

Magyarország talajainak radioaktív szennyezettsége

KALMÁR TIBORNÉ

Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet, Budapest

Az utóbbi 20–25 év folyamán a nukleáris fegyverek kipróbálásával kapcsolatos kísérleti robbantások, az atomreaktorok növekvő száma, a hasadóanyagok, izotópok és sugárforrások felhasználása a gyógyászatban, az ipar és a mezőgazdaság területén, világszerte központi kérdéssé teszi a radioaktív anyagokkal történő víz-, levegő-, talajszennyeződés vizsgálatát.

A radioaktív anyagok a levegőbe jutnak, innen a talajfelszínre kerülnek a csapadékkal, majd vízzel, táplálékkal az élő szervezetbe jutva szennyezik környezetünket. Szükséges ezért a radioaktív szennyeződés biológiai körfolyamatának vizsgálata, megállapítani melyik az a lépcső, ahol a bioszférába jutott radioaktív anyagok felhalmozódása, valamint továbbjutása megakadályozható, illetve csökkenthető.

A radioaktív szennyeződés útját követve, a talajban felhalmozódó radioaktív anyagok meghatározása fontos problémaként jelentkezett. A világ különböző részein történt felmérések alapján megállapítást nyert, hogy a radioaktív elemek felhalmozódása környezetünkben folyamatosan növekedett és az utóbbi évek óta egy konstans értéket mutat.

A világ különböző részein történt vizsgálatok és felmérések két témakörre oszthatók:

Az 1. sz. témakörbe tartoznak az atomreaktorok beindításának, ezek környezetének fokozottabb ellenőrzési problémái [7].

A 2. sz. témakörben az emberi szervezetre káros különböző radioaktív izotópok levegőbe, talajra és ezen keresztül a növényekbe jutásának körülményei szerepelnek.

MASON, WIPPER, LEAVITT [7] a nukleáris fegyverkísérletek folyamán (1962 Sedan terv) a környezetbe jutó biológiailag káros trícium szennyeződésről számolnak be. A centrumtól 2,5 mérföldre fekvő gazdaságban végeztek felméréseket és megállapítást nyert, hogy a centrum közeléből a levegőbe került trícium az esővízzel eljutott a gazdaság területére. Erre utalt a talaj felszínén mért nagyobb aktivitás, valamint az öntözővizekben található nagyobb trícium tartalom. KANATH [7] annak a felmérésnek a jelentőségére mutat, mely végigkíséri a radioaktív szennyező anyagok útját a levegőből, a vízből az élelmiszerekbe s végül az emberi szervezetbe jutását. Megfigyelése szerint az izotópok különböző mértékben halmozódnak fel az egyes élelmiszerekben. A gabonafélék, zöldségfélék különösen a radioaktív por-eső talajrahullása által szennyeződtek a gyökérzetten keresztül. A gabona egyes részeiben felhalmozódott radioaktivitást Sr-90 pCi/kg-ban mérték. A talaj és növény kölcsönhatásának tanulmányozása a radioaktív por-eső koncentrációjának, valamint leülepedésének függvénye. Fontos szerepe van a környezet szennyeződés

felmérése szempontjából azoknak a növényeknek, vagy állati szervezeteknek, melyek az egyes izotópokat megkötni képesek. Ezek mintegy indikátorként használhatók fel.

Az egyes radioaktív izotópok talajra jutásának, megkötődésének, illetve a növényekbe való továbbjutásának folyamata különböző. Különösen fontos ilyen szempontból a Sr-90 és Cs-137 adszorpciójának és felvehetőségének összehasonlítása [4].

A radioaktív szennyeződés, valamint a biológiai körfolyamat szempontjából az egyik legfontosabb a Sr-90 mennyiségének ismerete a talajban. Felezési ideje 28 év. A „fall-out”-ból a talajra kerülve a növényeken keresztül a táplálékkal az emberi szervezetbe kerül és a csontokban halmozódik fel. FOWLER [3] vizsgálta a Sr kémiai viselkedését, mely hasonló a kalciuméhoz és a talajba kerülve a kalciummal együtt szívódik fel a növényzetbe és kerül be a biológiai körfolyamatba. A Sr-90 kölcsönhatása a talajjal és megkötése a növényekben c. témával foglalkozik MELNIKOVA is [6]. Utal arra, hogy az atmoszférából a földre kerülő mikromennyiségű Sr-90 résztvesz az ioncserélődés reakciójában, mivel kémiai viselkedése megegyezik a kalciuméval. Kísérletei arra irányultak, hogy a stronciumot kevésbé oldhatóvá, így a növényzet részére nehezen felvehetővé alakítsa át. A Sr oldhatatlan formába történő alakulását befolyásolja a talaj CaCO_3 tartalma, a foszfationok jelenléte és a pH. A Sr-90 megkötődését, illetve mozgékonyágát DARAB és TÖRÖK [2] vizsgálták szikes talajokon, figyelembevéve a szikes talajok sajátos kémiai tulajdonságát, a többi talajtól eltérő vízháztartását. A szikesekre jellemző lúgos közeg erősen befolyásolja a Sr-90 felső rétegben történő megkötődését. A talaj Ca ion koncentrációjának növelésével, így megfelelő Ca tartalmú javítóanyagok hozzáadásával elősegíthető a Sr-90 mozgékonyága, illetve kilúgzódása a mélyebb rétegekbe. Ezzel egyidejűleg a további kilúgzást az öntözés is elősegítheti.

A Cs-137 izotóp talajra jutásának és megkötődésének kérdésével többen foglalkoztak és a vélemények kevésbé egybehangzóak, mint a Sr-90 esetében. Néhány kísérlet arra utal, hogy a Cs igen erősen kötődik meg a talajban, így azt a növény jelentős mértékben felvenni nem tudja. FREDRIKSSON és ÉRIKSSON [4] szerint a Cs megkötődését befolyásolja az agyagásványok jelenléte, azok kristályrács-szerkezete. DARAB és SCHÖNFELD [1] különféle agyagásványokon tanulmányozta a Cs-137 adszorpcióját, különös tekintettel arra, hogy az egyes ionok jelenléte, így a Ca, K és Cs mennyire befolyásolja a Cs-137 megkötődésének folyamatát. PHILIP GUSTAFSON [7] arról a vizsgálatról számol be, melyet 8 éven át végeztek az USA területén a Cs-137 izotóp felhalmozódásával kapcsolatban. Rámutat arra, hogy a Cs-137 hosszú felezési ideje miatt (30,5 év) veszélyes radioaktív izotóp, mely a radioaktív felhőből a földre jutva felhalmozódhat a zöld növényben és a talajban. A tejben és tejtermékekben végzett vizsgálatok eredményeként az egy felnőttre eső dózisszintet átlag 10 mradban állapítja meg, Cs-137-re vonatkoztatva.

A kutatások tükrözik a világ különböző részein az illetékes egészségügyi szervezetek arra irányuló törekvését, hogy a lakosságot érintő radioaktív szennyeződést felmérjék és azok biológiai hatását mérlegeljék. A következő lépés: a sugárzás szint lehetőség szerinti csökkentése, a megfelelő óvórendszabályok betartásával.

Hazánkban az első rendszeres radioaktív szennyezettségi vizsgálatokat 1955-ben kezdték el (SZALAY, BERÉNYI).

A Meteorológiai Intézet mérései alapján a radioaktív szennyezettség mértékét tekintve az ország 3 különböző területre osztható:

Dunántúlon a legnagyobb	0,25 – 0,50 nCi/m ²
Tiszántúlon közepes	0,25 – 0,40 nCi/m ²
Duna – Tisza közén kisebb	0,23 – 0,25 nCi/m ²

szennyezettséget mértek, napi mérések során.

Ilyen területi megoszlásban kezdték meg az élelmiszer szennyezettség vizsgálatát főzelékféléken (paraj, zöldség, sóska). A méréseket 1959 – 1971-ig folytatták és az adatokat statisztikus elemzéssel értékelték [5].

Megállapítható volt, hogy a szennyezettség 1962 – 64 évben volt szignifikánsan a legnagyobb. A szennyezettségi értékek általában 1 – 6 pCi/g száraz anyagra utaltak.

A vizsgálat szempontjai és módszere

1971. évben Intézetünk feladatként kapta a „Mezőgazdasági területek radiobiológiai vizsgálata” tárgyú ellenőrző felméréseket. A vizsgálatok helyeit talajtípusok és művelési ágak szerint, az OMMI talajosztályai által feltérképezett területeken jelöltük ki, az alábbi megoszlásban:

barna erdőtalaj:	Dunántúl, Északi hegység
réti talaj:	Alföld
csernozjom talaj:	Alföld, Dunántúl
szolonyec talaj:	Alföld
öntés réti talaj:	Duna – Tisza köze
homoktalaj:	Duna – Tisza köze

A talaj mintavétel a vizsgált terület több pontjáról történt, a felső 0 – 5 cm talajrétegből, majd egy átlagminta elkészítése után a növényi maradványoktól megtisztítottuk a mintát. Talajtípusonként a lehetőség szerint úgy a szántott, mint a nem művelt területekről (rét, legelő) egyaránt vettünk talajmintát.

A kémiai műveletekhez 100 g légszáraz talajt mértünk be, 200 ml 1 : 1 sósavval 2 órát rázattuk, majd egy éjszakai állás után centrifugáltuk. Az oldatot 500 ml-re feltöltöttük desztillált vízzel. Ebből történt a Ca meghatározás atomabszorpcióval. A fennmaradó sósavas kivonatból a Ca-ot és Sr-ot leválasztottuk úgy, hogy 1 ml 50%-os ammonium-acetát + 30 – 50 g oxálsav hozzáadása után, forralás közben tömény ammonium-hidroxidot adtunk hozzá. A csapadékot kiizzítva (500 °C) mértük az aktivitást, 50 perces mérési idővel, 100 pCi Sr-90 standarddal. A mérések alacsonyháttérű, GM-koszorús számlálóval történtek. Az aktivitás mérések relatív hibája (cv) kb. 20%.

A talajmintákból meghatároztuk a pH-t, szénsavas meszet, a sósavas kivonat kalcium tartalmát, a humusz%-ot és a mechanikai összetételt (1. táblázat).

A vizsgálati eredmények értékelése

1971-ben az ország különböző pontjairól 34 mintát gyűjtöttünk be és vizsgáltuk ezek radioaktív szennyezettségét [8]. A mért talajminták 140 – 360 pCi/kg Sr-90 szennyeződést mutattak. Az értékeket megadtuk Sr-90/Ca arányra is.

1. táblázat

1971—72-ben begyűjtött talajminták főbb adatai és Sr-90 radioaktív szennyezettsége

(1) Talaj származási helye és típusa	pH	(2) Mechanikai összetétel	(3)		Ca mge/100g	pCi/kg	Ca g/kg	pCi/g Ca
			Humusz	CaCO ₃				
			%					
A) Északi hegység								
Sajóvámos								
a) csernozjom erdőtalaj I.	6,0	v.	2,24	1,06	3,0	352	0,6	588
csernozjom erdőtalaj II.	6,9	v.	2,22	1,48	2,5	95	0,5	190
b) réti talaj I.	7,6	v.	3,60	1,69	4,5	130	0,9	145
réti talaj II.	7,2	v.	4,16	2,43	10,0	230	2,0	115
B) Tiszántúl								
Püspökladány								
b) réti talaj I.	7,3	v.	3,40	2,01	5,0	156	1,0	156
réti talaj II.	7,2	v.	1,32	1,10	3,0	—	0,6	—
Mezőtúr								
b) réti talaj I.	7,6	a. v.	1,45	11,40	20,0	259	4,0	65
réti talaj II.	7,8	v.	1,61	10,00	5,0	121	1,0	121
Debrecen								
c) csernozjom I.	6,8	v.	3,98	1,37	5,0	—	1,0	—
csernozjom II.	7,5	h.	2,06	2,75	17,0	176	3,5	51
Makó								
d) réti csernozjom I.	8,0	v.	3,02	25,60	62,3	128	12,5	10
réti csernozjom II.	7,8	h. v.	—	21,50	35,0	398	7,0	57
Pankota								
e) szolonyec I.	7,2	v.	2,71	10,10	12,5	165	2,5	66
szolonyec II.	7,7	v.	3,25	11,10	5,0	492	1,0	492
Kisújszállás								
f) réti szolonyec I.	7,4	v.	3,88	12,50	10,0	186	2,0	93
réti szolonyec II.	7,8	v.	3,75	10,60	8,8	126	1,8	72
Püspökladány								
f) réti szolonyec II.	6,2	v.	1,32	0,95	3,0	—	0,6	—
C) Dunántúl								
Csapod								
g) barna erdőtalaj I.	6,4	h. v.	1,18	0,42	0,5	111	0,1	1108
barna erdőtalaj II.	7,5	h.	1,21	1,37	10,0	221	2,0	111
b) réti talaj I.	6,6	h.	1,07	0,42	10,0	169	2,0	85
réti talaj II.	6,9	h. v.	3,40	0,53	6,0	316	1,2	262
Patca								
h) agyagbemosódásos barna erdőtalaj I.	7,2	v.	1,00	5,71	19,5	178	3,9	46
g) barna erdőtalaj II.	6,0	v.	1,20	0,32	1,1	116	0,2	525
b) réti talaj I.	6,5	v.	4,60	0,42	1,0	86	0,2	430
Zselickisfalud								
i) Ramann-féle barna erdőtalaj II.	6,0	h.	1,62	0,53	1,0	146	0,2	727
b) réti talaj II.	7,2	v.	5,20	1,16	6,8	111	1,4	82
Felsőmocsolád								
c) csernozjom I.	6,9	v.	1,60	0,17	3,7	135	0,7	182
D) Duna—Tisza köze								
Izsák								
b) réti talaj I.	7,5	d. h.	1,12	11,50	35,0	90	22,5	4
réti talaj II.	8,2	d. h.	1,17	17,50	20,0	305	10,0	31
j) öntés réti I.	8,1	h.	3,70	44,60	112,5	104	7,0	15
öntés réti II.	8,2	d. h.	1,10	16,40	50,0	204	4,5	46

1. táblázat folytatása

(1) Talaj származási helye és típusa	pH	(3) Mechanikai összetétel	(3)	CaCO ₃	Ca mgé/100g	pCi/kg	Ca g/kg	pCi/g Ca	
			Humusz						%
Hajós									
k) homok	I.	7,4	d. h.	0,34	17,30	55,0	14	11,0	1
homok	II.	7,7	d. h.	—	11,40	60,0	158	12,0	13
Kistelek									
k) homok	I.	7,8	d. h.	0,43	10,90	5,0	82	1,0	82
homok	II.	7,5	d. h.	0,41	10,30	7,5	183	1,5	122
Jászberény									
k) homok	I.	8,0	h.	1,68	12,20	37,5	199	7,5	27
homok	II.	7,0	h.	1,33	12,90	75,0	143	15,0	10
Apaj									
1) szoloncás	II.	8,2	h. v.	1,10	16,40	50,0	278	21,0	13

I. = művelt talaj; II. = műveletlen talaj.

Mechanikai összetétel: v. = vályog, a. v. = agyagos vályog, h. = homok, h. v. = homokos vályog, d. h. = durva homok.

1971 második felében folytattuk a mintavételezést a Duna—Tisza közéről, a kiskunsági, valamint a délmagyarországi területekről, ahonnan 19 mintát gyűjtöttünk be. 1972 évben a Dunántúl, az Alföld és Észak Magyarország talajait vizsgáltuk, 19 mintavételi pontról. A mintákat az OMMI talajosztályai által genetikai talajterképezés céljából felvételezett területekről vettük.

A talajmintákat területi egységekként csoportosítva, részben megállapítottuk az egyes országrészekre jellemző átlagos szennyezettségi értékeket, majd a továbbiakban vizsgáltuk az összefüggéseket a szennyezettség mértéke és az egyes talajtulajdonságok vonatkozásában

Területi megoszlás szerint felmérve a radioaktív szennyeződést, az alábbi átlagértékeket kaptuk:

2. táblázat

1971—72. évi talajminták átlagos radioaktív szennyezettsége

(1) Terület	Sr-90 pCi/kg
A) Északi hegység	202
B) Tiszántúl	220
C) Dunántúl	159
D) Duna—Tisza köze	160

A talaj fizikai állapota, valamint az agrotechnikai tényezők szerepet játszanak a Sr-90 megkötődésében. Így azonos talajtípusokon belül a művelt és a nem művelt (rét, legelő) területről vett minták között eltérés mutatkozik.

Átlagolva az összes művelés alatt álló, valamint az összes műveletlen terület mintáinál mért Sr-90 pCi szennyeződést, az alábbi megoszlást kaptuk:

Az eltérések különösen a réti, csernozjom és homok talajoknál szembe-tűnőek, míg a barna erdőtalaj kivételt képez. Ezt figyelembe véve, 14 talaj-

3. táblázat

Művelt és nem művelt területek radioaktív szennyezettségének adatai

(1) Terület	(2) Átlag szennye- ződés pCi/kg	(3) Szélső értékek pCi/kg		(4) Minták száma
I. Szántóföldi művelés alatt	150	14	352	18
II. Nem művelt	216	95	492	17

mintánál statisztikailag értékeltük az eredményeket, a minták középértéke közötti különbséget számolva. Megállapítottuk, hogy az erdőtalajok kivételével, a szántóföldi művelés alatt álló és a nem művelt, rét, legelőként hasznosított területek közötti szennyezettség különbsége $P = 1\%$ szinten szignifikáns.

Az egyes talajtípusok és az azokra jellemző mechanikai összetétel, valamint a radioaktív szennyezettség mértéke közötti összefüggést vizsgálva, a talajmintákat az alábbiak szerint csoportosítottuk:

4. táblázat

Talajtípusok szerinti Sr-90 pCi/kg talajszennyezettség

(1) Talajtípus	(2) Mért szennyezettség pCi/kg		(3) Mechanikai összetétel
	szélső érték	átlag érték	
k) homok	10–200	130	durva homok
j) öntés réti	100–200	154	durva homok
g) erdőtalaj	100–350	173	homokos vályog
b) réti talaj	90–300	175	vályog
c) esernyőzom	100–400	209	vályog
e) szolonyc	150–500	242	vályog

A szennyezettség átlag értékei arra utalnak, hogy a könnyebb mechanikai összetételű talajokon kisebb szennyeződés volt észlelhető, míg a magasabb értékeket a nehezebb mechanikai összetételű talajokon mértük. Számításaink szerint a korreláció kismértékű, némi növekedést a vályogtalajok esetében észlelhetünk. Így a homokos vályogtalajoknál $r = 0,5$, míg a 41–60%-os agyagfrakciójú vályogtalajoknál – elsősorban a réti és szolonyc talajoknál – $r = 0,6$ a korrelációs koefficiens.

5. táblázat

Különböző mésztartalmú talajok Sr-90 pCi/kg szennyezettsége

(1) Talaj CaCO ₃ tartalma %	(2) Átlag szennye- ződés pCi/kg	(3) Szélső érték pCi/kg	
0,1–1,0	154	86	316
1–10	177	95	352
10%-nál nagyobb	195	14	492

Fentiekén kívül vizsgáltuk még a mésztartalom és radioaktív szennyeződés mértéke közötti összefüggést.

Amint a táblázatból látható, bár a talajok CaCO_3 tartalma és a Sr-90 megkötése között egyenes összefüggés van, az adatok szórása miatt csak az átlag értékek mutatnak növekvő szennyeződést, korrelációt nem tudunk megállapítani.

Általában, az 1971–72 évben Sr-90 radioaktív szennyezettségre megvizsgált talajok — néhány szélsőséges adattól eltekintve — 100–350 pCi/kg szennyeződést mutatnak.

A kapott értékek az európai területeken mért átlagos értékeket nem haladják meg. A szennyeződés mértékének változásait a további felmérések alapján értékelhetjük.

Összefoglalás

1971–72 évben az ország területéről összesen 72 db talajmintának mértük a Sr-90 pCi/kg radioaktív szennyeződését.

A mintákat talajtípusok szerint az OMMI talajosztályai által feltérképezett területről vettük. A mintavétel a talaj felső 0–5 cm-es rétegéből történt és megfelelő előkészítés után, alacsony háttérű számlálóval mértük a minták radioaktivitását. 38 talajmintánál vizsgáltuk a talaj szennyezettsége és az egyes talajtulajdonságok közötti összefüggést.

Területi megoszlásban, a Dunántúlon és a Duna–Tisza közén mértük a legkisebb aktivitást.

Az egyes talajtípusokon belül egyaránt vettünk mintát a mezőgazdasági művelés alatt álló és a nem művelt (rét, legelő) területekről. A mintákat statisztikailag értékelve, a szennyezettség különbsége szignifikáns volt a művelt és műveletlen talajok között. Kivételt képeznek az erdőtalajok.

A talaj szennyezettsége és a mechanikai összetétel vonatkozásában az átlag Sr-90 pCi/kg értékek arra utalnak, hogy a könnyebb mechanikai összetételű talajokon (durva homok) kisebb volt a Sr-90 megkötődés, mint a kötöttebb vályogtalajoknál. Korreláció a szennyezettség és a mechanikai összetétel között csak a 41–60% fizikai agyag tartalmú vályogtalajoknál volt.

A talajok CaCO_3 tartalma és a szennyeződés mértéke között nem volt korreláció.

Az összes vizsgált minta 100–350 pCi/kg Sr-90 szennyezettséget mutatott. Ez az érték az európai területeken mért szennyeződés mértékét nem haladja meg.

Irodalom

- [1] DARAB, K. & SCHÖNFELD, T.: A Cs^+ ion adszorpciójának vizsgálata agyagásványokon. *Agrokémia és Talajtan*. **10**. 539–546. 1961.
- [2] DARAB, K. & TÖRÖK, I.: A Sr-90 mozgását és megkötődését befolyásoló néhány talajtani tényező vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan*. **20**. 147–156. 1971.
- [3] FOWLER, E. B.: *Radioactive fallout, soils, plant, foods, man*. Elsevier. London. 1965.
- [4] FREDRIKSSON, L. & ERIKSSON, B.: Plant uptake of Sr-90 and Cs-137 from soils. 2nd UN. Int. Conf. Peaceful Uses of Atomic Energy A/Conf. 15/P 177. 1958.
- [5] KOVÁCS, J.: A környezetszennyezettség alakulása az élelmiszerek radioaktív szennyezettségének vizsgálata alapján. *Izotóptechnika*. **15**. (2) 85–96. 1972.
- [6] MELNIKOVA, M. Sz.: Zaimodejsztvie v pocsvah mikrokoliciesztiv Sr sz foszfatami cselocsnuh metalov i pogloscsenyije živo rasztenijami. Nauka, Moszkva. 1966.

- [7] Seminar on Agricultural and Public Health Aspects of Environmental Contamination by Radioactive Materials. S. M. 116., 117. Vienna. 1969.
 [8] Török, I.: Az ország különböző pontjairól származó talajminták Sr-90 szennyezettsége. *Agrokémia és Talajtan*. **21**. 315—320. 1972.

Érkezett: 1973. december 5.

Radioactive Contamination of Hungarian Soils

E. KALMÁR

National Institute for Agricultural Quality Testing, Budapest (Hungary)

Summary

In 72 soil samples collected in different parts of the country during 1971—72 the Sr-90 contamination (pCi/kg) was measured.

The sampling places were selected according to soil types and land use on the areas surveyed by our Institute. The samples were taken from the upper 0—5 cm layers of the different soil types on both cultivated and non-cultivated areas (meadows, pastures). The samples were treated with hydrochloric acid and the Sr content was separated with oxalic acid; the activity of the ignited precipitate was measured using 100 pCi Sr-90 as standard.

The pH values, the amount of CaCO₃, the humus percentage, the Ca content of the HCl extract and the particle size distribution were also determined in the samples (Table 1).

As regards territorial distribution, the activity values were the lowest in the samples collected in Transdanubia and in the region between the rivers Danube and Tisza.

In the case of 38 samples we studied the relationship between radioactive contamination and certain soil properties.

When comparing, in the case of a given soil type, the Sr-90 contamination of cultivated and non-cultivated areas, statistical evaluation revealed significant differences: Sr-90 fixation by non-cultivated soils was higher.

In respect to the relationship between contamination and particle size distribution, Sr-90 fixation by light textured soils (coarse sand) was less than by heavy loams. Due to the deviation of the data it was only in the cases of loamy soils with 41—60 per cent physical clay content that a correlation could be established.

Though to a lesser extent, the CaCO₃ content of the soils plays also a certain role in Sr-90 fixation. In soils with higher calcium content, the average values of contamination were higher.

Apart from some extreme data, the Sr-90 contents of the soil samples examined in 1971—72 varied generally between 100 and 350 pCi/kg. These values do not exceed those measured in different parts of Europe.

Table 1. The relevant analytical data and the Sr-90 contamination of soil samples collected in 1971—72. (1) Sampling place and soil type: A) Northern Hungary. B) Eastern Hungary. C) Transdanubia (Western Hungary). D) Region between the rivers Danube and Tisza. Soil types: a) chernozem forest soil, b) meadow soil, c) chernozem, d) meadow chernozem, e) solonetz, f) meadow solonetz, g) brown forest soil with clay illuviation, i) brown forest soil according to Ramann, j) alluvial meadow soil, k) sand, l) solonchak. (2) Particle size distribution: v — loam, a. v. — clay loam, h — sand, h. v. — sandy loam, d. h. — coarse sand. (3) Humus %. I — cultivated soil; II — non-cultivated soil.

Table 2. Average radioactive contamination of soil samples collected during 1971—72. (1) Territorial distribution. A)—D) see Table 1.

Table 3. Radioactive contamination of cultivated and non-cultivated soils. (1) Areas I—II see Table 1. (2) Average contamination data, pCi/kg. (3) Extreme values, pCi/kg. (4) Sample No.

Table 4. Sr-90 contamination of the different soil types, pCi/kg. (1) Soil types a)—l) see Table 1. (2) Extreme and mean values measured. (3) Particle size distribution.

Table 5. Sr-90 contamination of soils with different calcium contents. (1) CaCO₃ content of soils. (2) Average contamination. (3) Extreme values.

Contamination radioactive des sols de Hongrie

E. KALMÁR

Institut National pour la Qualification des Produits Agricoles, Budapest (Hongrie)

Résumé

Dans 72 échantillons de sol recueillis sur les différents lieux du pays entier au cours des années 1971—72, on a mesuré la contamination de Sr-90 (pCi/kg).

Les lieux pour les prélèvements des échantillons étaient choisis selon les types et utilisation des sols sous prospection de notre institut. Les échantillons étaient prélevés de la couche supérieure de 0 à 5 cm de différents types de sol des terrains cultivés et non cultivés (prairie, pâturage). Après le traitement des échantillons avec de l'acide chlorhydrique, la teneur en Sr-90 était séparée avec de l'acide oxalique; l'activité de la précipité chauffée était mesurée en se servant de 100 pCi Sr-90 comme standard.

Les valeurs pH, la quantité de CaCO₃, le pourcentage d'humus, ainsi que la teneur en Ca de l'extrait à HCl, et la composition granulométrique des échantillons étaient aussi déterminés (Tableau 1).

En ce qui concerne la distribution territoriale l'activité la plus faible était démontrée dans les échantillons de sol provenant des territoires de Transdanubie et de ceux entre les rivières Danube et Tisza.

En cas de 38 échantillons on a aussi étudié les rapports entre le degré de la contamination radioactive (pCi/kg) et certaines propriétés de sol.

En comparant, en cas d'un type de sol donné, la contamination de Sr-90 des terrains cultivés et non cultivés les évaluations statistiques on démontré des différences significatives: la fixation de Sr-90 par les sols non cultivés était plus forte.

Relativement au rapport entre la contamination et la composition granulométrique, la fixation de Sr-90 par des sols à granulométrie grossière (sable grossier) était plus faible que par les limons lourds. A cause de la déviation des données ce n'était qu'au cas des sols limoneux de teneur en argile physique de 41 à 60 pourcent qu'on pouvait établir des rapports.

Alors que dans une moindre proportion, la teneur en CaCO₃ des sols joue aussi un certain rôle dans la fixation de Sr-90. Dans les sols aux teneurs en calcium plus fortes, les valeurs moyennes de contamination étaient plus hautes.

A part de quelques données extrêmes, les teneurs en Sr-90 des échantillons de sol examinés pendant 1971—72 variaient en général entre 100 et 350 pCi/kg. Ces valeurs ne dépassent pas celles mesurées dans les différents parties de l'Europe.

Tableau 1. Données analytiques et contamination de Sr-90 des échantillons de sol collectionnés en 1971—72. (1) Lieu du prélèvement des échantillons et types de sol: A) Hongrie du Nord. B) Hongrie de l'Est. C) Transdanubie (Hongrie de l'Ouest). D) Région entre les rivières Danube et Tisza. Type de sol: a) sol forestier chernozem, b) sol de prairie, c) chernozem, d) chernozem de prairie, e) solonetz, f) solonetz de prairie, g) sol brun forestier avec illuviation d'argile, i) sol brun forestier selon Ramann, j) sol de prairie alluvial, k) sable, l) solonchak. (2) Composition granulométrique: v — limon, a. v. — limon argileux, h — sable, h. v. — limon sableux, d. h. — sable grossier. (3) Humus %. I — sol cultivé; II — sol non cultivé.

Tableau 2. Contamination radioactive moyenne des échantillons de sol recueillis pendant 1971—72. (1) Distribution territoriale. A)—D) voir Tab. 1.

Tableau 3. Contamination radioactive des sols cultivés et non cultivés. (1) Terrains I et II voir Tab. 1. (2) Données moyennes de contamination, pCi/kg. (3) Valeurs extrêmes, pCi/kg. (4) No. d'échantillon.

Tableau 4. Contamination de Sr-90 de différents types de sol, pCi/kg. (1) Type de sol, a)—1) voir Tab. 1. (2) Valeurs extrêmes et moyennes mesurées. (3) Composition granulométrique.

Tableau 5. Contamination de Sr-90 des sols aux différentes teneurs en calcium. (1) Teneur en CaCO₃ des sols. (2) Contamination moyenne. (3) Valeurs extrêmes.

Радиоактивное загрязнение венгерских почв

Е. КАЛМАР

Государственный институт по контролю за качеством почв и сельскохозяйственных продуктов, Будапешт

Резюме

1. В 1971—1972 г было проведено измерение радиоактивного загрязнения венгерских почв. В 72-х почвенных образцах измеряли активность Sr—90 pCi/kg.

2. Места взятия образцов выбрали, исходя из почвенных типов и отраслей сельскохозяйственного производства. Использовали почвенные карты, составленные отделением почвоведения Государственного института по контролю за качеством почв и сельскохозяйственных продуктов. Образцы брались из 0—5 см-го поверхностного слоя почвы. По отдельным типам почвы брали образцы из пашни и с необработанных территорий (луг, пастбище). Образцы, после обработки соляной кислотой и выделения щавелевой кислотой, подготовили к измерению. Измеряли активность прокаленного остатка, стандартом Sr—90 100 pCi.

3. В образцах из почвы определили pH, содержание углекислой извести, содержание Ca в соляно-кислой вытяжке, гумус и механический состав почвы (Таблица 1).

4. Территориально самая незначительная активность наблюдалась в почвах Задуная и в Междуречье Дуная и Тиссы.

5. В 38 почвенных образцах определили степень радиоактивного загрязнения (pCi/kg) и связь его с отдельными свойствами почвы.

Среди отдельных типов почвы сравнивали радиоактивное загрязнение Sr-90 pCi/kg обработанных и нераспаханных (луг, пастбище) сельскохозяйственных территорий. По статической обработке данных разницы были достоверными: связывание Sr-90 на необработанных территориях было выше.

При изучении зависимости между радиоактивным загрязнением и механическим составом почвы определили, что почвы легкого механического состава (грубопесчаные) связали меньшее количество Sr-90, чем более связные суглинистые почвы. Достоверность, в результате значительного рассеивания данных, наблюдали только при содержании в почве 41—60% физической глины.

Содержание CaCO₃ в почве также играет роль, хотя и незначительную, в связывании Sr-90. В почвах с более высоким содержанием CaCO₃ наблюдали более высокие средние величины радиоактивного загрязнения.

6. В среднем за период 1971—1972 года радиоактивное загрязнение почв, за исключением некоторых крайних величин, составляло 100—350 pCi/kg Sr-90. Полученные величины не превышают средние величины радиоактивного загрязнения почв в среднем по Европе.

Табл. 1. Некоторые основные свойства почв и их загрязненность Sr-90. Образцы брались в 1971—72 г. (1) Место взятия образца и тип почвы: А) Северное нагорье. В) Затисайский край. С) Задунайский край. Д) Междуречье Дуная и Тиссы. Тип почвы: а) черноземовидная лесная почва, б) Луговая почва, с) Чернозем. д) Луговой чернозем. Солонец. ф) Луговой солонец. г) Бурая лесная почва, h) Иллимеризованная бурая лесная почва. и) Бурозем по Раманну. j) Аллювиальная луговая почва. к) Песок. l) Солончак. (2) Механический состав почв: v = суглинок, a. v. = тяжелый сулинок, h = песок h. v. = супесь. d. h. = грубый песок. (3) Гумус в %. I. = обработанные почвы; II. = необработанные почвы.

Табл. 2. Средняя радиоактивная загрязненность почвенных образцов, собранных в 1971—1972 г. (1) Территориальное распределение. А)—Д) смотри в таблице 1.

Табл. 3. Данные по радиоактивной загрязненности обработанных и необработанных территорий. (1) Территория. I.—II. смотри в таблице 1. (2) Средняя загрязненность pCi/kg. (3) Крайние значения pCi/kg. 4) Число образцов.

Табл. 4. Загрязненность Sr-90 pCi/kg по отдельным почвенным типам. (1) Почвенный тип, буквенные обозначения смотри в таблице 1.) (2) Крайние значения и средние величины радиоактивной загрязненности. (3) Механический состав.

Табл. 5. Радиоактивное загрязнение pCi (кг почв, содержащих различное количество CaCO₃. (1) Содержание CaCO₃. (2) Средняя загрязненность. (3) Крайние величины.