

Utilizarea conceptului de evaluare a riscului ecotoxicologic al substanțelor chimice prezente pentru predicția pericolului de iradiere de către un depozit de deșeururi uranifere de suprafață

MIHAELA BRAGEA^{1*}, DELIA PERJU², GHEORGHIDA JINESCU³, MARIANA POIANĂ⁴

¹Institutul de Sănătate Publică Prof. Dr. Leonida Georgescu, Str. V. Babeș, Nr.16, 300226, Timișoara, România,

²Universitatea Politehnică Timișoara, P-ța Victoriei, Nr.2, 300006 România

³Universitatea Politehnică București, Str. Polizu, Nr.1-7, 011061, România

⁴Universitatea de Științe Agricole și Medicină Veterinară a Banatului Timișoara, Calea Aradului, Nr. 119, 300645, România

The concept of a comparative risk analysis presented here is based on the assumption that persistence, bioaccumulation and toxicity are a valid basis for a risk evaluation, if they are understood as generalized indicators and if they are completed by the two additional indicators release and uncertainty. Such a use of five indicators covers the whole pathway relevant for decisions, starting from information about the entry of the substance into the environment up to reflexive information about the quality of the evaluation. A revised comparative risk analysis of the radium 226 and uranium is presented. In this paper, the five risk indicators release T, spatiotemporal range R, bioaccumulation B, biological activity A and uncertainty I are used for the evaluation of a tailing dump from Ciudanovița, Caraș - Severin.

Keywords: risk, release, bioaccumulation, spatiotemporal range, waste radioactive

Gestionarea deșeurilor și modul lor de dispunere se bazează pe evaluarea riscului unui tip de deșeu și a unui tip de depozitare dat. Pentru aceasta trebuie evaluată atât acțiunea asupra organismelor și populației cât și efectele dăunătoare produse asupra unor componente ale mediului (de ex. apa de suprafață, apa subterană, apa de infiltrație) [1].

Scopul acestei lucrări îl constituie evaluarea riscului ecotoxicologic a două substanțe chimice: radium 226 (²²⁶Ra) și uraniu natural (U_{nat}), prezente în haldele de steril din zona Ciudanovița, Județ. Caraș-Severin, prin definirea și aplicarea conceptului de apreciere multidimensională, în care informațiile obținute se concretizează în cinci indicatori: Transferul, T; Aranjarea spațio-temporală, S; Bioacumularea, B; Acțiunea biologică, A; Incertitudinea, I [2].

Toată baza de date utilizată pentru calcul indicatorului: Transfer, T; a fost obținută prin măsurători periodice efectuate în zonă timp de 3 ani. Pentru indicatorii: Aranjarea spațio-temporală, S și Bioacumularea, B, baza de date utilizată a fost obținută în instalații de laborator în regim static și dinamic, luându-se în considerare procesele de extracție, adsorbție și desorbție, iar pentru calculul indicatorului: Acțiunea biologică, A, datele au fost preluate din literatură [6]. În ceea ce privește calculul ultimului indicator, Incertitudinea, I, acesta a fost obținut, prin corelarea valorilor celorlalți indicatori determinați.

Pe baza acestor informații independente una de alta, se realizează o evaluare a transferului în mediu, a radionuclizilor din halda de steril, bioacumularea în plante și toxicitatea pentru organismele relevante. Structura acestui concept de evaluare permite doar stabilirea riscului pe care îl prezintă haldele de steril, prin compararea a doi radionuclizi prezenți în steril, dacă unul dintre ei are valorile de indicator mai scăzute pentru primii patru și dacă indicatorul incertitudine este pentru ambii radionuclizi rezonabil de mare. În figura 1 este prezentată schema ciclului de management al riscului [1].

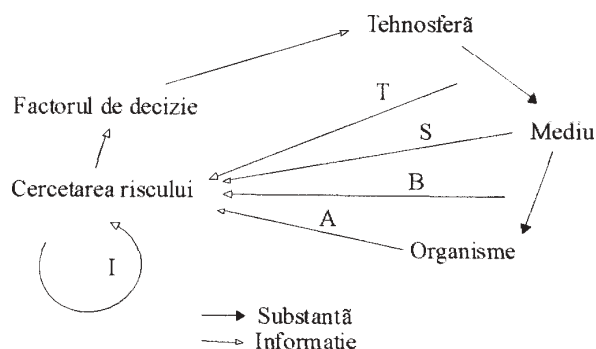


Fig. 1. Schema ciclului de management al riscului

Fiecare săgeată îndreptată spre risc reprezintă unul din cei cinci indicatori de risc care alcătuiesc profilul: datele despre transferul T al substanțelor în mediu provin din tehnosferă; cunoștințele suplimentare despre comportamentul substanței în compartimentele mediului permit obținerea unor observații despre aranjarea spațio-temporală S posibilă; observațiile despre absorbția și metabolizarea substanței în organisme constituie indicatorul de bioacumulare B; observațiile privind efectele ecotoxice la diferite nivele de organizare biologică (celule, organisme individuale, populații) formează indicatorul de activitate biologică A; percepția diferitelor capacități ale cercetării riscului însuși și de a evalua diferitele substanțe se constituie în al cincilea indicator denumit incertitudine I. În continuare, se prezintă succint cei 5 indicatori:

Transferul T. Cu acest indicator care reprezintă prima condiție pentru acțiunea unei substanțe chimice, în speță, radionuclid în mediul înconjurător, se completează și se interpretează informații despre cantitățile rezultate, sursele de emisie și proprietățile fizico-chimice ale substanțelor [1].

* email: mbragea@yahoo.com; Tel.: (+40) 0256 492101

Tabelul 1
EXPRESII VERBALE PENTRU VALORILE CELOR 5 INDICATORI DE RISC ECOTOXICOLOGIC

VALOARE	EXPRESIE
1	Scăzut
2	Mediu scăzut
3	Mediu ridicat
4	Ridicat

Aranjarea spațiotemporală

De^oi nu se poate exercita un control al proceselor fizico-chimice asupra substanțelor transferate, comportamentul lor în mediu poate fi prezis aproximativ prin modele de comportament. Acesta depinde de locul eliberării, de pînă lor de a se împărți între diferitele medii statice sau dinamice ^oi de cinetica reacțiilor de transformare în aceste medii [1].

Bioacumularea, B. Bioacumularea exprimă tendința unei substanțe de a se acumula în plante ^oi organisme vii.

O măsură generală pentru bioacumulare care ar putea fi independentă de primii doi indicatori este raportul dintre cantitatea totală de substanță chimică prezentă în organisme ^oi cantitatea totală de substanță chimică eliberată în mediu. Hotărâtor pentru un efect asupra organismelor este expunerea internă (concentrația contaminantului în organism) în privința concentrației toxicologice critice [6]. La evaluarea bioacumulării un rol important îl prezintă metabolizarea ^oi eliminarea ulterioară a substanței, deoarece cu aceasta are loc o scădere a expunerii interne [1].

Activitatea biologică. O metodă pentru determinarea riscului ecotoxicologic al eliberării unei substanțe chimice din tehnosferă în mediu ar fi o măsurare a efectelor pe care substanța, le are asupra organismelor ^oi ecosistemelor din care fac parte. Severitatea acestor efecte este o funcție a cantității eliberate, a distribuției spațiotemporale, a bioacumulării ^oi activității biologice a substanței. Prin urmare, acțiunea biologică reprezintă un indicator foarte complex ^oi descrie toate abaterile unui organism de la „starea normală”, fiind hotărâtoare, dacă acțiunea directă asupra organismului apare sau nu în mediul înconjurător [1].

Incertitudinea, I. În cazul profilelor de risc ecotoxicologic, aceasta înseamnă că incertitudinea evaluării fiecăruia din cei patru indicatori T, S, B ^oi A este evaluată ^oi combinată cu un al cincilea indicator, constituind astfel un profil complet.

Acest indicator cuprinde o funcție importantă ^oi arată că rezultatele evaluării nu sunt definitive, deoarece pe deoparte numai un număr limitat de date din literatură se pot lua în considerare, iar pe de altă parte aceste date sunt afectate de incertitudini. Evaluarea incertitudinii rezultă solitar pentru cei patru indicatori descri^oi care dau o valoare unică ^oi care este introdusă în diagrama de evaluare [1].

Scopul evaluării riscului de mediu ecotoxicologic este luat în considerare pentru a stabili toxicitatea contaminanților ^oi predicția acțiunii lor dăunătoare asupra mediului înconjurător.

Rezultate ^oi discuții

La analiza comparativă a substanțelor radioactive radiu 226 ^oi uraniu natural prezente în de^oeurile uranifere din haldele de steril din zona Ciudanovița, pentru fiecare

indicator definit anterior, substanțele se evaluează pe o scară de la 1 (potențial de risc foarte redus) la 4 (potențial de pericol foarte ridicat) ^oi rezultatul se reprezintă într-o diagramă plasă, care în final oferă o informare generală asupra potențialului de risc. Expresiile verbale pentru valorile celor cinci indicatori de risc ecotoxicologic sunt prezentate în tabelul 1.

Au fost alese expresiile mediu ridicat ^oi ridicat, ^oi nu foarte ridicat deoarece în cazul haldelor de steril nu se poate vorbi de activități mari ale radionuclizilor.

Transferul T

Pe baza valorilor concentrațiilor radionuclizilor luați în studiu, obținute în urma măsurătorilor efectuate în diverse probe de apă, pentru haldele din zona Ciudanovița, s-a stabilit domeniul de variație: $1,51 \cdot 10^{-15}$ - $2,64 \cdot 10^{-15}$ mg/L pentru radiu 226 ^oi 0,014-1,047 mg/L pentru uraniu natural. În figura 2 este prezentat indicatorul de transfer T. Se observă că transferul pentru radiu 226 ar putea fi dimensionat la scăzut, ceea ce înseamnă o incertitudine de 1 unitate (scăzut), iar transferul de uraniu natural poate fi dimensionat de la scăzut la mediu ridicat, ceea ce înseamnă o incertitudine de 3 unități (mediu ridicat).

TRANSFER T					
	$1,51 \times 10^{-15}$	$2,64 \times 10^{-15}$	0,014	0,145	1,047
	1	2	3	4	
^{226}Ra					
U_{nat}					

Fig. 2. Valorile indicatoare ale ²²⁶Ra ^oi U_{nat} pentru evaluarea transferului în apele de suprafață din zonă

Aranjarea spațio-temporală S

Domeniul spațio-temporal al radionuclizilor studiați a fost evaluat cu ajutorul datelor experimentale obținute în instalații de laborator în regim dinamic ^oi static, luându-se în considerare diversele procese care afectează starea substanțelor cum ar fi: extracția ^oi adsorbția-desorbția. Modelele matematice experimentale obținute utilizează informații detaliate ^oi estimări ale incertitudinii la: calculul vitezelor de transfer bazate pe proprietăți geochimice ^oi chimice ale haldelor de steril individuale; simularea dinamicii difuziei radiului ^oi uraniului în timp; determinarea parametrilor ^oi proceselor asociate cu incertitudinile modelului.

Estimările raportului de transfer al radiului ^oi uraniului între apă ^oi mediul geologic prezentate în figura 3, au fost dezvoltate ca o funcție de proprietățile geochimice ale haldei studiate ^oi măsurătorilor empirice ale raporturilor concentrației de radiu ^oi uraniu în apele de infiltrație.

Pentru evaluarea comparativă a indicatorului aranjare spațio-temporală S este importantă doar considerarea evoluției proceselor de migrare în timp ale celor doi radionuclizi, atât în apele de infiltrație cât ^oi în mediul

ARANJARE SPAȚIO-TEMPORALĂ S					
	0,12x10 ⁻¹⁸	0,9x10 ⁻¹⁸	0,073	0,189	1,162 mg/l
	1	2	3	4	
²²⁶ Ra					
U _{nat}					

Fig. 3. Valorile indicatoare ale ²²⁶Ra și U_{nat} obținute din evaluarea domeniului spațio-temporal

geologic. Valorile concentrațiilor de radium ²²⁶ și uraniu natural ca funcții de timp în sistemul de ape de suprafață, sunt extrem de mici, fiind vorba de activități joase ale deuteriilor radioactive. Capacitatea de solubilizare a radiului ²²⁶ în apele de extracție este mult mai mică decât a uraniului natural. Figura 3 exprimă un domeniu spațio-temporal mic sau mediu mic pentru radium ²²⁶ (4) cu o incertitudine mediu scăzută (2) și un domeniu spațio-temporal de la mediu mic până la mare pentru uraniu natural cu o incertitudine mediu ridicată (3).

Bioacumularea B

Un pas următor spre analiza globală a efectelor substanțelor eliberate asupra organismelor din mediu și a interrelațiilor lor este observarea cantității de substanță eliberată precum și cantitatea care ajunge în plante și în organismele vii [5].

Radionuclizii pătrund în organismele vii prin suprafețele biologice cu care vin în contact direct sau odată cu hrana. Cele mai importante căi de pătrundere sunt: absorbția din aer sau apă, prin suprafețe biologice (suprafața rădăcinii, tulpinii, frunzelor, florilor și fructelor macrofile, tegument la unele organisme animale, branhiile la pești și insecte, plămâni la reptile, păsări și mamifere) și ingestia de hrană și apă contaminate (organisme animale) [8]. Plantele pot extrage prin rădăcini diverse cantități de radionuclizi solubili în apa liberă din sol, mai ales pe cei de care aceștia au nevoie în procesul de creștere. Reținerea radionuclizilor prin rădăcini variază considerabil în funcție de forma chimică, tipul de sol, condiții climaterice și specia de plantă. În solurile acide transferul radionuclizilor se face mai rapid decât în solurile alcaline datorită capacității de schimb ionic mai ridicată [7]. În urma măsurătorilor experimentale s-a stabilit că pe suprafața haldelor există un mediu ușor acid, astfel că se poate concluziona că transferul radionuclizilor în plantă se face mai rapid. Pentru plante, factorii de concentrare variază de la câteva sute pentru radionuclizii solubili în sol, la neglijabil în cazul elementelor transuraniene. Consumarea de către organismele animale a unor particule mici de sol, simultan cu iarba, contribuie substanțial la contaminarea cu radionuclizi, cu 20% în cazul ovinelor și 4% pentru bovine [4].

Pentru zona studiată s-au luat în discuție următoarele categorii de vegetație existente: iarbă, mărăcină (*Cratogeomys pentagyna*) și podbal (*Tussilago farfara*). În vegetația care crește spontan pe suprafața orizontală a haldelor s-a determinat un proces ridicat de concentrare a U_{nat} față de conținuturile din rocile care se găsesc pe haldă. Se constată că fiecare tip de vegetație are capacități diferite de asimilare și concentrare. Bioconcentrarea depinde în mare măsură de tipul de organism. Din figura 4 rezultă că indicatorul de bioacumulare este scăzut sau mediu scăzut pentru radium cu o incertitudine mediu scăzută (2), iar pentru uraniu, indicatorul este mediu scăzut sau mediu ridicat cu o incertitudine mediu scăzută (2).

BIOACUMULARE B					
	0,8x10 ⁻¹⁸	1,5x10 ⁻¹⁸	0,183	0,234	0,567mg/Kg probă uscată
	1	2	3	4	
²²⁶ Ra					
U _{nat}					

Fig. 4. Valorile indicatoare ale ²²⁶Ra și U_{nat} obținute din evaluarea bioacumulării

Activitatea biologică A

Datorită proprietăților fizico-chimice ale radionuclizilor, aceștia pot fi metabolizați cu uoară de organismele vii și apoi fixați în organe sau sisteme de organe o perioadă de timp, mai mare sau mai mică, până sunt eliminați. În timpul cât radionuclizii se află în organismele vii și emit radiații nucleare, aceștia determină apariția unor efecte nocive în structurile fine ale materiei vii. Organismele animale-consumatori primari (bovine și ovine) sunt considerate a fi cele mai importante noduri în transferul radionuclizilor către om. Radionuclizii acumulați de organismul uman, duc la transferul a cel mult 10% din radioactivitatea prezentă (radionuclizi solubili) în părțile comestibile ale plantei ingerate de animale. În funcție de modul cum sunt metabolizați, cei doi radionuclizi sunt împărțiți astfel: transferabili (radionuclizi solubili în mediul biologic) și care difuzează în organism (radium ²²⁶). Uraniu constituie un caz particular. În mediu biologic, uraniu ajunge rapid în ion uranil (UO₂²⁺), care se comportă ca și calciu, dacă nu precipită la nivelul tubilor renali. Astfel, în funcție de forma chimică de pătrundere în organismul uman, organul critic pentru U_{nat} poate fi sistemul osos sau rinichii [3].

Conform cu Normele Republicane de Radioprotecție [5], radium ²²⁶ se situează în grupa 1 de toxicitate, iar uraniu natural în grupa 4. Uraniu natural este clasificat atât ca agent radiologic cât și chimico-toxic, fiind o substanță radioactivă pentru care toxicitatea chimică este factorul din evaluarea riscului. În timp ce uraniu nu produce efecte acute la concentrații la fel de mici ca și concentrațiile cu efect acut ale radiului ²²⁶, toxicitatea sa cronică este mare. Timpul de înjumătățire biologic al uraniului natural este de 100 de zile pe întregul organism, iar pentru radium ²²⁶ este de 43,8 ani. Diferențele între cei doi radionuclizi rezultă în concentrațiile cu efect extern de ansamblu rezultate din diferențele de bioacumulare și din activitatea biologică. De exemplu, concentrațiile mici de radium ²²⁶ și uraniu au un efect foarte mic sau chiar deloc asupra plantelor, dar ele prezintă un risc mare pentru animale și pentru om, chiar în cantități mici.

În figura 5 este prezentat indicatorul de activitate biologică, dacă raportarea se face la un nivel de excludere egal cu 100. Astfel, se obține atât pentru radium ²²⁶ cât și pentru uraniu natural, o dimensionare între mediu scăzut și mediu ridicat cu o incertitudine mediu scăzută (2).

Incetitudine, I

Incetitudinile celor 4 evaluări anterioare ale indicatorilor sunt reunite în tabelul 2, alături de incetitudinea întregii evaluări pentru cei doi radionuclizi, prezentată în figura 6.

Valorile celor 5 indicatori obținute în figurile 2-6 sunt reunite într-o diagramă plasă în figurile 7 și 8, rezultând astfel, profilul de risc ecotoxicologic al celor doi radionuclizi.

ACTIVITATE BIOLOGICĂ A				
	1	2	3	4
^{226}Ra				
U_{nat}				

Fig. 5. Valorile indicatoare ale ^{226}Ra și U_{nat} rezultate din evaluarea activității biologice

INCERTITUDINE I				
	1	2	3	4
^{226}Ra				
U_{nat}				

Fig. 6. Valori indicatoare ale ^{226}Ra și U_{nat} rezultate din evaluarea incertitudinii aferente evaluării de ansamblu

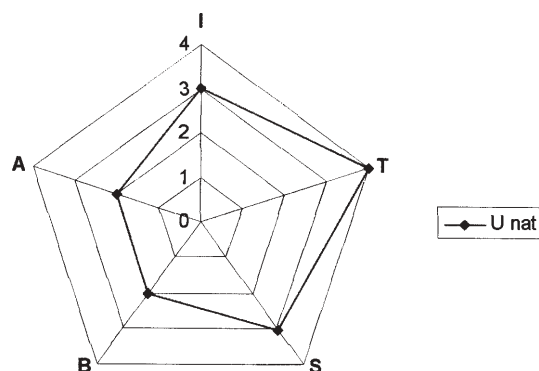


Fig. 8. Reprezentarea dimensională a valorilor indicatorilor pentru studiul de caz al U_{nat} (T -transfer, S -aranjare spațio-temporală, B-bioacumulare, A-activitate biologică, I-incertitudine)

Tabelul 2

INCERTITUDINILE PENTRU EVALUAREA TRANSFERULUI T, DOMENIULUI SPAȚIO/TEMPORAL S, BIOACUMULĂRII B, ACTIVITĂȚII BIOLOGICE A :I INCERTITUDINII I

Radionuclid	T	S	B	A	I
^{226}Ra	1	2	2	2	2
U_{nat}	4	3	2	2	3

Concluzii

Conform evaluării celor 5 indicatori prezentată în diagramele din figurile 7 și 8, doar un procent mic din radium 226 și uraniu natural va ajunge în mediul înconjurător. Profilul de risc ecotoxicologic al celor doi radionuclizi este comparabil, doar în ceea ce privește efectul biologic ridicat. De exemplu, concentrațiile mici de radium 226 și uraniu natural au un efect foarte mic sau chiar deloc asupra plantelor, dar ele prezintă un risc mare pentru animale și pentru om, chiar în cantități mici.

Domeniul spațio-temporal mic și bioacumularea scăzută pentru radium 226 , face ca acest radionuclid, să prezinte un grad de risc mai mic ca uraniu. În același timp, cantități mari de halde lăsate neprotejate și reflectate prin indicatorul de transfer mare face ca uraniu natural, să prezinte un risc mai mare.

Bibliografie

- SCHERINGER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E. & MARGESIN, Radioanalyt. Nucle. Chem., **170**, 1996, p. 426
- RANKE J, JASTORFF, Environmental Science and Pollution research **7**, nr. 2, 2000, p.105
- SWEECK, L., WAUTERS, J., VALKE, E. & CREMERS, A., Elsevier Applied Science, 1997, pp.249
- TORT, V., LOCHARD, T., SCHNEIDER, A., SUGIER, A., Rep. No. 255, CEPN/Institut de protection et de sûreté nucléaire, Paris, 2002, p.167
- *** Norme Republicane de Radiprotecție, 1993, p.2
- TURKROG, A., DAHLGARD, H., DUNIEC, S., GUEGUENIAT, P., HOLM, E., Elsevier Applied Science **20**, New York, 1988, p.294
- USMET, G.M., VAN LOON, L.R., HOWARD, B.J., Sci. Total Environ., **100**, 1991, p. 105
- VILTON, J., LIVENS, F.R., SPEZZANO, P., LEONARD, D.R.P., Sci. Total Environment, **129**, 1993, p.230
- BRAGEA M., Contribuții la modelarea și simularea fenomenului de disponibilitate la migrarea în mediu a elementelor radioactive din deșeurile industriei uranifere. Teză de doctorat, UTT, 2007

Intrat în redacție: 15.08.2007