. A talajra vitt  $^{90}\text{Sr}$  az első évben kötődött meg a legintenzívebben a fűfélékben.

SIRSOVA [38] a K-trágyák hatását vizsgálta a növény radioaktív Sr felvételére. A vizsgálatok eredménye szerint a káliummal történő trágyázás,

valamint a meszezés csökkenti a növények  $^{90}\text{Sr}$  felvételét és azok termésben való felhalmozódását. KANDREP [23] kísérleteiben a talaj meszezése csökkentette a  $^{90}\text{Sr}$  növényekre gyakorolt káros hatását.

MELNIKOVA és munkatársa [30] a talajhoz káliumfoszfátot adagolt, mely a stronciummal kölcsönhatásba lépve, a növény számára nehezen felvehető stronciumfoszfáttá alakult.

GULJAKIN és munkatársai több évig tartó kísérletsorozatban tanulmányozták a  $^{90}\text{Sr}$  és a  $^{137}\text{Cs}$  talajban való megkötését, valamint ezek továbbjutását és felhalmozódását különféle növényekben.

Laboratóriumi körülmények közt vizsgálták a zab növény egyes részeiben felhalmozódott  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$  radioaktív izotópokat és ezek mennyiségi változásait, szerves trágya + NPK műtrágya adagolásával. A fejlődés folyamán adagolt műtrágyák jelentősen csökkentették a növény szalmájában és a magban felhalmozódott radionukleidokat [15].

Mezőgazdasági növényekkel szabadföldi kísérleteket állítottak be. Az eredmények alapján egy olyan koefficienszt adtak meg, mely lehetővé tette a szántóföldi növények várható radioaktív ( $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Ca}$ ) szennyezettségének becslését is [18].

Gabonanövényekkel folytatott kísérletében GULJAKIN arra a következtésre jutott, hogy a mésszel adagolt P-műtrágya jelentős mértékben lelassította a  $^{90}\text{Sr}$  növénybe való továbbjutását [14].

Hasonló kísérletet állított be GULJAKIN munkatársával, tanulmányozva a talajok meszezésének, szervesanyag-tartalmának és P-K-műtrágyáknak a  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$ -ra gyakorolt hatását. A kezelések hatására lelassult az izotópok talajból növénybe való átjutása [16].

Vizsgálták a különböző talajtípusokon a mikromennyiségű  $^{137}\text{Cs}$  szántóföldi növényekbe, valamint zöldségfélékbe való beépülését is. A  $^{137}\text{Cs}$  növényekbe való felhalmozódását befolyásolja a talaj típusa, valamint a növények biológiai sajáttsága [17].

SZUSZLOVA és munkatársa [41] réti növényeknél tanulmányozta a növények  $^{90}\text{Sr}$  és  $^{137}\text{Cs}$  tartalmának csökkenését, nitrofoszfát és K-műtrágya adagolásának hatására.

Japán kutatók [19] a növény levelére adagolt  $^{90}\text{Sr}$  mozgását tanulmányozták. A kalcium jelenléte megakadályozta a  $^{90}\text{Sr}$  más növényi részre történő továbbjutását, míg ennek hiányában ez átvándorolt más részekre, így pl. a gyökerekbe is.

ROMNEY és munkatársai [35] szintén a kalciumnak a  $^{90}\text{Sr}$  felvételére gyakorolt hatásával foglalkoztak.

Többen rámutattak arra, hogy a radioaktív izotópok növényekben történő felhalmozódásának mértéke függ a növények fajtájától, fajától [4], valamint a radioaktív anyag mélységbeli elhelyezkedésétől, ill. a növény gyökérrendszerének a mélységben való eloszlásától [25, 27].

Más szerzők kísérleteikben arra törekedtek, hogy a talajban felhalmozódó káros radionukleidokat a gyökérszóna alatti alsóbb rétegekbe mossák ki. A kationcserélődés elve alapján a kilúgzáshoz általában a  $\text{CaCl}_2$  oldatot alkalmazták [7, 30, 32].

A növények, illetve ezen túl az egyes élelmiszerek sugárszennyezettségére hazai szerzők több éven át végeztek felméréseket [40].

Nemzetközi fórumokon is felmerült a környezetvédelem programján belül, környezetünk radioaktív szennyeződésének kérdése. Az 1971. évi Genfi

Konferencián sugárbiológiai vonatkozásban tárgyalták a radioaktív hasadási termékek mezőgazdasági láncban történő továbbjutását és felhalmozódását [28]. Az ESNA 1975. évi ülésén [12] finn kutatók számoltak be arról a finnországi felmérésről, ahol a radioaktív elemek közül elsősorban a  $^{137}\text{Cs}$  és  $^{90}\text{Sr}$  növényekben való felhalmozódását vizsgálták. Ugyanitt beszámoló hangzott el

Belgiumban folytatott tríciummal beállított kutatási program eredményei-  
ről is.

### A vizsgálat szempontjai és módszere

1971. óta végeztünk felmérést Magyarország talajainak  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettségére.

A fall-outból és a csapadékból a talajra jutó  $^{90}\text{Sr}$  elsősorban a talaj felszínén kötődik meg, majd az esőzés, vagy az esetleges öntözés hatására jut a talaj alsóbb rétegeibe, így a gyökérzónába.

Vizsgálataink elsődleges célja, hogy a talaj felső 5 cm-es rétegében a  $^{90}\text{Sr}$  megkötődésének mértékét, ezek évenkénti változását figyelemmel kísérjük.

Az ország területén 37 mintavételi pontot jelöltünk ki, melyek a Magyarországon előforduló főbb talajtípusokat foglalják magukba. Minden talajtípusnál a mintavételi helyeket úgy jelöltük ki, hogy azonos talajtípuson egymáshoz közel szántó és rét-legelő talajait párhuzamosan mintázzuk meg. Az 1. ábrán feltüntettük az ország négy főbb területi egységén megoszlott mintavételi helyeket, ezek szántóként művelt, illetve rét-legelőként hasznosított jellegét.



1. ábra

Mintavételi helyek a talajok  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettségének vizsgálatára. Talajtípusok: a) Réti talaj; b) Csernozjom; c) Szolonyec talaj; d) Barna erdőtalaj; e) Homok. Mintavétel: I. szántó, művelt terület; II. rét-legelő.

A talajmintát a talaj 0–5 cm-es rétegéből vettük. A talajokat a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség által javasolt kémiai módszerrel előkészítettük és a  $^{90}\text{Sr}$  aktivitást alacsonyháttérű számlálóval, 3,7 Bq  $^{90}\text{Sr}$  standarddal mértük [22]. 1974. évtől a mintavételi helyekről 1 ha területen 6 db. mintát gyűjtöttünk be véletlen elrendezésben, ezeket egyenként készítettük elő, mértük a  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettségét és a 6 mérési eredményt átlagát értékeltük.

### A vizsgálati eredmények ismertetése

A vizsgálat első két évében (1971–72.) a szennyezettségi méréseken kívül, a talajok főbb tulajdonságát tükröző vizsgálatot is végeztünk [22].

A hat évig tartó teljes felmérés eredményeit az 1. táblázatban foglaltuk össze, feltüntetve az évenként mért  $^{90}\text{Sr}$  aktivitást, a talajtípust, a talajok mechanikai összetételét és a művelési ágat. Az 1971-ben megkezdett mintavételezést 1972-ben folytattuk, a mérési eredményeket együtt értékeltük, így az 1972. év adatai a két év eredményeit összevontan tükrözik.

Összegezve a táblázat adatait, Magyarország talajainak  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettsége 1,85–16,7 Bq/kg értékek között ingadozik. Magasabb értékek (11,1 Bq/kg felett) csak néhány esetben fordulnak elő, leggyakoribb a 3,7–7,4 Bq/kg talajra vonatkoztatott  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettség. Erre utal az 1972–77. évi aktivitás adatok %-os megoszlása, mely szerint 214 db. minta 65 százalékának alkáliföldfém aktivitása 3,7–11,1 Bq/kg talaj volt, 30%-ban mértünk 3,7 Bq/kg értéknél kisebb és csupán 5%-ban 11,1 Bq/kg aktivitásnál magasabb értéket.

Általában a nagyobb aktivitásokat a vályogos vagy agyagos mechanikai összetételű réti, szolonyec és erdőtalajoknál mértük. 11,1 Bq/kg-nél nagyobb értékeket egy-egy esetben az Északi hegység területén, a Tiszántúlon Szeged, Mezőtúr és egy Makó környéki talajmintánál, a Dunántúlon Mosonmagyaróvár és Kaposvár közelében levő talajoknál kaptunk. A felmérés kezdetén az 1972–73. években aránylag magas, közel 18,5 Bq/kg  $^{90}\text{Sr}$  aktivitást is mértünk. A későbbi években a szennyezettség mértéke kiegyenlítődik, ilyen kiugró aktivitásokat nem határoztunk meg.

Az egymást követő évek során mért legnagyobb szennyezettségi értékeket tüntetjük fel (2. táblázat), területi előfordulás szerint.

A különböző években mért maximális  $^{90}\text{Sr}$  aktivitások területileg elszórtan jelentkeznek, és egy bizonyos véletlenszerűséget mutatnak. Figyelemre méltó az, hogy egy esetet kivéve minden esetben rét-legelőként hasznosított területről begyűjtött mintán mérték a legnagyobb szennyezettséget. Csernozjom és réti csernozjom talajok mintái a felsorolt esetekben nem fordultak elő, valamint az, hogy 1972–1977. években ez az érték következetesen csökkent.

A Duna–Tisza közti laza mechanikai összetételű homok talajoknál a legalacsonyabb a  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettség mértéke. Itt 11,1 Bq/kg felüli aktivitást a hat év alatt csupán egy esetben mértünk, egy Izsák környéki réti talajnál.

A felmérések első éveitől vizsgálat tárgyává tettük a szántóként és rét-legelőként hasznosított területek szennyezettségének összehasonlítását. Eltérések az első évek adatainál is tapasztalhatók, mely arra enged következtetni, hogy a művelés alatt álló talajokban a mezőgazdasági művelés, talajlazítás, szántás folyamán a talaj felső rétegéből az alsóbb talajrétegekbe került a radioaktív Sr egy része.

## 1. táblázat

1972—1977. évben begyűjtött talajminták <sup>90</sup>Sr szennyezettsége

(1) Talaj származási helye, típusa és művelési ág	(2) Mechanikai összetétel	(3) <sup>90</sup> Sr Bq/kg talaj					
		1972	1973	1974	1975	1976	1977
<b>A) Tiszántúl</b>							
<i>Püspökladány</i>							
a) Réti talaj I	l) vályog	5,77	2,70	3,96	6,96	2,52	4,74
Réti talaj II	vályog	—	7,77	3,29	6,70	2,81	4,70
<i>Mezőtúr</i>							
a) Réti talaj I	m) agyagos vályog	9,58	1,77	5,85	7,96	3,44	1,78
Réti talaj II	l) vályog	4,49	7,77	7,40	8,70	11,40	4,07
<i>Debrecen</i>							
b) Csernozjom I	l) vályog	—	5,44	3,85	8,29	2,63	2,81
Csernozjom II	n) homok	6,51	5,14	2,92	10,06	3,92	2,33
<i>Makó</i>							
c) Réti csernozjom I	l) vályog	4,74	3,89	4,14	3,00	0,37	1,25
Réti csernozjom II	o) homokos vályog	14,73	2,85	3,18	2,59	—	6,11
<i>Pankota</i>							
d) Szolonyec talaj I	l) vályog	6,11	4,55	3,89	5,29	—	2,89
Szolonyec talaj II	vályog	18,20	5,48	5,88	5,70	1,52	3,40
<i>Kisújszállás</i>							
e) Réti szolonyec I	l) vályog	6,88	7,22	6,33	6,44	2,07	2,52
Réti szolonyec II	vályog	4,66	5,99	6,07	7,14	2,33	4,59
<i>Püspökladány</i>							
e) Réti szolonyec II	l) vályog	—	7,77	4,26	7,40	5,25	4,26
<b>B) Dunántúl</b>							
<i>Csapat</i>							
f) Barna erdőtalaj I	o) homokos vályog	4,11	2,70	4,55	4,40	1,55	4,96
Barna erdőtalaj II	n) homok	8,18	—	11,62	5,99	5,18	8,18
a) Réti talaj I	o) homokos vályog	6,25	—	5,37	2,07	1,67	5,96
Réti talaj II	homokos vályog	11,69	4,07	12,80	3,52	—	5,85
<i>Patca</i>							
g) Agyagbemosódásos barna erdőtalaj I	l) vályog	6,59	4,81	6,73	7,33	5,03	4,51
Agyagbemosódásos barna erdőtalaj II	vályog	4,29	17,32	4,66	6,40	2,48	4,03
a) Réti talaj I	l) vályog	3,18	9,88	5,03	5,85	3,66	4,66
<i>Zselickisfalud</i>							
h) Ramann-féle barna erdőtalaj II	n) homok	5,40	9,14	7,10	11,43	3,29	3,11
a) Réti talaj II	l) vályog	4,11	9,99	5,77	10,14	7,47	5,07
<i>Felsőmocsolád</i>							
b) Csernozjom I	l) vályog	5,00	3,63	4,77	2,52	3,29	6,11

1. táblázat folytatása

(1) Talaj származási helye, típusa és művelési ág	(2) Mechanikai összetétel	(3) <sup>90</sup> Sr Bq/kg talaj					
		1972	1973	1974	1975	1976	1977
<b>C) Északi hegység</b>							
<i>Sajóváros</i>							
i) Csernozjom barna erdőtalaj I	l) vályog	13,02	6,00	14,13	6,77	3,40	2,52
Csernozjom barna erdőtalaj II	vályog	3,52	2,85	4,51	5,11	2,74	1,89
a) Réti talaj I	l) vályog	4,81	5,29	6,11	6,14	4,96	3,70
Réti talaj II	vályog	8,51	5,62	6,03	5,07	5,40	3,92
<b>D) Duna-Tisza köze</b>							
<i>Izsák</i>							
a) Réti talaj I	p) durva homok	3,33	4,96	3,33	2,22	2,07	4,37
Réti talaj II	durva homok	11,29	10,51	3,96	2,96	4,85	3,81
j) Öntési réti talaj I	n) homok	3,85	4,33	3,92	2,04	2,52	3,70
Öntés réti talaj II	p) durva homok	7,55	3,07	8,07	1,67	5,55	2,41
<i>Hajós</i>							
k) Homok talaj I	p) durva homok	0,52	1,85	4,33	1,85	2,15	5,37
Homok talaj II	durva homok	5,85	6,36	6,22	1,26	1,81	4,18
<i>Kistelek</i>							
k) Homok talaj I	p) durva homok	3,03	4,29	2,22	2,15	2,92	3,70
Homok talaj II	durva homok	6,77	2,00	4,48	4,40	2,37	3,44
<i>Jászberény</i>							
k) Homok talaj I	n) homok	7,36	9,25	5,07	4,14	1,70	2,26
Homok talaj II	homok	5,29	6,22	5,55	5,74	2,33	5,07

Művelési ágak: I = szántóként művelt, és II = rét-legelőként használt terület.

Az 1972–77. évi felmérések adatait összesítve az azonos talajtípusnál a szántóként művelt és rét-legelőként hasznosított területek talajmintáinak szennyezettségi értékét szembeállítva  $P = 1\%$  szinten szignifikánsan nagyobb a rét-legelő <sup>90</sup>Sr kontaminációja (3. táblázat).

A hat éven át tartó felmérések adatai lehetővé teszik a területi megoszlásban mért radioaktív szennyezettség évenkénti változásainak értékelését. Az egyes területek <sup>90</sup>Sr Bq/kg átlagértékeit grafikusán ábrázoltuk (2. ábra).

A felmérés első négy évében – a Dunántúl kivételével, ahol konstans értékek voltak – a szennyezettség mértéke eléggé változó képet mutatott az ország területén. Az 1976. évben egységesen lecsökkent a szennyezettség, és ekkor mértük a legalacsonyabb, általában 3,7 Bq/kg <sup>90</sup>Sr átlagokat. Az 1977. évben a mérési eredmények már csak a Tiszántúl és az Északi hegység területén mutattak további csökkenést. Kismértékű növekedés (3,7 Bq/kg körüli átlag) tapasztalható a Duna–Tisza közti talajoknál. A Dunántúlon mért kontamináció növekedés szembevetőbb, bár ez sem számottevő, és nem éri el az előző évek (1974–75.) <sup>90</sup>Sr szennyezettség értékeit.

Egy-egy terület középértékeinek évenkénti változását szignifikancia vizsgálattal értékeltük. Az adatok azt mutatják, hogy az 1976. évi <sup>90</sup>Sr szennyezettségi értékei szignifikánsan lecsökkentek a felmérés első éveivel (1972–

2. táblázat

Évenként mért legnagyobb  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettség

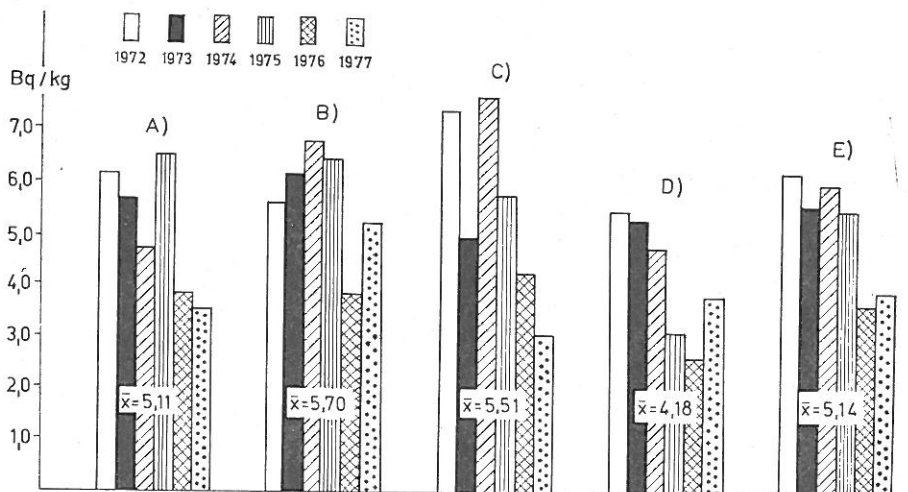
(1) Év	Bq/kg	(2) Táj	(3) Talajtípus	(4) Művelési ág
1971—72	18,20	A) Tiszántúl	d) Szolonyec talaj	II rét
1973	17,32	B) Dunántúl	g) Agyagbemosódásos barna erdőtalaj	II rét
1974	14,13	C) Északi hegység	i) Csernozjom barna erdőtalaj	I szántó
1975	11,43	B) Dunántúl	h) Ramann-féle barna erdőtalaj	II rét
1976	11,40	A) Tiszántúl	a) Réti talaj	II rét
1977	8,18	B) Dunántúl	f) Barna erdőtalaj	II rét

73.) viszonyítva. Ezt a csökkenő tendenciát jól szemlélteti az országos átlagértékek évenkénti változása is (2. ábra).

A  $^{90}\text{Sr}$  szennyeződés mértéke a talajban tehát éppen úgy, mint a levegőben, vízben, élelmiszerben az évek folyamán lecsökkent, a korábbi évek (1963) nagy légköri robbantásainak megszűntetése után [13, 24]. Az utóbbi két évben pl. kiugróan magas  $^{90}\text{Sr}$  aktivitást nem mértünk, és a mérési adatok többsége 1,85—5,6 Bq/kg  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettséget mutat.

Egy-egy területi egység hatéves átlagában mért szennyezettségi értékeit, növekvő sorrendben a 4. táblázat mutatja.

A talaj típusa, mechanikai összetétele befolyásolja a  $^{90}\text{Sr}$  megkötődését. Az eddigi tapasztalatok alapján a laza szerkezetű homoktalajok kevésbé, míg a kötöttebb vályog-mechanikai összetételű talajok jobban megkötik felületükön a  $^{90}\text{Sr}$  izotópot [8, 22].



2. ábra

A vizsgált talajok  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettsége 1972—1977. Tájak: A)–D) lásd I. ábra. E) Országos átlag.



3. táblázat

Az évenkénti és a megfigyelés periódusában mért <sup>90</sup>Sr aktivitások átlagértékei szántók és rét-legelők talajaiban, Bq/kg

(1) Művelési ág	(2) Év	(3) Minta száma	(4) Aktivitás átlaga	(1) Művelési ág	(2) Év	(3) Minta száma	(4) Aktivitás átlaga
I. Szántó		17	5,54	I. Szántó		17	2,70
II. Rét	1972	17	7,71	II. Rét	1976	17	4,16
III. Összesen		34	6,62	III. Összesen		34	3,43
I. Szántó		17	5,21	I. Szántó		18	3,77
II. Rét	1973	18	6,66	II. Rét	1977	19	4,20
III. Összesen		35	5,94	III. Összesen		37	4,00
I. Szántó		18	5,20	I. Szántó	1972	105	4,53
II. Rét	1974	19	5,99	II. Rét	1977	109	5,77
III. Összesen		37	5,60	III. Összesen		214	5,15
I. Szántó		18	4,75	„Student” T érték:			
II. Rét	1975	19	5,89	Számított: 3,1			
III. Összesen		37	5,32	Elméleti: 2,63			
				P <sub>1</sub> %-os szinten szignifikáns			

4. táblázat

<sup>90</sup>Sr szennyezettség átlagértékeinek megoszlása területenként és talajféleségenként 1972–1977

(1) Táj	(2) <sup>90</sup> Sr Bq/kg talaj átlagértéke	(3) Talajtípus	(4) Minták száma	(5) Bq/kg talaj átlaga
D) Duna–Tisza köze	4,16	k) Homok	60	4,16
A) Tiszántúl	5,27	a) Réti talaj	154	5,53
C) Északi hegység	5,50	b) Csernozjom		
B) Dunántúl	5,87	f) Barna erdőtalaj		
E) Országos átlag	5,15	e) Szolonyec talaj		

„Student” T érték számított: 2,00; elméleti: 1,71; P<sub>10</sub>%-os szinten szignifikáns.

Ezért érthető, hogy a legalacsonyabb <sup>90</sup>Sr szennyezettséget a Duna–Tisza közti terület meszes homoktalajai mutatták. Ezt a jellegzetes területi egységet összehasonlítva az ország többi mintavételi területeivel — ahol hasonló típussal nem találkozunk — a hatéves felmérés középértéke szignifikáns eltérést mutat (4. táblázat).

### Összefoglalás

Magyarország talajainak <sup>90</sup>Sr szennyezettségét 1971. óta vizsgáljuk. Az országot 4 fő területi egységre osztva, 37 mintavételi ponton hat éven keresztül folytattuk a mintavételezést, a jellemző főbb talajtípusok figyelembevételével. Az ország talajainak <sup>90</sup>Sr szennyezettsége a hatéves felmérés folyamán 1,85–16,7 Bq/kg értékek közt mozog. 11,1 Bq/kg feletti aktivitást csak né-

hány esetben mértünk, a leggyakoribb érték a 3,7—7,4 Bq/kg talajra vonatkoztatott  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettség.

Vizsgáltuk a szennyezettség mértéke és az egyes talajtulajdonságok közti összefüggéseket. A hatévi felmérés adatait értékelve, szignifikáns eltérés mutatkozott azonos talajtípuson belül a szántóként művelt és rét-legelőként hasznosított talajok  $^{90}\text{Sr}$  szennyezettsége között. A rét-legelők talajainál végig nagyobb volt a kontamináció. A talaj típusa, mechanikai összetétele szintén befolyásolta a  $^{90}\text{Sr}$  megkötődését. A kötöttebb vályog-mechanikai összetételű talajok szennyezettsége szignifikánsan nagyobb volt, mint a homoktalajoké. A Duna—Tisza közti laza szerkezetű, meszes talajok hatéves átlaga mutatta a legkisebb aktivitást (4,2 Bq/kg  $^{90}\text{Sr}$ ), míg a Dunántúl kötöttebb talajainál mértük a magasabb értékeket (5,7 Bq/kg  $^{90}\text{Sr}$ ).

A hat éven át tartó mérések eredményei lehetővé tették a területi megoszlásban mért radioaktív szennyezettség évenkénti változásainak értékelését.

Az adatok azt mutatták, hogy a felmérés első éveivel (1972—73.) viszonyítva, az 1976. évi szennyezettségi értékek egységesen lecsökkentek. A vizsgálat utolsó két évében kiugróan magas  $^{90}\text{Sr}$  aktivitást nem mértünk, a szennyezettség mértéke 1,85—5,6 Bq/kg  $^{90}\text{Sr}$  értéket mutatott.

### Irodalom

- [1] AARKROG, A. & LIPPERT, J.: Environmental radioactivity in Denmark in 1975. Riso Report. (345) 122. 1976.
- [2] ALEKSZAHIN, P. M.: Nekotarie aktualnie voproszú poesvennoj himii jesztesztvennüh i iszkusztvennüh radionuklidov i ih nakoplenia szelszkohozjajsztvennühmi rasztenijami. Poesvovedenie. (11) 32—39. 1975.
- [3] ALEKSZAKIN, R. M. & KAVIKOVICS, M. M.: O jesztesztvennoj radioaktivnoszti razlicsnüh komponentov lesznüh biogeocenzov. Radioaktivnüh izotopü v poesvah i rasztenijah. 122—139. Leningrad. 1969.
- [4] ARHIPOV, F. et al.: Poesvonnaja himija i kornevoe nakoplenie jesztesztvennüh radionukleidov v uroszaje szelszkohozjajsztvennüh rasztenij. Poesvovedenie. (11) 40—52. 1975.
- [5] BALTAKMENS, T. & GREGORY, L. P.: Profiles of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in selected New Zealand soils and their bearing on milk contamination levels. New Zealand. J. Sci. 20. 425—431. 1977.
- [6] BÖDY, Z.: Békés célú nukleáris robbantások. Izotóptechnika. 18. 35—40. 1975.
- [7] COHEN, P. & GAILLIDREAU, C.: La pollution radioactive des sols: aspects et remedos. C. R. Acad. Agric. 47. 226—229. 1961.
- [8] CSUPKA, S.: A talaj hatása a növények  $^{90}\text{Sr}$  adszorpciójára. Rostl. Vyr. Praha. 21. 99—107. 1975.
- [9] DARAB, K. & SCHÖNFELD, T.: A Cs-ion adszorpciójának vizsgálata agyagásványokon. Agrokémia és Talajtan. 10. 539—546. 1961.
- [10] DARAB, K. & TÖRÖK, I.: A  $^{90}\text{Sr}$  mozgását és megkötődését befolyásoló néhány talajtani tényező vizsgálata. Agrokémia és Talajtan. 20. 147—156. 1971.
- [11] ERIKSSON, A.: Fission products in the Swedish environment. Rapport, Institutionen för Radiobiologi, Lantbrukshögskolan. (40) 134. 1977.
- [12] European Society of Nuclear Methods in Agriculture. With: Annual Meeting. Sept. 8—12. 1975. Cadarache. France. 1975.
- [13] FÖLDEÁK, G.: Radioaktivitás és környezetvédelem. Izotóptechnika. 18. 331—336. 1975.
- [14] GULJAKIN, I. V.: Vlijanie foszfátov, izveszti i torfa na zakreplénije  $^{90}\text{Sr}$  v poesve i nakoplénie ego v uroszaje ovsza. Agrohimija. (3) 111—118. 1976.
- [15] GULJAKIN, I. V. & JUDINCEVA, E. V.: The effect of the prolonged use of fertilizers on the accumulation of radioactive fission products in the oat crop. Izv. Timirjazev Akad. (3) 37—56. 1959.
- [16] GULJAKIN, I. V. & JUDINCEVA, E. V.: K voproszú agrohimii radioaktivnüh produktov delenija. Agrohimija. (1) 145—153. 1978.

- [17] GULJAKIN, I. V., JUDINCEVA, E. V. & GORINA, L. I.: Povedenie cezia-137 v pocsvah i posztuplénie ego v rasztenija. Pocsvovedenie. (11) 72–80. 1977.
- [18] GULJAKIN, I. V. et al.: Nakoplenie stroncia i cezia v rasztenijah pri vürascsvanii ih v polevüh i vegetacionnüh opütah. Agrohimiya. (10) 118–123. 1977.
- [19] ITO, S. et al.: The foliar application and distribution of  $^{90}\text{Sr}$  in sugar-beet plants. Proc. Crop. Sci. Soc. Japan. **29**. 376–368. 1961.
- [20] JASZTREBOV, M. T.: Jesztesztvennaja radioaktivnoszt zonalnüh pocsv Evropejszkoj csaszti. SSSR. Dokladi. Akad. Nauk. **119**. 586–589. 1958.
- [21] JUO, A. S. R. & BARBER, S. A.: The retention of Sr in soils as influenced by pH, organic matter, and saturated cations. Soil Sci. **109**. 143–148. 1970.
- [22] KALMÁR, T.-NÉ: Magyarország talajainak Sr-90 szennyezettisége. Agrokémia és Talajtan. **23**. 351–360. 1974.
- [23] KANDREP, J.: Cöhrana polnohospodarskych ploch pred radioaktivnym zamorenin. Polnohoszpodarstvo. Bratislava **9**. 221–231. 1962.
- [24] KELEMEN, L. & BÁRTFAI, Sz. L.: Javaslat a Duna radioaktív szennyezésének nemzetközi ellenörzésére, a Duna menti országok atomenergiafejlesztési törvények figyelembevételével. Izotóptechnika. **16**. 654–662. 1973.
- [25] KORNEEV, N. A., KORNEEVA, N. V. & POPOVA, T. P.: Nakoplenie  $^{90}\text{Sr}$  v kozmovüh kulturah pri razmescsenii radionuklida v pahotnom i podpahotnom szlojah pocsvü. Dokl. Va. Szh. N. L. Moszkva. (2) 26–27. 1976.
- [26] KORNEEV, N. A., FIRSZAKOVA, Sz. K. & MALÜSEVA, M. R.: Posztuplenie  $^{90}\text{Sr}$  v lugovtie travü iz pocsr v razlicsnüh tipov necsernozernnoj zonü. Pocsvovedenie. (11) 53–59. 1975.
- [27] KORNEEVA, N. V., KORNEEV, N. A. & ALEKSZAKIN, P. V.: Vlijanie glubokovo razmescsenie  $^{90}\text{Sr}$  v pocsve i vidovüh i szortovüh oszobennosztej jarovoj psenicü na zakoplenie radionuklide v urozsaé. Agrohimiya. (3) 102–110. 1976.
- [28] KÖTELES, Gy. & VÁRTERÉSZ, V.: Sugárbiológia. Genf 1971. Izotóptechnika **15**. 55–66. 1972.
- [29] LAGERWERFF, J. V. & KEMPER, W. D.: Reclamation of Soils contaminated with Radioactive Sr. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. **39**. 1077–1080. 1975.
- [30] MELNIKOVA, M. Sz. & DOCENKO, L. Sz.: Radiostroncij i vozmozsnoszti umenszenija poglосseszenija ego rasztenijami iz pocsvü. Szbor. Trud. po Agron. Fiz. Moszkva Izd. Min. Sz/H **8**. 210–216. 1960.
- [31] MENZEL, R. G. & JAMES, P. E.: Removal of Radioactive Fallout from Farm Land. Agric. Eng. St. Joseph. **11**. 606–607. 1961.
- [32] MOISZEEV, I. T. et al.: Povedenie  $^{137}\text{Cs}$  v pocsvah i ego nakoplenie v szelszkozhozajsztvennüh rasztenijah. Pocsvovedenie. (7) 45–52. 1976.
- [33] PROHOROV, V. H.: Prognozirovanie migracii  $^{137}\text{Cs}$  v pocsvah. Pocsvovedenie. (11) 60–67. 1975.
- [34] RAJKOV, L.: Diffuzia na  $^{90}\text{Sr}$  i  $^{137}\text{Cs}$  v pocsvite. Poesvoznamie i Agrohimiya. Szofia. **12**. (2) 44–50. 1977.
- [35] ROMNEY, E. M. et al.: Influence of Ca on Plant Uptake of  $^{90}\text{Sr}$  and Stable Strontium. Soil Sci. **87**. 160–165. 1959.
- [36] ROVINSZKIJ, F. J., SZINICINA, Z. L. & CSERHANOV, JU. P.: K voproszy migracii  $^{90}\text{Sr}$  iz pocsv sz poverhnosztñümi vodami. Pocsvovedenie. (8) 52–55. 1976.
- [37] SCHROEDER, G., REICHENBACH, H. & BUBSCHE, G.: Zur Frage der pH Abhängigkeit der Strontiumsorption in Böden. Die Naturwissenschaften. Berlin. **6**. 137–138. 1962.
- [38] SIRSOVA, R. A.: Viljanie kalijnüh udobrenij na posztuplenie v rasztenijs radioaktivnovo stroncija. Pocsvovedenie. (3) 36–43. 1962.
- [39] SZABÓ, A. & BENDE, E.: Adatok a környezet radioaktív kontaminációja és a csapadék mennyisége közötti összefüggéshez. Izotóptechnika. **18**. 9–13. 1975.
- [40] SZABÓ, A. & BENDE, E.: Adatok egyes hazai élelmiszerek és étrendek radioaktív szennyezettségéről. Izotóptechnika. **18**. 342–347. 1975.
- [41] SZUSZLOVA, V. V. & NIKOLAJEVA, E. M.: Vlijanie nitrofoszki i szolej kalia na posztuplenie  $^{90}\text{Sr}$  i  $^{137}\text{Cs}$  v rasztitelnoszt celinnovo luga. Agrohimiya (1) 103–105 p. 1979.
- [42] Technical Reports Series. No. 29. International Atomic Energy Agency. Vienna. 1964.
- [43] TIMOFEEV-RESZOVSKIJ, N. V. et al.: Povedenie radioaktivnüh izotopov v sziszteme pocsva-rasztvorov. In: Radioaktivnoszt pocsv i metodi ee opredelenie. 46–80. (Eds.: ANTIPOV-KARATAEV, N. I., BARANOV, V. I. & POLJAKOV, JU. A.) Nauka. Moszkva. 1966.

## Alkali Earth Metal Activities of Soils in Hungary

K. DARAB and E. KALMÁR

Research Centre for Water Resources Development and Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest

## Summary

Determinations to measure the radioactive strontium contaminations in the soils of Hungary were carried out since 1971. Soil samples were collected from places representing the characteristic types of soils in four regions. Altogether 37 places have been sampled regularly during the six years of observation.

We collected samples in six parallel from one hectare in random distribution on every controlled places. The samples were treated and their activities measured separately. The average of six determinations is evaluated.

The aim of our studies is to follow the changes of the radioactive strontium contaminations in the upper layers of soils.

The preparation of soil extracts and the precipitation of alkali earth metals from the extracts were carried out with the standard method of IAEA. The alkali earth metal activities of samples were counted with detector of low background.  $^{90}\text{Sr}$  standard with 3.7 Bq activity was applied to evaluate the counting numbers of samples in absolute activities. The radioactive alkali earth metal contamination varied between 1.75—16.7 Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil in the period of observation. The activities of samples collected from the soils of pastures were always significantly higher than that of arable lands.

The fixation of radioactive strontium is influenced by the types and textures of soils as well. The alkali earth metal contaminations of heavier soils having loamy texture were higher in every case than that of counted in soils with sandy mechanical composition.

The lowest six years average of alkali earth metal activities—4.2 Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil was measured in the samples of light textured calciumcarbonate containing sandy soils and it amounted higher values in soils with heavier mechanical composition. The average of counted activities in these samples has been 5.5 Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil. The alkali earth metal contamination of soils decreased during the six-year period of observation. The activities of the investigated soil samples varied between 1.85—5.6 Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil in the last two years of observation.

*Table 1.*  $^{90}\text{Sr}$  contamination of investigated soil samples in 1972—1977. (1) Place. (2) Soil type. (3) Land use. a) meadow soil; b) chernozem; c) meadow chernozem; d) solonetz; e) meadow solonetz; f) brown forest soil; g) brown forest soil with clay illuviation; h) brown forest soil (according to Ramann); i) chernozem brown forest soil; k) sandy soil. Land use: I. arable land; II. pasture. (4) Texture. l) loam; m) clay loam; n) sand; o) sandy loam; p) coarse sand. (5) Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$ .

*Table 2.* The yearly maximum activity of  $^{90}\text{Sr}$  contamination in the investigated soil samples. (1) Year. (2) Region. (3) Soil type. (4) Land use.

*Table 3.* The yearly averages of alkali earth metal activities in soils of arable lands and pastures, Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil. (1) Land use. I. arable land; II. pasture; III. arable land + pasture. (2) Year. (3) No. of samples. (4) Average of activities.

*Table 4.* The averages of  $^{90}\text{Sr}$  activities in regions and in soils with different types in 1972—1977. (1) Region. (2) Average of activities Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil. (3) Soil type. (4) No. of samples. (5) Average of activities Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil. Average contamination of investigated soil samples Bq  $^{90}\text{Sr}/\text{kg}$  soil.

*Fig. 1.* Places sampled for investigation of  $^{90}\text{Sr}$  contamination in soils. Types of soils: a) meadow soil; b) chernozem; c) solonetz; d) brown forest soil; e) sand. Land use: I—II. see Table 1.

*Fig. 2.*  $^{90}\text{Sr}$  contamination of investigated soil samples in 1972—1977. A—D and E see Table 1.

## <sup>90</sup>Sr-Kontamination in den Böden Ungarns

K. DARAB und E. KALMÁR

Wissenschaftliches Forschungszentrum der Wasserwirtschaft und Forschungsinstitut für Bodenkunde und Agrarkulturchemie der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest

### Zusammenfassung

Seit dem Jahr 1971 werden die ungarischen Böden auf <sup>90</sup>Sr-Kontamination untersucht. Indem Ungarn in 4 Hauptgebietseinheiten geteilt wurde, erfolgten 6 Jahre hindurch an 37 Standorten Probenahmen, wobei die wichtigsten Bodentypen in Betracht gezogen wurden.

Vom Jahre 1974 begonnen wurden von den Probenahmestellen auf einem Gebiet von 1 ha je 6 Proben in zufälliger Verteilung eingesammelt. Die <sup>90</sup>Sr-Kontamination der Proben wurde einzeln bestimmt und der Mittelwert der 6 Messungen wurde bewertet. Die Bodenproben wurden mittels der von der Internationalen Atomenergie Behörde vorgeschlagenen Methode vorbereitet und die <sup>90</sup>Sr-Aktivität wurde mit einem Zähler, der niedrige Hintergrundwerte registriert, nebst Anwendung eines <sup>90</sup>Sr-Präparates mit 3,7 Bq Aktivität als Eichpräparat, gemessen.

Das primäre Ziel unserer Untersuchungen bestand in der Bestimmung der Festsetzung von <sup>90</sup>Sr in der oberen 5 cm Bodenschichte und in der Beobachtung der jährlichen Änderungen.

Die Kontamination der ungarischen Böden mit <sup>90</sup>Sr bewegte sich zwischen den Werten 1,85–16,7 Bq/kg im Laufe der 6-jährigen Periode. Eine Aktivität über 11,1 Bq/kg wurde nur in 5% der Fälle gemessen. Der häufigste <sup>90</sup>Sr-Kontaminationswert beträgt 3,7–7,4 Bq/kg Boden.

Bei Untersuchung der Zusammenhänge zwischen den einzelnen Bodeneigenschaften und dem Ausmass der Kontamination, lag die <sup>90</sup>Sr-Kontamination der oberen Schichten der Wiesen und Weiden signifikant höher, als diejenige der als Äcker bebauten Böden.

Die Festsetzung (Bindung) von <sup>90</sup>Sr wurde auch vom Bodentyp und von der Körnung beeinflusst. Die Kontamination der bindigeren, schwereren Lehmböden war signifikant höher als diejenige der Sandböden. Der 6-jährige Mittelwert zeigte bei den losen, kalkhaltigen Sandböden die geringste Aktivität (4,2 Bq<sup>90</sup>Sr/kg Boden), während bei bindigeren Böden höhere Werte (5,5 Bq<sup>90</sup>Sr/kg Boden) auftraten.

Die Resultate der durch 6 Jahre hindurch vorgenommenen Messungen ergaben, dass sich die Kontaminationswerte von 1976 im Verhältnis zu den Messungen der ersten Jahre (1972–73) einheitlich gesenkt haben. Darauf weist auch der Umstand hin, dass in den beiden letzten Jahren der Untersuchung keine auffallend hohe <sup>90</sup>Sr-Aktivität gemessen wurde, das Ausmass der Kontamination betrug 1,85–5,6 Bq <sup>90</sup>Sr/kg Boden.

*Tab. 1.* <sup>90</sup>Sr-Kontamination der eingesammelten Bodenproben in den Jahren 1972–1977. (1) Herkunftsort und (2) Typ des Bodens, und (3) Bodennutzungszeit: a) Wiesenboden; b) Tschernozem; c) Wiesenschernozem; d) Solonetz; e) Wiesenolonetz; f) brauner Waldboden; g) brauner Waldboden mit Toneinwaschungen; h) Ramann'scher brauner Waldboden; i) Tschernozem brauner Waldboden; k) Sandboden. Bodennutzungszeit: I. Ackerland; II. Wiese oder Weide. (4) Körnung: l) Lehm; m) toniger Lehm; n) Sand; o) sandiger Lehm; p) grober Sand. (5) <sup>90</sup>Sr Bq/kg Boden.

*Tab. 2.* Jährliches Maximum der <sup>90</sup>Sr-Werte. (1) Jahr. (2) Region. (3) Bodentyp. (4) Bodennutzungszeit.

*Tab. 3.* Mittelwerte der jährlich gemessenen <sup>90</sup>Sr-Aktivität in Ackerböden und Weideland, Bq <sup>90</sup>Sr/kg Boden. (1) Bodennutzungszeit. I. Ackerland. II. Wiese und Weide. III. I. + II. insgesamt. (2) Jahr. (3) Anzahl der Proben, Stück. (4) Mittelwert der Aktivität.

*Tab. 4.* Mittelwerte der <sup>90</sup>Sr-Kontamination in den einzelnen Regionen und im Falle der einzelnen Bodentypen in den Jahren 1972–1977. (1) Region. (2) Mittelwerte, Bq<sup>90</sup>Sr/kg Boden. (3) Bodentyp. (4) Anzahl der Proben, Stück. (5) Mittelwerte der Aktivitäten, Bq <sup>90</sup>Sr/kg Boden. (E) Mittlere Kontamination der untersuchten Bodenproben, Bq<sup>90</sup>Sr/kg Boden.

*Abb. 1.* Standorte der Probenahme zur Untersuchung der <sup>90</sup>Sr-Kontamination der Böden. Bodentyp: a) Wiesenboden; b) Tschernozem; c) Solonetz; d) brauner Waldboden; e) Sandboden. Bodennutzungszeit: I. und II. s. Tab. 1.

*Abb. 2.* <sup>90</sup>Sr-Kontamination der untersuchten Böden in den Jahren 1972–1977. Regionen: A)–D) s. Abb. 1. E) s. Tab. 4.

Загрязнение венгерских почв  $^{90}\text{Sr}$ 

К. ДАРАБ и Е. КАЛМАР

Научно-исследовательский институт водного хозяйства и Научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии Венгерской Академии Наук, Будапешт

## Резюме

С 1971 года изучаем загрязненность венгерских почв  $^{90}\text{Sr}$ . Разделив страну на четыре основных территориальных единицы, в продолжении шести лет из 37 точек брали образцы, учитывая основные характерные типы почв.

Начиная с 1974 года, на ключевых участках с одного гектара брали шесть образцов в случайном распределении. Отдельно в каждом образце определили степень загрязненности  $^{90}\text{Sr}$  и провели оценку по средним величинам шести измерений. Почву подготовили химическим методом, предложенным Международным Комитетом по Атомной Энергии и активность  $^{90}\text{Sr}$  измерили, используя счетчик с низким фоном и стандарт  $^{90}\text{Sr}$  3,7 Вк.

Исследованиями хотели установить размеры связывания  $^{90}\text{Sr}$  в 5-см слое почвы и по годам проследить их изменение.

Загрязнение  $^{90}\text{Sr}$  венгерских почв за шестилетний период измерения изменялось в пределах 1,85—16,7 Вк/кг. Активность выше 11,1 Вк/кг наблюдали только в 5% 590 случаях, наиболее частными были величины 3,7—7,4 Вк/кг почвы.

Изучая связь между отдельными свойствами почвы и размером загрязнения  $^{90}\text{Sr}$ , установили, что оно было достоверно выше в почвах под лугами и пастбищами, по сравнению с пахотными землями.

Тип почвы и механический состав во многом влияют на размер связывания  $^{90}\text{Sr}$ . Содержание  $^{90}\text{Sr}$  в более связных суглинистых почвах достоверно выше, чем в песчаных почвах. Самую низкую активность, в среднем за шесть лет, измерили в рыхлых карбонатных песках (4,2 Вк/кг  $^{90}\text{Sr}$ ), самую высокую в более связных почвах (5,5 Вк/кг  $^{90}\text{Sr}$ ).

Измерения, проводимые в течение шести лет, показали, что по сравнению с первыми годами (1972—1973), величина загрязнения  $^{90}\text{Sr}$  в 1976 году снизилась. В последние два года слишком высоких активностей  $^{90}\text{Sr}$  не наблюдали, на что указывают величины 1,85—5,6 Вк/кг почвы.

*Табл. 1.* Загрязненность  $^{90}\text{Sr}$  образцов почвы, взятых в 1972—1977 годах. (1) Место залегания почвы, тип почвы и отрасль производства. Ландшафтные районы: А) Затисье. В) Задунайский район. С) Северное нагорье. D) Междуречье Дуная и Тиссы. Типы почв: а) Луговая почва. б) Чернозем. с) Луговой чернозем. d) Солонец. е) Луговой солонец. f) Бурая лесная почва. g) Иллимеризованная бурая лесная почва. h) Бурая лесная почва по Раманн. i) Черноземовидная бурая лесная почва. j) Лугово-аллювиальная почва. k) Песчаная почва. Отрасль производства: I = пахотные земли. II = луга и пастбища. (2) Механический состав: l) суглинок, m) тяжелый суглинок n) песок, o) супесь, p) грубый песок, (3)  $^{90}\text{Sr}$  Вк/кг почвы.

*Табл. 2.* Самая высокая активность  $^{90}\text{Sr}$  измеренная по годам. (1) Год. (2) Ландшафтный район. (3) Тип почвы. (4) Отрасль производства. Обозначения смотри в таблице 1.

*Табл. 3.* Средние величины активности  $^{90}\text{Sr}$  измеренные по годам и за период наблюдения, в почвах лугов и пастбищ, Вк/кг почвы. (1) Отрасль производства: I. Пахотные земли. II. Луга и пастбища. III. Всего. (2) Год. (3) Количество образцов, шт. (4) Средняя активность.

*Табл. 4.* Распределение средних величин загрязнения по территориям и типам почвы в 1972—1977 годах. (1) Ландшафтный район. (2) Средние величины  $^{90}\text{Sr}$  Вк/кг почвы. (3) Тип почвы. (4) Количество образцов, шт. (5)  $^{90}\text{Sr}$  Вк/кг в среднем по почвам. E) Среднее по стране. Остальные обозначения смотри в таблице 1.

*Рис. 1.* Места взятия почвенных образцов для изучения загрязнения почв  $^{90}\text{Sr}$ . 1. Почвенные типы: а) Луговая почва. б) Чернозем. с) Солонец. d) Бурая лесная почва. е) Песок. Отрасль производства I., II. смотри в таблице 1.

*Рис. 2.* Загрязнение почв  $^{90}\text{Sr}$  в 1972—1977 годах. Ландшафтные районы смотри в таблице 1. E) Среднее по стране.