

ELMÉLETI MEGFONTOLÁSOK A RADIOAKTÍVHULLADÉK-TÁROLÓK HOSSZÚ TÁVÚ HATÁSAINAK ÉRTÉKELÉSÉHEZ A BIOSZFÉRÁBAN

BÁTAAPÁTI NRHT MUNKA ALAPJÁN

Eged Katalin^{*1} és Bóthi Zoltán²

¹UniRad Kft, 8200 Veszprém, Kádár u 8.

²WSP Hungary Consulting Zrt., 1021 Budapest, Hűvösvölgy út 54.

* katalin.eged@mail.com

A kézirat beérkezett: 2024.03.27.

Közlésre elfogadva: 2024.05.29.

A new methodological approach is presented for the biosphere modeling of radioactive waste repositories. Nuclear power plants operate in many places around the world, and the disposal of the radioactive wastes produced must be solved by the operator, at the national level. The safety assessment is one of the basic documents for the establishment and operation licensing of the national radioactive waste repositories, a subsystem of which is the biosphere model. The complex task is supported internationally by the International Atomic Energy Agency (IAEA) with methodological guidelines and databases. Hungary follows the theoretical modeling recommendations, taking into account the local (Bátaapáti) characteristics, in accordance with the international practice of the 2000s, Hungary also used Mendeleev's periodic system of chemical elements as a basis for determining the parameters of the model. From 2020, however, we used another, completely new approach, namely the "Hydrogeochemical Periodic Table (HPT)" analogy. The basis of the analogy is the relative behavior of chemical elements in different valence chemical forms that appear in natural conditions. The method has been accepted by PURAM and the national authorities, and its international competition is in progress. Our results show that the HPR may be a more realistic approach in the future than the elemental analytical analogy. Due to the long migration routes within the geosphere, only conservative isotopes with long half-lives and some uranium isotopes and their daughter elements can reach the biosphere and cause a significant radiological effect on the plant/animal and human population. Uncertainty analyses show that calculated effective doses are expected to be limited to a single order of magnitude, which is relatively low for the time frames considered.

Keywords: GoldSim, Radionuklidok, Koncepcionális modell, periódusos rendszer, Monte-Carlo szimuláció, HPR

Új módszertani megközelítést mutatunk be a radioaktív hulladék-tárolók bioszféra-modellezésben. A világban számos helyen működnek atomerőművek és a termelődött radioaktív hulladék elhelyezését az üzemeltetőnek kell megoldani, nemzeti szinten. A biztonsági értékelés a nemzeti radioaktív hulladék-tárolók létesítési és üzemeltetési engedélyezésének egyik alapidokumentuma, melynek egy alrendszere a bioszféra modell. Az összetett feladatot a Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (NAÜ) nemzetközi szinten támogatja módszertani irányelvekkel és adatbázisokkal. Magyarország követi az elméleti modellezési ajánlásokat, figyelembe véve a helyi (Bátaapáti) sajátosságokat, a 2000-es évek nemzetközi gyakorlatának megfelelően Magyarország is az Mengyelejev-féle kémiai elemek periódusos rendszerét vette alapul a modell paramétereinek meghatározásában. 2020-tól, azonban egy másik, teljesen új megközelítést alkalmaztunk, mégpedig a "hidrogeokémiai

periódusos rendszer (HPR)" analógiáját. Az analógia alapja a természetes körülmények között megjelenő, különböző vegyértékű kémiai formákban található kémiai elemek egymáshoz viszonyított viselkedése. A módszert az RHK és a hazai hatóságok elfogadták, nemzetközi megméréstetése folyamatban van. Eredményeink azt mutatják, hogy a HPR realisztikusabb megközelítés lehet a jövőben, mint az elemanalitikus analógia. A geoszféra belüli hosszú migrációs útvonalak miatt csak a hosszú felezési idejű konzervatív izotópok és egyes uránizotópok és leányelemeik juthatnak el a bioszférába, és okozhatnak jelentős radiológiai hatást a növény/állat és emberi populációra. A bizonytalansági elemzések azt mutatják, hogy a számított effektív dózisok várhatóan egyetlen nagyságrendre korlátozódnak, ami viszonylag alacsony a figyelembe vett időkeretekhez képest.

Kulcsszavak: GoldSim, Radionuklidok, Koncepcionális modell, periódusos rendszer, Monte-Carlo szimuláció, HPR

BEVEZETÉS

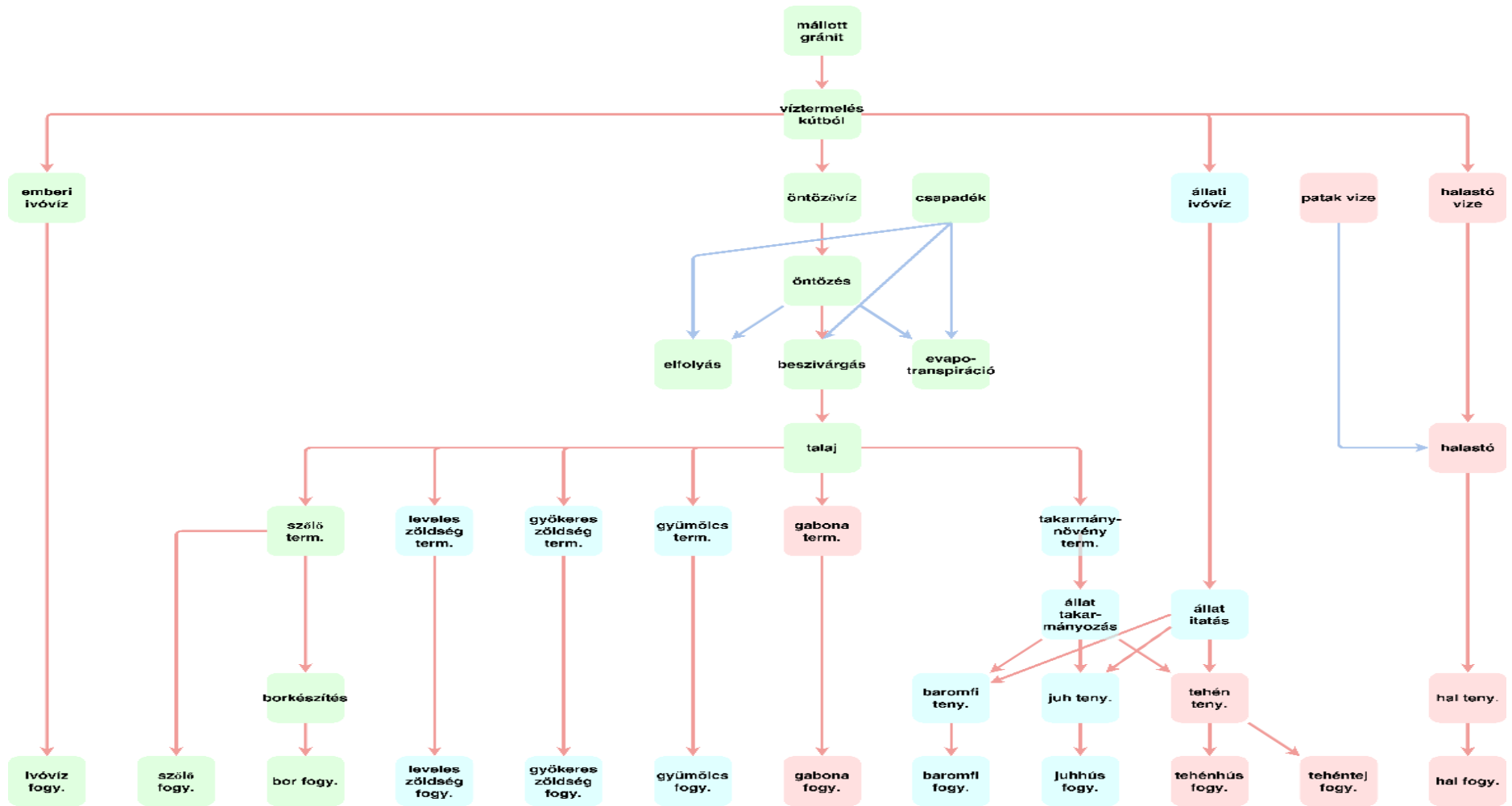
A radioaktív hulladékok biztonságos elhelyezése az egyik legnagyobb probléma az atomenergia-iparban. Mivel számos országban nemzeti programok vannak folyamatban a kis és közepes aktivitású radioaktív hulladékok (Low and Intermediate Level Waste, LILW), valamint a nagy aktivitású radioaktív hulladékok (High Level Waste, HLW) és a kiégett nukleáris fűtőelemek (Spent Nuclear Fuel, SNF) radioaktív hulladék-tárolóinak tervezésére, építésére és üzemeltetésére, nemzetközi szervezetek módszertani megközelítéseket dolgoznak ki a kölcsönhatásban lévő folyamatok és jellemzőik korlátozott ismereteire és megértésére, valamint a helyszínek lehetséges hosszú távú fejlődésével kapcsolatos bizonytalanságból adódó problémák megoldására. A hosszú távú (végleges lezárást követő) biztonsági értékeléseknél alkalmazott egyik elfogadott megközelítés a Total System Performance Assessment (TSPA) modellezés, amely a hulladék elhelyezési rendszer és a bioszféra minden részét hasonlóan leegyszerűsített formában veszi figyelembe, hogy számszerűsített radiológiai kockázatokat származtasson az élővilág vonatkozásában. TSPA modellt fejlesztettünk ki GoldSim környezetben. A GoldSim olyan modellezési környezetet biztosít, amelyben a folyamatos folyamatok és a pillanatnyi események egyaránt figyelembe vehetők, és amelyben a bizonytalanságok explicit módon reprezentálhatók valószínűségi eloszlási függvények definiálásával, így mind az érzékenységi-, mind a bizonytalanságelemzés elvégezhető a Monte Carlo szimulációs megközelítéssel. Ebben a cikkben arra összpontosítunk, hogy a bioszférát hogyan vettük figyelembe a TSPA modellünkben, de a jobb megértéshez az egész rendszerre vonatkozó releváns információkat közöljük. Kiértékelésünket 58 radioaktív izotóp átminősítésével végeztük, melyeket a potenciális radionuklidok szélesebb köréből szűrtünk ki. Az 5 évnél rövidebb felezési idejű izotópokat kezdetben kiszűrték, mivel a geoszféra várható terjedési ideje több ezer és tízezer évre tehető, így a rövid élettartamú radionuklidok csak azután juthatnak el a bioszférába, hogy addigra nagymértékű radioaktív bomláson estek át, ami azt eredményezte, hogy az aktivitásuk az eredeténél sok nagyságrenddel alacsonyabb lett. A bioszféra valószínűleg a leggyorsabban változó része a vizsgált rendszernek, és modellezése speciális megközelítéseket igényel a lehetséges radiológiai kockázatok levezetésére. A bioszféra belüli radiológiai következmények hosszú távú modellezésére három megközelítést alkalmaznak széles körben: 1) a radioaktivitási méréseket a természeti értékekkel és a hatályos törvényi határértékekkel hasonlítják össze, 2) a jelenlegi bioszféra-viszonyokat feltételezik, és 3) a stilizált bioszférát veszik figyelembe.

Jelenlegi modellünkben és a cikkben a teljes vizsgált időkeretben állandó, a jelenleginek megfeleltethető bioszféra-viszonyokat feltételeztünk. A tanulmány célja a bioszféra modell bemutatása és azon belüli hidrogeokémiai analógia észszerűségének indoklása a hiányzó paraméterek meghatározásában. Azon nuklidadatok esetében, amelyeknél kevés vagy nem álltak rendelkezésre irodalmi adatok, paraméterértékeket származtattunk abból a feltételezésből, hogy terjedési és bioakkumulációs folyamataik leírhatók más izotópokkal való kémiai hasonlóságukkal, amelyekről adatok álltak rendelkezésre. Eredményeink azt mutatják, hogy a geoszférán belüli hosszú migrációs útvonalak miatt csak a hosszú felezési idejű konzervatív izotópok és néhány uránizotóp és leányelemeik juthatnak el a bioszférába, és csak azok gyakorolhatnak jelentős radiológiai hatást az élővilágra. A bizonytalansági elemzések azt mutatják, hogy a számított effektív dózisok várhatóan egyetlen nagyságrendre korlátozódnak, ami viszonylag alacsony a figyelembe vett időkeretekhez képest.

A „BIOSZFÉRÁK” LEÍRÁSA

A vizsgált tároló egy repedezett gránit kőzetben található, több száz méterrel a felszín alatt. Azok a felszíni területek, ahol a bioszféra a modellben meghatározottak, a tárolótól bizonyos távolságra a potenciális geoszféra-terjedési útvonalak végén helyezkednek el, ahol elérik a mállott gránit zónát. Az összes víztermelés a mállott gránitra telepített kutakból történik, mivel az alatta lévő gránit nem tekinthető fenntartható víztermelési lehetőségnek.

A telephelyre vonatkozó TSPA modell három, egymástól eltérő komplexitású bioszférát tartalmaz (1. ábra). Feltételezzük, hogy a nagyobb komplexitású bioszféra magukban foglalják az összes besugárzási útvonalat, amelyek a kevésbé összetettek közé tartoznak, és kiegészítik azt továbbiakkal. Az erdők/erdős területek (BIO1), a patak völgyek (BIO2) és a sík völgytalpakon mezőgazdasági tevékenységet folytató települések (BIO3) bioszféráját vettük figyelembe. A legegyszerűbb bioszférában (BIO1) csak három besugárzási útvonalat veszünk figyelembe: vízfogyasztást, szőlő- és borfogyasztást. A BIO2 számos zöldséget és gyümölcsöt, valamint számos házasított állati hús előállítását és fogyasztási módot ad ehhez hozzá. A BIO3 ezt kiterjeszti a halfogyasztással a tároló közelében lévő halastóból. A szennyezett víz vagy közvetlenül a mállott gránitból (emberi és állati ivóvíz, halastó), vagy a talajon és növényeken keresztül történő öntözéseként jut be a besugárzási útvonalba. A növények részben a gyökereiken keresztül a gyökérzónából veszik fel az oldott formában elérhető radionuklidokat, majd akkumulálják a növényi részekben azokat. A növények közvetlenül lehetnek állati és emberi tápanyagok (takarmánynövények, gabonák, konyhakerti növények, gyümölcsök, gombák stb.), valamint a táplálékláncban a radionuklidok az állati termék fogyasztásán keresztül is bekerülhetnek az emberi szervezetbe. A szennyező anyagok talajban való eloszlását és felhalmozódását a növényekben és állatokban valószínűségi változókkal írhatók le (1, 2), míg az emberi dózis számításánál csak determinisztikus paraméterek javasoltak a szakirodalom alapján (3, 4).



1. ábra: A bioszféra modellben figyelembe vett besugárzási útvonalak (BIO1: zöld, BIO2: kék, BIO3: lila, a lila nyilak a szennyezett vizeket, míg a kék nyilak a tiszta vizeket jelölik)

MATEMATIKAI MODELL

A bioszféra matematikai modelljét először aritmetikai és differenciálegyenletek sorozataként fogalmaztuk meg, amelyek leírják a radionuklidok talajon belüli szállítását, valamint a növényekben és háziállatokon belüli felhalmozódásukat. Ezek az egyenletek a szabványos irodalmi képleteket követik a folyamatokra vonatkozóan, feltételezve, hogy a modellben figyelembe vett időtávon egyensúly uralkodik.

Általánosan igaz, hogy mind a determinisztikus modellek, mind a sztochasztikus becslések alkalmazása lehetőséget adnak a sugárterhelés helyszín- és idő-specifikus meghatározására. Determinisztikus paraméterek alkalmazására elsősorban ott van lehetőség, ahol azok pontos értéke ismert, vagy kis bizonytalansággal becsülhető. A sztochasztikus megközelítés esetén alkalmazott valószínűségi eloszlások lehetővé teszik a bizonytalanság számszerűsítését, és explicit módon történő kezelését.

A matematikai modellek osztályozásának másik módja a statikus és dinamikus modellezés. A legfontosabb különbség egy rendszer statikus és dinamikus modellje között, hogy a dinamikus modellben időben változó paraméterekkel a folyamatok időbeliségét is vizsgáljuk. Egy másik különbség abban rejlik, hogy a dinamikus modellben differenciálegyenleteket alkalmazunk, a statikus modellben algoritmusok megoldásait. A dinamikus modellek változása az idő függvényében változik, míg a statikus modellek egyenletes egyensúlyi állapotban vannak. A statikus modellezés merevebb, mint a dinamikus modellezés, mivel ez egy rendszer időben független nézete. Nem változtatható meg valós időben, ezért nevezik statikus modellezésnek. A dinamikus modellezés rugalmas, mivel az általa szolgáltatott eredmény idővel változhat, sőt változik is.

A Bátaapáti modell teljes matematikai megfogalmazása nem tárgya a cikknek, de a követhetőség kedvéért az alapegyenleteket bemutatjuk. Az izotópok (beleértve a leányelemek) mozgását a talajfelszín 1–10. rétegeiben matematikai és számítástechnikai eljárásokkal, a ModelMaker szoftverrel numerikusan oldottuk meg. Így lehetőség nyílt az eredmények egyszerűsített beépítésére a TSPA rendszerbe. Az állóvizek hosszú távú modellezése nem igényel ilyen részletezést.

A bioszféra és a geoszféra határfelülete a mállott gránit, ezért a geoszféra kimenti koncentrációja lesz a bioszféra bemeneti koncentrációja. A talajvízből (mállott gránitból) eredő kontamináció a jelen mezőgazdasági gyakorlatban kizárólag a konyhakerti művelésben értelmezhető, bár a klímaváltozással az egyéb mezőgazdasági területek locsolása sem zárható ki. A növények különböző mélységből veszik fel a tápanyagokat így a radionuklidokat is. A növények fajtánként és típusonként más-más felszívódási (gyökér) zónával jellemezhetők.

Állóvizekben, mint pl. a Bátaapátiban lévő halastavak víztérfogata (V) meglehetősen kicsi ahhoz, hogy bennük a víz átlagos tartózkodási ideje sokkal kisebb, mint az előforduló radionuklidok élettartama. Ezért a halastó vizének radionuklid koncentrációja közel megegyezik a tápláló forrás, ill. patak radionuklid koncentrációjával, azaz

$$C_w = C_{w,inf} ,$$

ahol C_w : a halastó vizének radionuklid koncentrációja ($Bq \cdot m^{-3}$),

$C_{w,inf}$: a tápláló forrás vizének radionuklid koncentrációja.

A szedimentum és a hal kontaminációja a K_{dsed} ($m^3 \cdot kg^{-1}$) megoszlási és a B_{hal} ($m^3 \cdot kg^{-1}$) bioakkumulációs faktorokkal számolható, azaz

$$C_{sed} = K_{dsed} \times C_w .$$

$$C_{hal} = B_{hal} \times C_w .$$

Amennyiben a tó lefolyása olyan kicsi, hogy a benne lévő víz tartózkodási ideje mégis összevethető a radionuklidok élettartamával, akkor az átlagos tartózkodási idő (τ) a kiáramlás időállandójának (λ_{out}) reciprokával közelíthető és ez alatt az idő alatt a halastó vízének, és így a kifolyó víznek, a kontaminációja a fizikai bomlás (λ_r) révén lecsökken a következő értékre:

$$C_{w,out} = C_{w,inf} \times e^{-\lambda_r/\lambda_{out}},$$

ahol a $\lambda_{out} = I_{infl}/V$, feltételezve, hogy a kiáramlás ugyanakkora, mint a beáramlás, azaz egyensúly áll fenn.

Az állóvizek aljára leülepedett iszap ugyanolyan összetételűnek tekinthető, mint a vízben lebegő iszap, szedimentum. Mivel a tavak mélysége legfeljebb 2–3 m, a kiülepedés időtartama elhanyagolható más vízi jelenségek, akár a tápláló víz és állóvíz keveredési időtartamához képest.

Összetettebb, több kompartmentes rendszerek (időben változó forrás, többféle iszap, vízi növény és hal) modellezése során a felírt differenciálegyenletek megoldása már csak az esetek egy részében adható meg algebrai kifejezésekkel. Ilyen esetekben a differenciálegyenleteket numerikusan megoldó matematikai és számítástechnikai eljárások szükségesek, pl. a ModelMaker-jelű szoftver. Állóvizek hosszú távú modellezésénél nincs szükség ilyen fajta részletességre. A bátaapáti hulladéktároló esetében egy kisméretű halastóval számolunk, ami feltételezhetően kis dóziszárulékot ad a bioszférához.

A talaj összetételétől függően egy nuklidra is többféle affinitású kötőhely létezhet. A talaj kolloidjai bizonyos kationokat képesek specifikus módon megkötni. A specifikusan kötött ionok nem, vagy csak igen nehezen cserélhetők. [Pl. a rétegszilikátok azon kationok megkötését preferálják, melyek ionméretük révén legjobban illeszkednek a rácsfelszínbe, illetve a rácshidok között kialakult vízhálózatba (K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , U^{4+}). A humuszanyagok kelátképzése szintén specifikus kationadszorpciónak tekinthető.] Ugyanakkor a talajkolloidok többségében a felületeket negatív töltések uralják, de kis mennyiségben pozitív felszíni töltések is megjelennek., melyek legnagyobbbrészt a változó polaritású helyeken jönnek létre, így a talajsavanyúsággal (pH változás) együtt az anioncserélő kapacitás is nő. Amennyiben a talajoldat összes ionkoncentrációja alacsony, úgy a negatív felszíni töltésekre vonatkoztatott diffúz réteg olyan méretű, hogy az a pozitív felszíni töltéseket is lefedi. A kötőhelyek közötti mozgás, a szorpciós és deszorpciós folyamatok időskálája néhány órától több évig tarthat. Míg a szabad, az ionos forma a talajvízben oldva a vízzel (esővel, öntözővízzel) együtt mozog, infiltrálódik a mélyebb rétegekbe, a kötött formák mélységi mozgása elhanyagolható, ill. csak beavatkozással, talajműveléssel, pl. szántással kerülnek mélyebbre. Több rétegű talajt feltételezve az egyes rétegek közötti mozgás, az aktivitásváltozások, pontosabban az $F=1$ m² talajfelületre vonatkozó kompartmentekben a következő differenciálegyenletekkel írhatók le.

Az 1. (legfelsőbb) rétegben az aktivitás változása:

$$\frac{dA_1}{dt} = C_{irr} \times I_{irr} - \left[\frac{\lambda_{s,1}}{(1-roff)} + \lambda_r \right] \times A_1,$$

ahol A_1 (Bq) az aktivitás, C_{irr} az öntözővíz aktivitáskoncentrációja (Bq·m⁻³), I_{irr} az öntözés intenzitása az $F=1$ m² felületű talajra (m³·nap⁻¹), $\lambda_{s,1}$ az infiltráció időállandója a felső talajrétegben (értéke a talaj sűrűségétől, porozitásától stb. függően változhat a mélységgel), λ_r a radioaktív bomlási állandó és „roff” a felszíni elfolyás részaránya, $roff \leq 1$.

Ezen differenciálegyenlet analitikus megoldása, A 10 kezdeti érték mellett a következő lesz:

$$A_1(t) = A_{1,t=0} \times e^{-\Lambda_1 \times t} + C_{irr} \times \frac{I_{irr}}{\Lambda_1} \times [1 - e^{-\Lambda_1 \times t}],$$

ahol $\Lambda_1 = \left[\frac{\lambda_{s,1}}{(1-roff)} + \lambda_r \right]$.

A mélyebb rétegekben, általánosan az i -ben pedig a következő lesz az aktivitás változása:

$$\frac{dA_i}{dt} = \lambda_{s,i-1} \times A_{i-1} - (\lambda_{s,i} + \lambda_r) \times A_i.$$

A talajjellemzők alapján λ_{si} értéke a következő:

$$\lambda_{si} = \frac{(I_r + I_{irr}) \cdot (1 - roff)}{d_i \left[1 + K d_i \cdot \rho_i \left(\frac{1 - \varepsilon_i}{\varepsilon_i} \right) \right]},$$

ahol d_i (m) a rétegvastagság, I_r ($\text{m} \cdot \text{nap}^{-1}$) az eső intenzitása, ρ_i a talaj sűrűsége ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$), ε_i a nedvességtartalom, $K d_i$ pedig az elemfüggő megoszlási hányados ($\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$).

Az állandó együtthatós differenciálegyenletek megoldásai analitikus alakban is felírhatók, mégpedig a 2. és 3. talajrétegben a $F=1 \text{ m}^2$ felülethez tartozó kompartmentek aktivitása a következő lesz:

$$\begin{aligned} A_2(t) &= a_1 + a_2 \times e^{-\lambda_1 \times t} + a_3 \times e^{-\lambda_2 \times t} \\ A_3(t) &= b_1 \times [1 - e^{-\Lambda_3 \times t}] + b_2 \times [e^{-\Lambda_1 \times t} - e^{-\Lambda_3 \times t}] + b_3 \times [e^{-\Lambda_2 \times t} - e^{-\Lambda_3 \times t}] + \\ &\quad A_{3,t=0} \times e^{-\Lambda_3 \times t}, \end{aligned}$$

ahol:

$$\begin{aligned} \Lambda_i &= \lambda_{s,i} + \lambda_r, i = 2, 3, \dots \\ a_1 &= I_{irr} \times \frac{\frac{C_{irr}}{\Lambda_1}}{\Lambda_2}, a_2 = \frac{(A_{1,t=0} - I_{irr} \times \frac{C_{irr}}{\Lambda_1})}{(\Lambda_2 - \Lambda_1)}, a_3 = (A_{2,t=0} - a_1 - a_2) \\ b_1 &= \lambda_{s,2} \times \frac{a_1}{\Lambda_3}, b_2 = \lambda_{s,2} \times \frac{a_2}{(\Lambda_3 - \Lambda_1)}, b_3 = \lambda_{s,2} \times \frac{a_3}{(\Lambda_3 - \Lambda_2)}. \end{aligned}$$

Az egyes talajrétegekben kialakuló aktivitáskoncentrációk az $A_i(t)$ aktivitásokból az $F=1 \text{ m}^2$ felszínhez tartozó tömeggel való osztással számolhatók, ismerve a réteg vastagságát és a talaj sűrűségét. Amennyiben a radioaktív bomlás során leányelemekkel is számolni kell, akkor minden egyes talajrétegben nemcsak a felette lévő rétegből “érkezik” leányelem, hanem a saját rétegből is, az anyaelem bomlása révén. Ezen általános esetben az anyaelem és leányelem változását leíró differenciálegyenlet, az i -edik. mélységi rétegben, kompartmentben a leányelem aktivitás ($A_{i,d}$) változása:

$$\frac{dA_{i,d}}{dt} = \lambda_{s,i-1,d} \times A_{i-1,d} - \lambda_{s,i,d} \times A_{i,d} + \kappa_d \times \lambda_r \times A_i - \lambda_{r,d} \times A_{i,d},$$

ahol elágazó bomlási lehetőség esetén κ_d a leányelembomlás hányada, valamint a d alsó index minden esetben a leányelemre utal.

Rendszerint 3 mélységi talajréteg elegendő a talaj γ -sugárzó radionuklidjaiból származó külső dózis, a reszuszpenzió, és a gyökéren történő növényi felvétel becslésére. A talajtól eredő külső dózist elsősorban a felső vékony (kb. 1 cm) réteg határozza meg, a mélyebb rétegeknél mindenképpen figyelembe kell venni a gamma-sugárzás elnyelődését. A gyökéren keresztüli felvételt pedig erősen befolyásolja a gyökérréteg mélysége, mely 1–5 cm-től egészen 1–2 m-ig változhat.

Mivel az öntözést rendszerint a haszonnövény fejlődése határozza meg, azaz szakaszos, ezért a differenciálegyenletek megoldása is szakaszosan történik. Különösen a hosszú idejű (több éves) vizsgálatokhoz egy-egy emberi beavatkozás (talajfunkció változás, öntözés kezdete és vége, talajművelés) szintén szakaszos megoldásokat igényel, Ezért minden egyes beavatkozás után a talajrétegek kezdeti aktivitását figyelembe kell venni.

Az infiltráció, a konvekció mellett mind a lefelé, mind a felfelé irányuló diffúzió is szerepet játszhat, igaz ennek hatása rendszerint elhanyagolható a konvekció mellett. A diffúziót és az elfolyást egyaránt leíró parciális differenciál-egyenlet a következő formában írható fel:

$$\frac{\partial c_j}{\partial t} = -D_j \times \frac{\partial^2 c_j}{\partial z^2} - \lambda_{j,z} \times c_j - \lambda_r \times c_j,$$

ahol $c_{j,t}$ a j-ik species koncentrációja az idő (t) és talaj mélység (z) függvényében (Bq/kg), D_j a j-ik speciesre vonatkozó diffúziós állandó a talajban (m^2/nap), (pl. radiocézium esetén a labilis és a fix kötőhely diffúziója és konvekciója zérusnak vehető), λ_{ji} az i→j irányú átalakulás, kötési reakció, valamint a mélységi konvekció sebességére jellemző állandó (elsőrendű folyamat esetén egysége 1/nap).

Amennyiben a talajrétegekben csak a radioaktivitást tekintjük, a kötött speciessel nem törődünk, akkor azt látjuk, hogy a nuklid sokkal lassabban mozog a talajban, mint a vízben oldható forma során.

A talajmodellezés tehát bebizonyította, hogy nincs értelme 3-nál több réteget figyelembe venni egy hosszú távú modellben, csak jól kell megválasztani a talajrétegek vastagságát. A növényi szennyeződés matematikai megfogalmazásában a legjelentősebb tényezők a gyökérekén keresztül történő felszívódás [talaj-növény transzfer faktor (TF), amely szigorúan az egyensúlyi feltételekre vonatkozik (15)], valamint a transzlokáció és fennakadás (5, 6, 7). Ezen kívül lemosódhat a felületről a talajra esővel vagy öntözővízzel. Kvantitatív radionuklidvesztés a betakarítással nem feltételezhető. A radionuklidok állatok általi felvétele az állat fajától, súlyától, valamint táplálkozási és emésztési jellemzőitől függ (5). A legeltetett állatok esetében jelentős lehet a talajjal a szervezetbe kerülő aktivitás.

Növényi vegetáció: A talajból történő felszívódással, valamint az öntözővízzel a talajjal együtt a növényzet is szennyeződik. A növény felületére kerülő radionuklid az anyagcsere-folyamatok révén bejut a növény belsejébe (transzlokáció), többek közt annak felhasználható, ehető részébe (5, 8, 10), az akkumulációt a szezonális erősen befolyásolhatja. Emellett a szennyeződés felületről leperreghet, valamint az öntözővízzel és esővel lemosódhat a talajra. A növényzet, ill. az abból származó termés begyűjtésével csökkenő radioaktív anyag normális gazdálkodás mellett elhanyagolható. A növényi szennyezettség másik forrása a talajból eredő felszívódás a gyökéren keresztül. Az utóbbit jellemzi a talaj-növény transzfer faktor (TF), mely szigorúan egyensúlyi viszonyokra vonatkozik (6, 9). Számos nemzetközi és hazai vizsgálat létezik gyümölcsre vonatkozó transzfer faktorok meghatározására (8).

A fenti két folyamat révén az i-ik növényi termés aktivitáskoncentrációját C_{vi} ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) a következő összefüggés írja le:

$$C_{vi} = C_{si} \cdot TF_{vi} + \frac{T_w}{\ln 2} \cdot \frac{TL_{vi} \cdot If_{vi}}{Y_{vi}} \cdot (I_{irr} \cdot C_{irr}),$$

ahol C_{si} a talaj gyökérréteg aktivitáskoncentrációja ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$), TF_{vi} (-) a talaj-növény transzfer faktor, T_w a lepergés, lemosódás un. időjárási felezési ideje (nap), TL_{vi} (-) a transzlokációs faktor, If_{vi} (-) a fennakadási tényező (interception), azaz a teljes öntözés azon része, mely

fennakad a növény felületén (7) és Y_{vi} ($\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$) az adott növényfajta területegységre vonatkoztatott hozama. A különböző vegetációk között a gabonanövények, takarmányfűvek és erdei termékek esetén az öntözési tag nulla.

A bioszféra modell jellemzően tartalmaz erdei ökoszisztémát is. Bátaapáti bioszféra modellben is (190 m tengerszint magasságban) a mállott gránit a felszínen vagy annak közvetlen közelében helyezkedik el. Ilyen területen az erdei termények, elsősorban gombák, bogyós erdei gyümölcsök (15) szőlőművelés és borászat képzelhető el, a növényi vegetáció szempontjából.

Haszonállatok termékei: az állatok radionuklid felvétele függ az állat fajtájától, tömegétől, korától valamint táplálkozási és emésztési jellemzőitől (5). Legeltetett állatok esetén jelentős lehet a talajjal a szervezetbe kerülő aktivitás. Állandó radionuklid felvétel mellett a haszonállatok termékeinek aktivitáskoncentrációja a következőképpen írható le:

$$C_{pi} = F_i \cdot \left(\sum_i C_{vi} \cdot Q_i + C_{wd} \cdot Q_{wi} \right) \cdot \exp(-\lambda_r \cdot \tau)$$

ahol C_{pi} ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) az adott állati termék aktivitáskoncentrációja, C_{vi} ($\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$) a takarmány aktivitáskoncentrációja, F_i ($\text{év} \cdot \text{kg}^{-1}$) a takarmány és a termék közötti átviteli, ún. transzfer koefficiens, τ (év) a termék felhasználásáig eltelt, vagyis tárolási idő.

A fenti megközelítés a hosszú biológiai felezési idejű radionuklidokra (U, Pu, Np, Am) valószínűleg konzervatív felülbecslést eredményez. Számos tanulmány (10, 11, 1, 2) vizsgálja a takarmány-tej, takarmány-hús transzfer faktorok hatását az állati és emberi belső sugárterhelés prognosztizálása szempontjából. Ezek alapján a fenti elemek transzfer tényezői nagyon kicsik, ezért az elfogyasztott állati élelmiszer emberre gyakorolt hatása kismértékű.

A HIDROGEOKÉMIAI PERIÓDUSOS RENDSZER ALKALMAZÁSA

Nemzetközi útmutatást és gyakorlatot követve a modellben figyelembe vett izotópok körét felezési idejük és radiotoxicitásuk alapján szűrtük. A rövid élettartamú ($t_{1/2} < 5$ év) és az alacsony toxicitású ($X < 0,1$ Sv) izotópokat nem vettük figyelembe (12, 13), mivel a geoszféraiban történő vándorlási idejük több ezer-tízezer év nagyságrendű volt, amely alatt a radioaktív bomlás hatására a környezeti aktivitásuk az eredeti aktivitásuk egymilliomodára vagy kevesebbre csökken. A modell paraméterei két nagy részre oszthatók, a nuklidfüggetlen (vagy elemfüggő) és nuklidfüggő paraméterekre. Mivel a sztochasztikus modellszámításokra, azaz a paraméter-bizonytalanságok becslésére fel kell készülni, a paraméterértékek nem csak pontbecslési értéként, hanem valószínűségi eloszlásfüggvények jellemző statisztikai paramétereiként is definiáltak. Magyarországról korlátozottan állnak rendelkezésre helyspecifikus bioszféra adatok, ezért nemzetközi adatbázisokat használtunk. Számos uniós projekt biztosít adatbázist. E jelentések összeállításában általában magyar szakértők is részt vettek (1, 2, 5), azaz bizonyos mértékig tükrözik a hazai viszonyokat is. Leginkább új helyspecifikus mérésekkel és faktorok meghatározásával korábban nem mért élelmiszercsoportokra/mezőgazdasági termékekre (pl. európai és ázsiai élelmiszerek). A talaj szerepe azért kiemelten fontos, mert a növény felhalmozza a nuklidok vízzoldható, szabad, ionos formáját, és ha a talajban magas a kötött/oldott arány (a K_d érték), akkor alacsonyabb bioakkumulációs tényező várható. Egyensúlyi és közel egyensúlyi feltételek szükségesek a K_d és a bioakkumulációs tényezők levezetéséhez (14). Teljesülését befolyásolja a radionuklidok

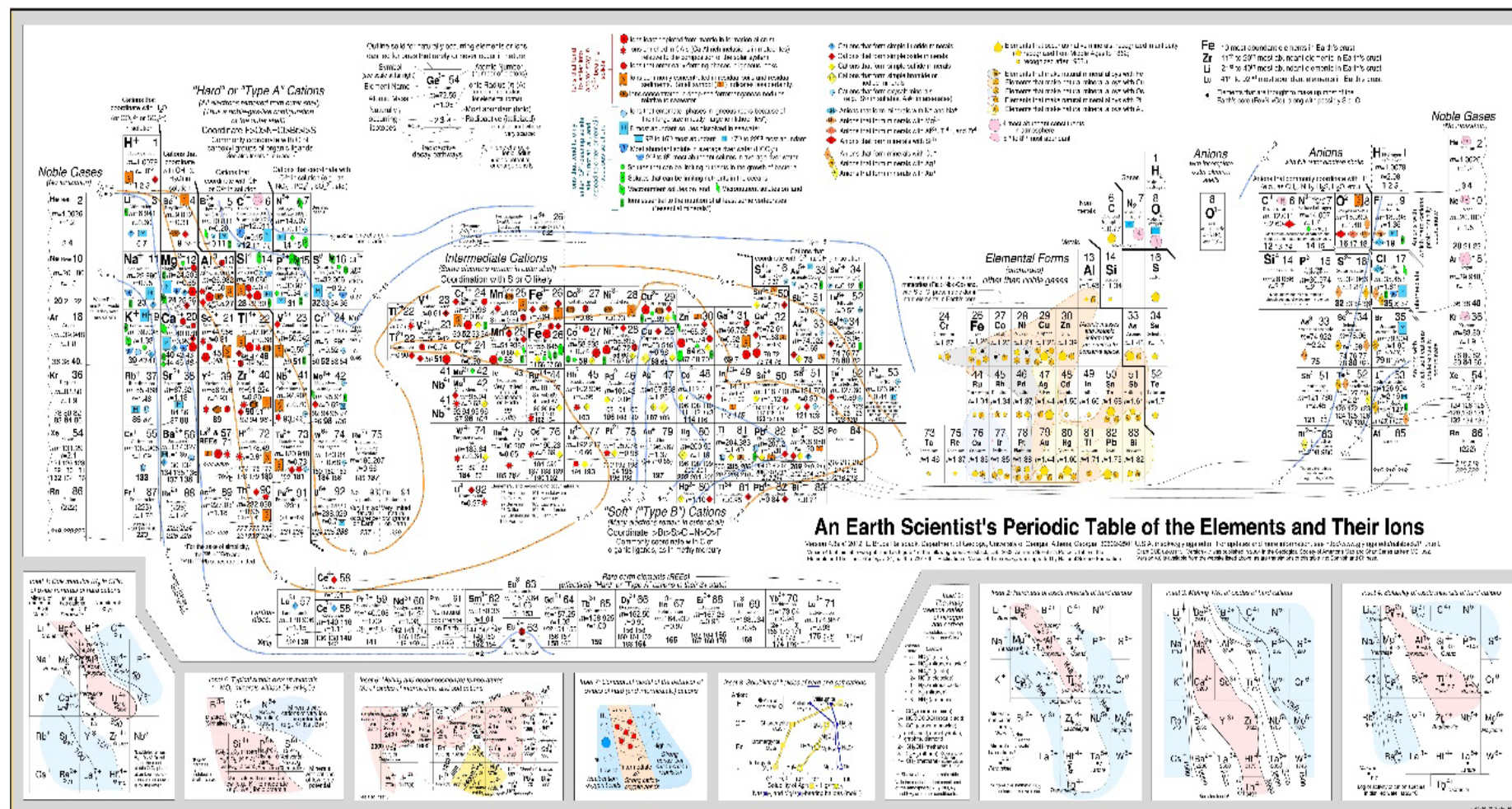
talajkomponensekhez való kötődési erőssége, a kicserélődés egyensúlyi ideje és egyéb reakciók.

A hulladékeltárban szereplő számos izotóp esetében a nemzetközi adatbázisok nem tartalmaznak minden adatot. Mengyelejev periódusos rendszerében az elemek sorszámuk szerint vannak elrendezve, ez az elrendezés jól szemlélteti az elemek periodikusan változó tulajdonságait, hiszen a kémiaiailag hasonlóan viselkedő elemek azonos oszlopba kerülnek. Az izotópokat a periódusos rendszer nem választja el egymástól. A természetben, így a geoszférában és a bioszférában az izotópok nem elemi állapotban, hanem ionos formában, vagy komplexekhez kötötten jelennek meg. Véleményünk szerint a Mengyelejev-féle periódusos rendszer nem használható megokolható módszerként a nem vagy kevésbé ismert izotópokra vonatkozó adatok becslésére. Ezért egy másik, teljesen új megközelítést választottunk, nevezetesen a „hidrogeokémiai periódusos rendszer” analógiáját (16, 17). A rendszer kialakításának fő motívuma az volt, hogy a természetben nem semleges elemek, hanem – az adott geokémiai környezetnek megfelelő – különböző oxidációs fokú ionok, komplexek jelennek meg. Azok viselkedését pedig elsősorban az ionpotenciáljuk (az oxidációs fokuk és ionrádiuszuk hányadosa) határozza meg. Amikor a szennyezőanyagok – jelen esetben a radionuklidok – természetes környezetben végbemenő terjedési folyamatait, pl. oldhatóságát vagy szorpcióját, kell jellemezni, akkor ez a megközelítés alkalmasabb, mint a semleges kémiai elemek alapján történő hasonlóságok figyelembevétele.

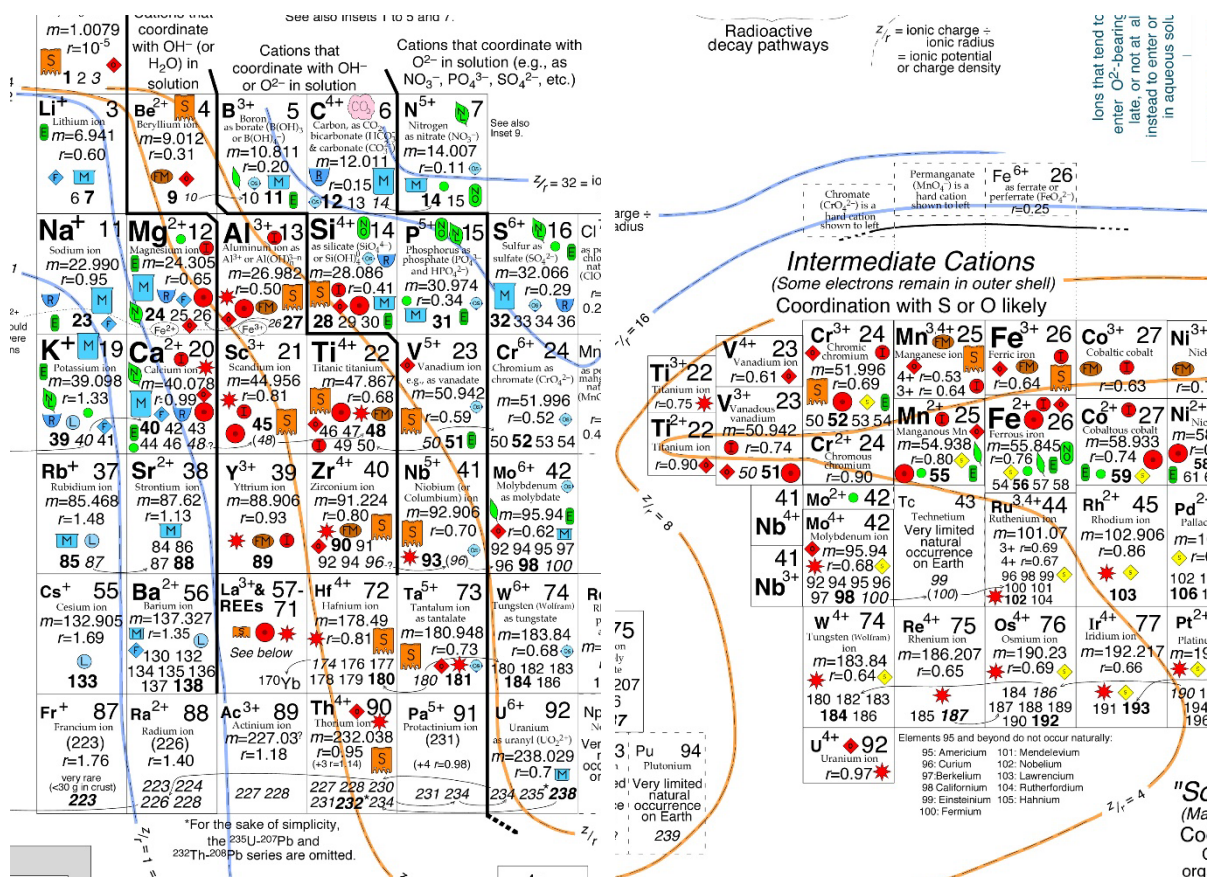
E megközelítés alapján először meg kell határozni a tipikus geokémiai környezet ionos formáját. Alapvetően az izotópok lehetnek kationos vagy anionos formában. Az analógia alapja tehát nem az elemek periodikusan változó tulajdonságai, hanem a többi ionhoz hasonló viselkedés. A tárolón belül minden bizonnyal erősen redukzív, magas pH-jú (erősen lúgos) környezet lesz, de az onnan származó szennyezett víz valószínűleg gyengén redukzív és lúgos (mindkét szempontból szinte semleges) környezetben migrál át a geoszférán. A felszín közelében (mállott gránitban és talajban) minden bizonnyal oxidatív és semleges (és talán gyengén savas) környezet várható. Tehát a hiányzó paraméterértékeket az ilyen környezetben lévő ionokra vonatkozó meglévő adatok alapján származtattuk. Az adathiányos radionuklidok viselkedésének leírásához, a várható viselkedésüket jellemző paraméter értékek származtattuk a bemutatott megközelítést. Így pl. olyan, a kémiai elemek periódusos rendszerében egymástól aránylag távol lévő elemek radionuklidjaira tudtunk paramétereket meghatározni, mint pl. a Ti^{4+} – Zr^{4+} – Th^{4+} – Pa^{5+} – U^{4+} – Nb^{3+} – Nb^{4+} – Mo^{4+} és Tc, amelyek mindegyike a átmeneti kationok közé tartozik, ionpotenciáljuk pedig 4 és 8 között változik.

A módszer alkalmas egyes tényezők paraméterezésére, mint például Kd, bioakkumuláció stb., de nem alkalmas dóziskonverziós faktorok (DCF, DF) kiszámítására. A lenyelési és belélegzési dózis átváltási tényezőit az ICRP 119 (4). számú szabvány szerint kell meghatározni, amelyben minden izotópra rendelkezésre állnak adatok. A külső dózis meghatározása az ICRP No. 116 szerint történik (3).

A 2–3. ábra a hidrogeokémiai periódusos rendszert (HPT) mutatják be. A HPT komplex ábrája kizárólag azért kerül közlésre, hogy áttekintést adjon a tábla jellegéről. Az alábbi hivatkozásokon keresztül elérhető és részleteiben megtekinthető (16, 17).



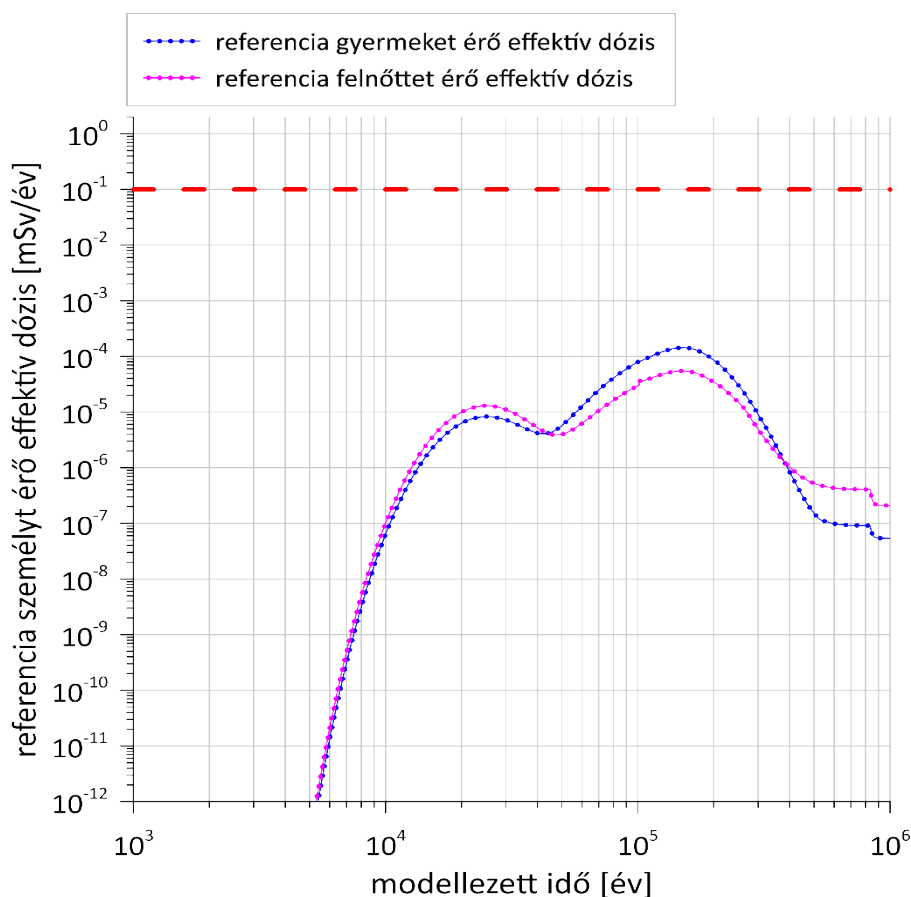
2. ábra: A hidrogeokémiai periódusos rendszer



EREDMÉNYEK

A korábbi biztonsági értékelések tapasztalatai alapján feltételezhető, hogy a bioszférába kizárólag a hosszú felezési idejű izotópok képesek kimutatható mennyiségben felszínre jutni. Azok közül is elsősorban a konzervatív viselkedésűek (szerves ^{14}C , ^{36}Cl és ^{129}I). Kisebb mennyiségben – és időben ezekhez képest késleltetve – megjelenhetnek szorpcióra hajlamos izotópok is, pl. a ^{59}Ni , a ^{135}Cs , valamint az urán bomlási sorok tagjai (amelyek közül pl. a radon potenciálisan jelentős dózist eredményezhetne, de csak zárt terek, vagy a felszínen való hosszú idejű tartózkodás esetén). Ezek megjelenése azonban csak több százezer évet követően (vagy még később), vagyis a vizsgálati időtartomány vége felé, vagy azt követően következhet be. Ezért az elmúlt évtizedekben bekövetkezett atomerőművi balesetek (a csernobili és a fukusimai) kapcsán elvégzett vizsgálatok eredményei csak nagyon korlátozottan használhatók fel a hosszú távú biztonság megítéléséhez kapcsolódó sugárterhelés-számítások során.

A bioszféra bemenetét a geoszféra-bioszféra határfelületen megjelenő, vízben oldott aktivitáskoncentráció jelenti. Két alapvető forgatókönyvet vettünk figyelembe, az egyiket, amikor a megközelítő vágatokban épített „torlasztói záródugó” megfelelően működik, a másikat pedig, amikor nem. A referencia személy effektív dózisének időbeli lefutása (4. ábra) jellemzően két lokális maximumot mutat felnőtt és gyermek esetében egyaránt. Az első csúcspont körülbelül 25000 év után következik be, 3×10^{-5} mSv/év effektív dózissal felnőtteknél (ezen a csúcson a gyermekek effektív dózisa valamivel alacsonyabb, 1×10^{-5} mSv/év körüli).

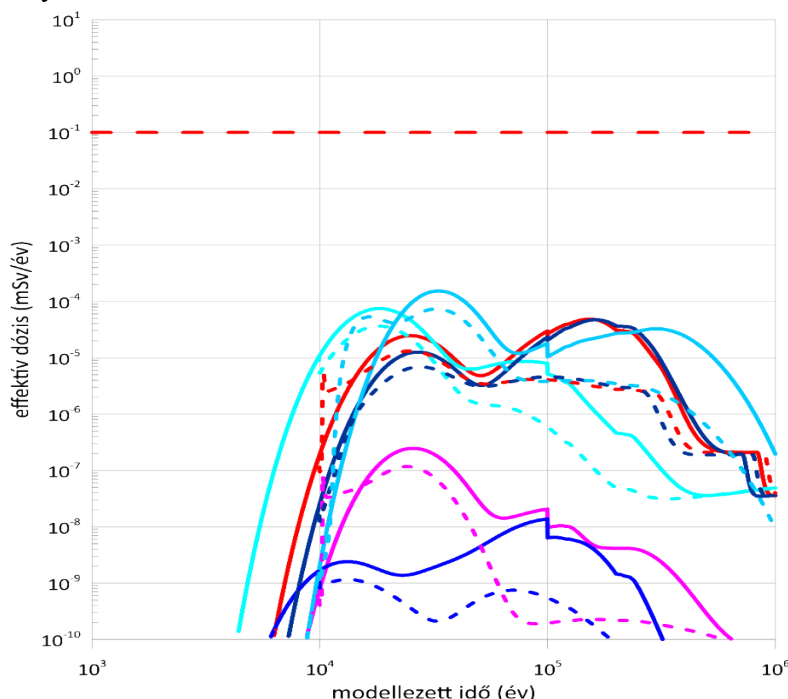


4. ábra: A felnőtt (kék) és a gyermek (lila) korcsoportra számított effektív dózis időbeli alakulása a normál forgatókönyv, 100 000 évnél tönkremenő torlasztói záródugó esetén

A hidrogeokémiai periódusos rendszer azt mutatja, hogy néhány ion hidrokémiai szempontból átfedésben van a Mengyelejev-féle periódusos rendszerrel, például a Ca és Sr (az alkáliföldfémek) esetében. Kémiai hasonlóságuk mellett hasonló ionformájúak (Ca^{2+} és Sr^{2+}), és ezért hasonló a geológiai viselkedésük is. A geológiai klaszterezés például az aktíniumot (Ac^{3+}) és az európiumot (Eu^{2+}) egy klaszterbe helyezi, bár a hagyományos periódusos rendszerben más-más csoportba tartoznak. Környezeti viselkedésük azonban arra utal, hogy mind kemény kationok. Ez a hasonlóság hasznos mind az aktínium, mind az európium esetében, amelyekre vonatkozó adatok gyakran nem állnak rendelkezésre nemzetközi publikációkban vagy adatbázisokban. A következő analógiákat is alkalmaztuk: kemény kationok, tórium (Th^{4+})-magnézium (Mg^{2+}), vagy urán (U^{6+}) – nióbium (Nb^{5+}) – titán (Ti^{4+}). Közbenső kationok: az átmenetifémek csoportja, kivéve néhány átmeneti fémet (Sc, Ti, Zr, Nb stb.), amelyek kemény kationok. A geológiai viselkedés szerinti klaszterezés néhány kivételtől eltekintve lefedi a hagyományos táblázat legtöbb csoportját. Ide tartozik a mangán-vas vagy ólom-réz analógia. Az átmenetiekationok nem tartalmaznak nagy tömegszámú izotópokat, ellentétben a kemény kationokkal. A geológiai periódusos rendszeren alapuló természetes körülményekre vonatkozik, így nem tesz összehasonlítást a transzurán elemekre. A teljes modellezés eredményei: megfelelően működő torlasztói záródugók esetén elsősorban a normál geoszféra útvonalon a bioszférába kerülő szerves radiokarbonhoz köthető az első dózismaximum. A második csúcs 150 000 év körül figyelhető meg, itt a gyermekek effektív dózisa körülbelül egy nagyságrenddel magasabb, 1×10^{-4} mSv/év, míg a felnőttek dózisa csak valamivel magasabb

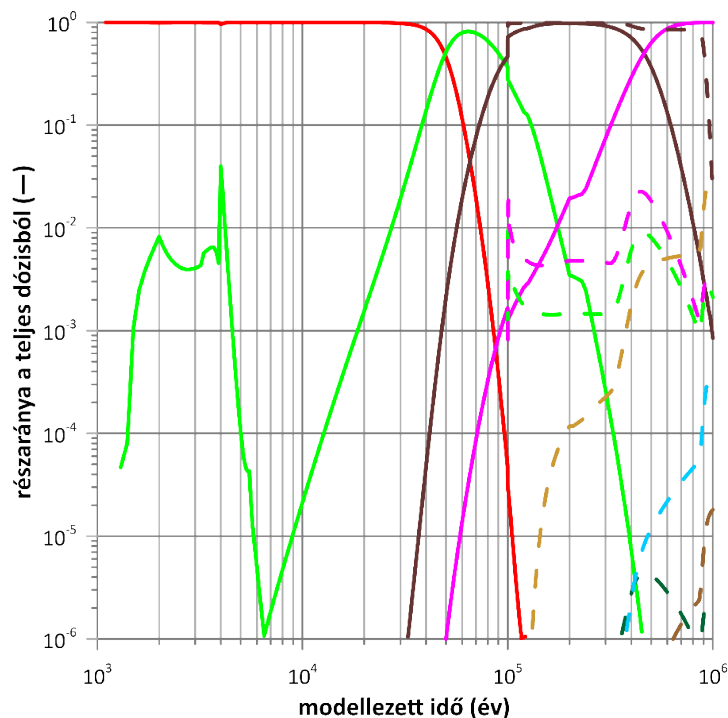
(körülbelül 5×10^{-5} mSv/év), mint az első csúcs esetén. Így a két korcsoportra számított effektív dózis aránya megfordul. Ennek az anomáliának az az oka, hogy míg az első csúcsnál a teljes effektív dózist a ^{14}C hozzájárulása uralja, addig ez a radionuklid a második csúcs idejére lebomlik, amelyet ezután a ^{79}Se és a ^{36}Cl dominál. A felnőttek és gyermekek esetében figyelembe vett sugárzási útvonalak eltérőek, és a különböző izotópokra alkalmazott dóziskonverziós tényezők a második csúcs során fellépő magasabb összeffektív dózist, valamint a korcsoportokra vonatkozó sorrendjük megfordulását eredményezik.

Az 5. ábra mutatja az egyes tárolókamrák hozzájárulását a teljes effektív dózishoz, jól látható, hogy a torlasztói záródugók korai degradációja esetén a legtöbb, de nem minden kamra esetén jellemző a két lokális maximum. Hangsúlyozni kell, hogy a torlasztói záródugók degradációja a normál forgatókönyvben is számításba lett véve, de ez 100 000 évvel a lezárást követően történik, míg a korai degradációs forgatókönyvben sokkal korábban (10 000 évnél). Az egyes kamrák viselkedése több tényezőtől függ: 1) a bennük elhelyezkedő radionuklidok kezdeti mennyiségétől (főleg a hosszú élettartamú, konzervatív izotópok aktivitáskonzentrációjától); 2) a kamrák műszaki gátrendszerének (Engineered Barrier System, EBS) kialakításától (például beton vagy acél konténereket használnak); 3) a tárolókamra elhelyezkedésétől az áramlási rendszerben, vagyis attól, hogy a kibocsátott radionuklidoknak milyen útvonalakon kell eljutniuk a bioszférába. A torlasztói záródugók korai degradációjának forgatókönyvét meghatároztuk és figyelembe vettük a biztonsági értékelésben, mivel ez potenciálisan magasabb maximális dózist jelent, de az eredmények azt mutatják, hogy a tárolókamrák egyikére sem lehetett nagyobb effektív dózist kiszámítani, mint a normál forgatókönyv esetében. De mégis érdemes megfontolni ezt az alternatív forgatókönyvet, mivel rövidebb terjedési útvonalat jelent (mind hosszban, mind időben), és azt a lehetőséget, hogy a radionuklidok elérhetik a mezőgazdaságilag fejlettebb, összetettebb területeket, ahol a szennyezett talajvíz felhasználása magasabb mértékű és diverzifikáltabb lehet, ami magasabb összdózist eredményezhet.



5. ábra: Az I-es kamramező kamráinak (4 kamra) hozzájárulása a teljes effektív dózishoz 100 000 év (folyamatos) és 10 000 (szaggatott) tönkremenetelű torlasztói záródugók esetén (keleti kamrák: kék árnyalatai, nyugati kamrák: piros és lila árnyalatai)

Mindkét forgatókönyvben csak a hosszú felezési idejű konzervatív izotópok (^{14}C , ^{36}Cl , ^{79}Se és ^{129}I) játszanak szerepet az effektív dózis meghatározásában (6. ábra). Ezen izotópok esetében még az itt figyelembe vett időhorizontok (10 000 év kontra 100 000 év) sem jelentősek (kivéve a radiokarbont).



6. ábra: A teljes effektív dózisban meghatározó szerepű radioaktív izotópok (^{14}C : piros, ^{36}Cl : világoszöld, ^{79}Se : sötétbarna, ^{129}I : lila, ^{135}Cs : barna, ^{93}Zr : okker ^{59}Ni : sötétzöld, ^{237}Np : kék) időbeli részarányának alakulása normál (folyamatos) és korai (szaggatott) torlasztói záródugó tönkremenetel esetén

A vizsgált 1 millió éves időszakon belül az éghajlatváltozás biztosan bekövetkezik, de annak természete, mértéke és időzítése csak nagy bizonytalansággal jelezhető előre. Ezért célszerű a speciális eseteket extrém helyzetként vizsgálni. Ilyen lehetséges eset az állandóan száraz vagy folyamatosan nedves éghajlat. A terület vízföldtani felépítése olyan, hogy a tároló szintjén uralkodó áramlási rendszer csak nagyon kevésbé érzékeny az ilyen felszíni folyamatokra és viszonyokra. Az is kimutatható, hogy a két lehetséges éghajlati viszonyok közül az állandó szárazság potenciálisan magasabb effektív dózisokhoz vezethet, mivel a mállott gránit zónájában kisebb lesz a tárolóból származó szennyeződések felhígulása. Érdeemes megjegyezni, hogy a modell nem vette figyelembe a bioszférán belüli folyamatokban (és az emberi viselkedésben) a klímaváltozás hatására bekövetkező változásokat.

KÖVETKEZTETÉSEK

A terjedési modellek az elméleti összefüggések alapján becsült értékeket hasonlítják össze a környezetben mért aktivitási értékekkel. Alapvetően ezekből az összehasonlításokból mérhető le a modell alkalmazhatósága és megbízhatósága. A hosszú távú modellezésben azonban nincs releváns gyakorlati összehasonlítási lehetőség, ezért a modell megfelelősége az eredményekben a megfelelő matematikai megközelítéstől, a megfelelő paraméterezéstől, és a bizonytalanságok megfelelő figyelembevételétől függ. A modellezési algoritmusnak rugalmasnak és egyszerűnek kell lennie, ráadásul az egyes számítási periódusok nem lehetnek végtelenül hosszúak.

A hosszú távú modellezés során a jelentős mérési hibák és bizonytalanságok miatt a modellnek nem csak a szennyeződés értékét, hanem annak bizonytalanságát is célszerű megbecsülnie. A felhasznált paraméterek hibaeloszlásából kiindulva meg kell határozni a számított értékek hibáját és a modellérték eloszlásfüggvényét. Tendenciaként értelmezhető, hogy a meglévő adatbázisokat felülvizsgálják (13,14), kiegészítő méréseket végeznek eddig nem vizsgált izotópokra és/vagy élelmiszerekre (pl. ázsiai élelmiszerekre), de ezek időigényes folyamatok, másrészt ritka izotópokra a mérések kivitelezése nehézkes. A hiányosság részleges orvoslására a NAÜ MODARIA program 4. munkacsoportja (2012–2015, Modelling and Data for Radiological Impact Assessments) befejezte a TRS 472-ben megadott édesvízi Kd-adatbázisok és Kd-eloszlások frissítését (13). Több mint 2300 új érték 27 új elemhez került hozzáadásra az adatkészlethez, és 270 új Kd érték a TRS 472-ben már szereplő 25 elemhez. 49 kémiai elem esetében a Kd értékeket három szilárd-folyadék csere körülmény (adszorpció, deszorpció) szerint osztályozták. Ugyanakkor szárazföldi és erdei környezetre továbbra is adathiány jellemző.

A hidrokeokémiai analógia alapján pontosabb becslést lehet végezni a jelenleg nem ismert paraméterekre, továbbá a paraméterek eloszlásfüggvényeit is meg tudtuk határozni. A végeredmény szempontjából a referenciacsoportba tartozó egyének effektív dózisének kiszámításakor csak a lenyelésből származó belső sugárterhelést vettük figyelembe. A talajfelszínről esetlegesen reszuszpendálható szennyeződések belélegzéséből és a külső sugárterhelésből származó dózist lényegesen alacsonyabbnak tekintettük, ezért a jelenlegi eredményeknél figyelmen kívül hagytuk. A geoszféra belüli hosszú terjedési útvonalak miatt csak a hosszú felezési idejű, konzervatív izotópok és egyes uránizotópok és leányelemeik juthatnak el a bioszférába, és okozhatnak kimutatható radiológiai hatást a növény/állat és emberi populációra. A bizonytalansági elemzések azt mutatják, hogy a számított effektív dózisek várhatóan egyetlen nagyságrendre korlátozódnak, ami viszonylag alacsony a figyelembe vett időkeretekhez képest.

A bátaapáti tároló földtani és vízföldtani viszonyai olyan kedvezőek a szennyezőanyagok terjedésének korlátozása és késleltetése szempontjából, hogy a bioszférát kizárólag a hosszú felezési idejű és konzervatív viselkedésű radionuklidok (^{14}C , ^{36}Cl , ^{79}Se és ^{129}I) érhetik el aránylag magas koncentrációban, ami értékelhető effektív dózis kialakulásához vezet. Ugyanerre vezethető vissza a teljes dózissra számított kismértékű bizonytalanság is.

Megítélésünk szerint a bemutatott, a hidrokeokémiai periódusos rendszeren alapuló, megközelítés az adathiányos paraméter értékek meghatározására vonatkozóan szakmailag megalapozottabb, mint a kémiai elemek alapján történő eljárás, mivel figyelembe veszi, hogy természetes környezetben mely elemek milyen kémiai formákban mennyire hajlamosak megjelenni, egymást helyettesíteni. Ezt a megközelítést először hazánkban, illetve a radioaktív hulladék-tárolók hosszú távú biztonsági értékelésével kapcsolatban nemzetközi szinten mi alkalmaztuk először a bátaapáti tároló vonatkozásában. Ugyanakkor annak erősségei más, felszíni vagy felszínközeli tárolók radiológiai kockázatának, vagy hagyományos hulladéklerakók környezeti hatásainak kiértékelésénél még hatékonyabban alkalmazhatók. Az ionizáló sugárzás kockázatait más környezeti stresszorokkal szemben is szem előtt kell tartani, és a modellezés alkalmazása a környezettudomány más területein is kiaknázható. Az izotópok viselkedése más típusú modellezéseknél is hasznos összehasonlítási alapot jelenthet.

IRODALOM

1. IAEA TRS 364. IUR Handbook of parameter values for the prediction of radionuclides transfer in temperate environments. 1994.
2. IAEA TRS 472. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. 2010.
3. ICRP. 116. Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. 2010.
4. ICRP 119. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. Annals of the ICRP 41(Suppl.) 2012.
5. IAEA SRS No. 19. General models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. 2001.
6. Kanyár, B., Pröhl G., Bergström U. Modelling of the radioactive daughter elements in soils with respect of radioactive waste disposal. Acad. and Appl. Res. in Military Sci (AARMS), 2004. 647-652.
7. Müller H., Pröhl G: ECOSYS-87: A Dynamic Model for Assessment of the Radioecological Consequences of Nuclear Accidents, Health Phys., 1993. 64(3):232-52.
8. Carrini F., Atkinson C.J., Collins C., Coughtrey P.J., Eged K., Fulker M., Green N., Kinnersley R., Linkov I, Mitchell N.G., Murlon C., Ould-Dada Z., Quinault J.M., Robles B., Stewart A., Sweeck L., Modeling and experimental studies on the transfer of radionuclides to fruit Journal of Environmental Radioactivity 2005.84. 271e284
9. Coughtrey, P.J., Jackson, D. and Thorne, M.C. Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic ecosystems. Rotterdam. (EUR 8115 VI). 1985. ISBN 90 6191 293 8,
10. Voigt G., Pröhl G., Müller H. Experiments on the seasonality of the cesium translocation in cereals, potatoes and vegetables. 1991. Radiation and Environmental Biophysics. Volume 30, pages 295–303.
11. SKB 2013 Hydrogeochemical modelling and evolution of the groundwater types and processes in geosphere of SFR, SR-PSUR-13-30, 2014
12. Karlson S., Bergström U. Nuclide documentation Element specific parameter values used in the biospheric models of the safety assessments SR 97 and SAFE. 2002. SKB-R-02-28.
13. Boyer, P.; Wells, C.; Howard, B. Extended Kd distributions for freshwater environment. Journal of Environmental Radioactivity, 2018. 192. 128-142.
14. Barnett, C.L., Beresford, N.A., Walker, L.A., Baxter, M.; Wells, C., Copplestone, D. Transfer parameters for ICRP reference animals and plants collected from a forest ecosystem. Radiation and Environmental Biophysics, 2014. 53 (1). 125-149. <https://doi.org/10.1007/s00411-013-0493-6>.
15. Pröhl G., Olyslaegers, T. Zeevaert, B. Kanyár, P. Pinedo, I. Simón, U. Bergström, B. Hallberg, S. Mobbs, Q. Chen, R. Kowe. Biosphere Models for Safety Assessment of Radioactive Waste Disposal. 2004. GSF Bericht 06/04,
16. Railsback, L.B. An Earth Scientist's Periodic Table of the Elements and Their Ions: Geology 2003. 31, no. 9. p. 737-740.
17. Railsback, L. B. An Earth Scientist's Periodic Table of the Elements and Their Ions, version 4.8. <https://railsback.org/PT.html>

Készült a SOMOS Alapítvány támogatásával.