

KONTAMINÁCIA RASTLÍN STRONCIOM 90

M. HERCHL, J. ŠVITEL

Laboratórium nukleárnej farmácie, Farmaceutická fakulta University Komenského, Bratislava

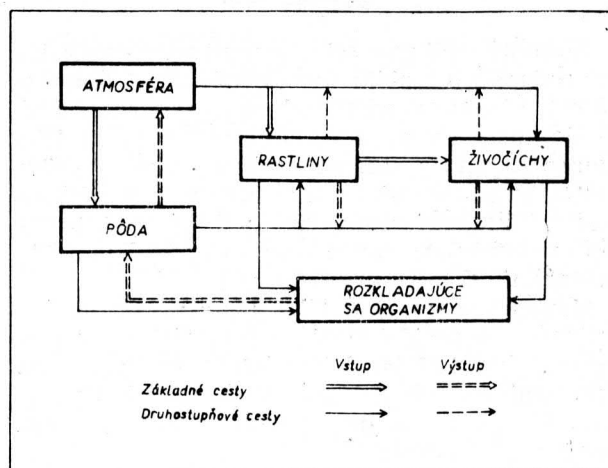
V súvislosti s mierovým i vojenským využívaním atómovej energie vzrástlo v posledných dvoch desaťročiach zamorenie biosféry umelými rádioaktívnymi látkami. Kým kontaminácia spôsobená bezporuchovou prevádzkou jadrového reaktora má len úzko lokálny význam, pokusné explózie jadrových zbraní sú zdrojom tzv. celosvetového rádioaktívneho spadu. Pri explózii jadrovej nálože vznikne do 200 rádionuklidov, avšak len niektoré z nich majú rádiobiologický význam. Ich nebezpečenstvo pre ľudský organizmus je nutné posudzovať z hľadiska štiepneho výťažku, fyzikálneho a biologického polčasu, druhu a energie emitovaného žiarenia, valencie a vlastností zlúčenín, v ktorých sa rádionuklid vyskytuje, ako i z hľadiska jeho chovania v biosfére a schopnosti prenikať do biologických systémov (1). Na základe týchto kritérií je najväčší dôraz kladený na ^{90}Sr , potom na ^{137}Cs , ^{131}I a ^{14}C , v menšej miere na ^{89}Sr a ^{140}Ba . Uvedené rádionuklidy po jadrovej explózii môžu preniknúť až do stratosféry, odkiaľ v priebehu niekoľkých rokov zostupujú do troposféry a atmosféry a odtiaľ na zemský povrch.

Rádionuklidy pochádzajúce z rádioaktívneho spadu môžu sa dostať do ľudského organizmu v podstate dvomi spôsobmi: inhaláciou alebo príjmom kontaminovanej živočíšnej a rastlinnej potravy. Nakoľko koncentrácia rádioaktívnych látok v atmosfére je s výnimkou blízkeho okolia zdroja zamorenia veľmi nízka, má prvý z uvedených spôsobov na celkovom inkorporovanom množstve rádionuklidov iba nepatrný podiel. Druhý spôsob predstavuje nepomerne bohatší prísun rádioaktívnych látok, ktoré rastliny a živočíchy počas svojho života v sebe nahromadili.

Rádioaktívne látky po usadení na zemskom povrchu vnikajú do pôdy, rastlín a živočíšnych organizmov a sledujú zložité výmenné pochody v zemskom ekologickom systéme, ako je to znázornené na obr. 1. Pôda je v naznačenom cykle významným článkom. Sorbuje rádionuklidy a stáva sa ich rezervoárom pre ďalšie odčerpávanie rastlinami. Záchyt rádioaktívnych látok pôdou deje sa nasledovnými procesmi:

1. iónovou výmenou (u látok rozpustných vo vode),
2. sorpciou v neiónogénnej, resp. koloidnej forme,
3. tvorbou málo rozpustných zlúčenín (hydroxidov a uhličitanov vzácnych zemín).

Prenikanie do pôd je u rozličných rádionuklidov rozdielne, avšak obecné možno konštatovať, že veľký podiel z celkového rádioaktívneho depozitu je zachytený najvrchnejšou vrstvou



Obr. 1. Základné a niektoré druhostupňové cesty prenosu a výmeny rádionuklidov v zemskom ekologickom systéme (2)

pôdy, v ktorej sa nachádza prevažná časť koreňového systému rastlín.

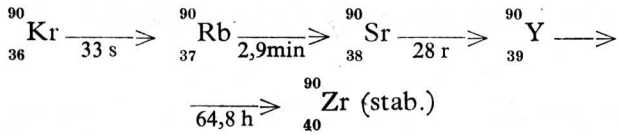
Pri kontaminácii biosféry vystupujú rastliny ako koncentrátores rádioaktívnych prvkov: Prijímané rádionuklidy sú ukladané a hromadené v rastlinách, ktoré sú potom ako zložka potravinového reťazca nositeľom rádioaktívnych látok, inkorporovaných do ľudského organizmu. Kontaminácia rastlín rádioaktívnymi látkami z atmosféry môže prebiehať zásadne dvomi spôsobmi. Predovšetkým je to priama kontaminácia, pri ktorej vnikajú rádionuklidy do rastlín ich nadzemnými časťami (hlavne listami a kvetmi). Pri druhom spôsobe — nepriamej kontaminácii — prijímajú rastliny rádioaktívne látky koreňovým systémom z pôdy. Z hľadiska kvantity zamorenia rastlín je závažnejšia priama kontaminácia. Touto cestou vnikajú do rastlín hlavne rádioaktívne látky, prítomné vo vzduchu v plynnom skupenstve, ako i rádionuklidy sorbované povrchom rastliny z častíc pôdy, naviatych vetrom na rastliny. Priama kontaminácia je závislá na množstve a veľkosti rádioaktívneho spadu, na ploche povrchu rastlín, na biologickom charaktere a vývojovom štádiu rastlín ako i na veľkosti rádioaktívnych častíc a ich rozpustnosti v dažďovej vode a v rastlinných šťavách (1, 3).

Nepriamu kontamináciu rastlín ovplyvňujú tieto faktory: pH faktor, vlhkosť a teplota pôdy, množstvo humusu, obsah hliny a rádionuklidom chemicky príbuzných prvkov v pôde, ako i schopnosť iónovej výmeny.

Prioritné postavenie ^{90}Sr v rade nebezpečnosti rádionuklidov pre ľudský organizmus vyplý-

va z vlastností tohoto izotópu stroncia, jeho chovania v spade a distribúcie v biosfére.

V štiepnom procese vzniká ^{90}Sr nasledovným spôsobom v reťazci hmotového čísla 90:



Hodnoty polčasu ^{90}Sr sa v literatúre rôznia, za najspoľahlivejšiu je považovaná hodnota 28 rokov, stanovená Glendeninom a spoí. na základe meraní v proporcionálnom počítači 4 π a meraním hmoty atómov na hmotovom spektrometri. Tejto hodnote odpovedá štiepny výťažok ^{90}Sr pri štiepení uránu 235 — 5,6 % [4]. Steinberg a Feedman stanovili výťažok ^{90}Sr na 3,7 % pre urán 238 a 2,8 pre ^{239}Pu [5].

Maximálna energia (E_{max}) emitovaných častíc beta ^{90}Sr je 0,54 MeV a jeho dcérinného prvku yttria 90 2,27 MeV. Vysoká hodnota polčasu ^{90}Sr vzhľadom k polčasu ^{90}Y (64,8 h) a veľká E_{max} ^{90}Y umožňujú dva výhodné spôsoby stanovenia aktivity ^{90}Sr :

1. meraním aktivity beta ^{90}Y po separácii s použitím nosiča,
2. meraním celkovej aktivity ^{90}Sr i ^{90}Y v stave trvalej rádioaktívnej rovnováhy.

Po explózii jadrovej nálože vzniká ^{90}Rb — materský prvok stroncia 90 — až po skondenzovaní hlavného obsahu vytvorenej ohnivej gule. V dôsledku toho a pomerne vysokej tekovosti rubídia koncentruje sa ^{90}Rb na veľmi malých časticiach. Z toho vyplýva, že vytvorené ^{90}Sr môže byť zanášané vzdušnými prúdmi do veľkých vzdialeností a kontaminovať značne rozsiahle plochy zemského povrchu. Chemická forma, v ktorej sa ^{90}Sr v spade nachádza, je pri pozemných výbuchoch závislá na zložení podkladného povrchu (morská voda, korálové útesy a pod.). Bolo zistené, že väčšina ^{90}Sr sa po výbuchu nachádza vo forme oxidu, ktorý pôsobením atmosférickej vody prechádza najprv na hydroxid a vplyvom kyslíčnika uhlíčitého ďalej až na uhličitan [6]. To však ešte nemusí byť konečná forma, ďalšie strontnaté zlúčeniny môžu vzniknúť interakciou s rozličnými iónmi pri ceste biosférou. Pri explóziách väčších náloží preniká značná časť ^{90}Sr až do stratosféry, kde je jeho stredná životnosť 5—10 rokov. Z atmosféry je ^{90}Sr vymývané dažďom, snehom a rosou a sedimentuje na zemskom povrchu. Záchyt ^{90}Sr v pôde a jeho vnikanie do vegetácie je pomerne dobre preskúmané. J. R. List a kol. vo svojej práci [2] uvádzajú, že prakticky všetko ^{90}Sr je zadržované vrchnou vrstvou pôdy zhruba 20 cm silnou. U kultivovanej pôdy môže byť táto vrstva o niečo hrubšia. Hĺbka preniknutia ^{90}Sr do pôdy je závislá aj od veľkosti pôdneho zrnienia. Kým hrubozrnné pôdy obsahovali v najvrchnejšej 5 cm hrubej vrstve iba 50,6 % z celkového pôdou zadržaného množstva ^{90}Sr , u jemnozrnných pôdy predstavovala táto hodnota až 78,4 %.

Prijímanie ^{90}Sr rastlinami z kontaminovanej pôdy bolo sledované z hľadiska závislosti na zložení pôdy. Všeobecne bol zistený väčší odber ^{90}Sr rastlinami z kyslých pôd, so vzrastom obsahu hliny v pôde odber stroncia klesá [7]. Je to spôsobené neochotou strontnatých iónov, silne adsorbovaných na koloidoch hliny, rozpúšťať sa v pôdnom roztoku. Úbytok ^{90}Sr z pôdy prostredníctvom koreňového systému rastlín je značne závislý na obsahu vápnika v pôde. Vyplýva to z chemickej príbuznosti týchto dvoch prvkov. Pri nižšom obsahu Ca v pôde je úbytok ^{90}Sr väčší. Tento poznatok možno využiť k zníženiu príjmu ^{90}Sr rastlinami z kyslých pôd a z pôd obsahujúcich nízke množstvo vápnika prídavkom vápenatých solí. Príjem ^{90}Sr koreňovým systémom rastlín má len druhoradý význam, významnejšia je v tomto smere priama kontaminácia rastlín.

Pre kontamináciu rastlín stronciom 90 priamo z atmosféry sú z rastových štádií najdôležitejšie periódy kvitnutia a dozrievania, s tým súvisí i veľký vplyv množstva vodných zrážok práve v tom období. Zrážky v čase aktívneho vegetatívneho rastu okrem vyplavovania ^{90}Sr z atmosféry a nasledujúcim spoluúčinkovaním pri kontaminácii rastlín majú i dekontaminačné účinky zmývaním usadených rádioaktívnych častíc z povrchu rastlín. Napriek týmto dekontaminačným účinkom pripisuje sa priamej kontaminácii 20—90percentná podielnosť na obsahu ^{90}Sr v obilninách. Všeobecne sa usudzuje, že celkový obsah ^{90}Sr v rastlinách pochádza z 80 až 90 % zo spadu [3].

Chemická príbuznosť vápnika a stroncia vo svojom dôsledku ovplyvňuje mieru nebezpečnosti ^{90}Sr pre ľudský organizmus. ^{90}Sr po inkorporácii do ľudského tela sleduje vápnik i pri usadzovaní v kostiach, kde sa stáva súčasťou kostných kryštálov a svojím žiarením, ale najmä veľmi tvrdým žiarením svojho dcérinného prvku ^{90}Y , rozrušuje krvotvorné tkanivo. Ak si uvedomíme dlhý biologický polčas ^{90}Sr (asi 11 rokov), je jeho vysoká radiotoxicita zrejماً. Analogické vlastnosti ^{90}Sr s vápnikom — pre fyziológiu rastlín i živočíchov tak dôležitým elementom — viedli k zavedeniu tzv. stronciovej jednotky: 1 SJ = 1 pCi ^{90}Sr /1 g Ca.

Biologické systémy sú schopné meniť tento pomer pri prechode z jedného článku biologického reťazca do druhého. Túto skutočnosť možno vyjadrovať tzv. diskriminačným faktorom:

$$(\text{DF})_{\text{Sr}} = \frac{({}^{90}\text{Sr}/\text{Ca})_{n+1}}{({}^{90}\text{Sr}/\text{Ca})_n}$$

kde n a $n+1$ predstavujú indexy dvoch za sebou nasledujúcich článkov biologického reťazca, pričom ^{90}Sr i Ca musia postupovať zhodným smerom a byť v rovnakej chemickej forme. Ďalej sa predpokladá ideálny prípad, že hodnota tohoto faktoru nie je vonkajšími podmienkami ovplyvňovaná a je v čase konštantná.

Obecne možno konštatovať, že pri prechodoch stroncia medzi jednotlivými článkami po-

travinového reťazca dochádza k zmenám pomeru Sr/Ca v neprospech stroncia.

Na obrázku 2 je schéma ekologickej migrácie ^{90}Sr , tak ako je uvedená v práci (8). Uvádzané diskriminačné faktory je však nutné uvažovať len ako hodnoty teoretické s tým, že skutočné hodnoty môžu byť značne odlišné v súvislosti s vlastnosťami pôdy, lokálnou štruktúrou vegetácie i rôznymi dominujúcimi zložkami potravy. Napríklad skupina DeBortoliho dospela na základe výsledkov rozsiahlych experimentov k priemernej hodnote diskriminačného faktoru 0,16 pre prechod ^{90}Sr z rastlín do mlieka (9).

S použitím známych diskriminačných faktorov jednotlivých prechodov v potravinovom reťazci možno stanoviť približnú koncentráciu ^{90}Sr (v SJ) v kostiach človeka podľa vzťahu: $C_k = (DF)_1 \cdot (DF)_2 \dots (DF)_i \cdot 1/AD \cdot 10^{-9}$, [10] kde $(DF)_1, (DF)_2, \dots (DF)_i$ — diskriminačné faktory,

A — množstvo Ca v pôde v g/km²,

D — kontaminácia pôdy stronciom 90 v mCi/km².

Pri prevahe rastlinnej výživy je C_k vyššie ako pri prevahe výživy mliečnej.

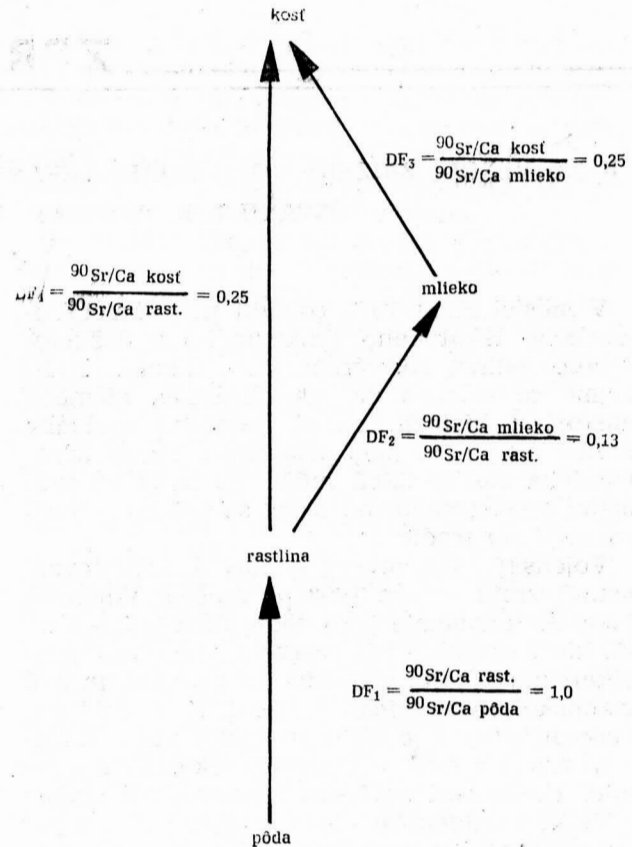
Z vyššie uvedeného je zrejmé, že sledovanie stroncia 90 v kontexte s vápnikom je oprávnené a poskytuje lepší obraz o koncentrácii tohoto rádionuklidu v jednotlivých článkoch ekologickeho systému. Pri praktickom stanovovaní obsahu ^{90}Sr v stronciových jednotkách sa však až na niektoré výnimky (napr. ak sa vápnik použije ako nosič ^{90}Sr) stanovuje vápnik i stroncium oddelene.

Kvantitatívne oddelenie stroncia od ostatných prítomných prvkov, hlavne od chemicky príbuzného vápnika a bárya, závisí od vzájomných vzťahov týchto prvkov a je často značne obtiažne. Na separáciu stroncia boli vypracované a v literatúre publikované rozličné metódy ionexové, extrakčné, zrážacie, elektrochemické a ďalšie. Najčastejšie používané a najlepšie prepracované sú prvé tri uvedené druhy metód, kým ostatné majú z hľadiska praktického použitia len malý význam.

Napriek tomu, že zrážacie metódy sú zpravidla pracnejšie a zdĺhavejšie ako ostatné uvedené metódy, majú nespornú výhodu v tom, že ich možno použiť na oddeľovanie stroncia od vápnika aj za prítomnosti väčších množstiev minerálnych solí. Ionexové alebo extrakčné metódy v takomto prípade obyčajne zlyhávajú, alebo je nutné vhodne ich navzájom kombinovať.

Pri stanovení ^{90}Sr v rastlinných materiáloch sa vychádza obyčajne z rastlinného popola, pričom sa používa metóda vnútorného štandardu. Vhodné sú najmä metódy a postupy uvedené v prácach (11, 12, 13, 14).

V súvislosti s prudkým rozvojom jadrovej energetiky treba venovať dozimetrickej kontrole potravín, z ktorých produkty rastlinného pôvodu predstavujú značný podiel, patričnú po-



Obr. 2. Schéma postupu ^{90}Sr potravinovým reťazcom z pôdy až do kosti človeka

zornosť. Z hľadiska vyhodnotenia celosvetového spadu je zaujímavé porovnávať výsledky stanovení obsahov jednotlivých rádionuklidov v rastlinách, meraných v jednotkách SJ. Vyžadovalo by to však ešte lepšiu medzinárodnú spoluprácu medzi ústavmi a inštitúciami rôznych krajín, ktoré sa sledovaním kontaminácie životného prostredia štiepnymi produktmi zaoberajú.

Literatúra

1. Beneš, J.: Jaderná energie, 14, 1968, č. 5, s. 182.
2. Proc. 2-nd Conf., Germantown, Maryland, 1964. AEC 5 Symp. Ser., 1965.
3. Carach, J. — Csupka, Š.: Biológia, SAV 1967.
4. Glendenin, L. E. — Steinberg, E. P.: Geneva Conf. Paper 8 (P) 614, USA, 1955.
5. Steinberg, E. P. — Freedman, M. S.: Paper 219. NNES, Div. IV, 9, 1951.
6. Martell, E. A.: Chicago Sunshine Method, E. Fermi Inst. Nucl. Studies, Chicago, 1956.
7. Haghiri, F. — Sayre, J. D.: Sr⁹⁰ uptake plants as influenced by soil types and liming. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 25, 120—123.
8. Langham, W. H.: J. Agric. Food Chem., 9, 1961, 2.
9. Proc. 1-st Int. Congr. Rad. Prot., Rome, Italy, (London 1968).
10. Slouka, V.: Základy toxikologie radioaktivních látek, Praha, 1962.
11. Biheller, J. H.: Atompraxis 12, 1966, s. 465—7.
12. Blume, W.: Report SZS 2, 1966.
13. Reissig, H.: Kernenergie 6, 1961, 4, s. 440—4.
14. Beneš, J. — Herchl, M.: Jad. energie, 17, 1971, s. 55.