

Stanovenie významných rádionuklidov v machoch z okolia jadrovej elektrárne Temelín

VERONIKA DRÁBOVÁ¹, SILVIA DULANSKÁ¹, SOBĚSLAV NEUFUSS², MOJMÍR NĚMEC²,
DUŠAN GALANDA¹, IRENA ŠPENDLÍKOVÁ² a JANA STRIŠOVSKÁ¹

¹Katedra jadrovej chémie Prírodovedeckej fakulty UK, Mlynská dolina, pavilón CH1,
842 15 Bratislava, Slovenská republika; drabova@fns.uniba.sk

²Katedra jaderné chemie, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, České Vysoké Učení
Technické v Praze, Břehová 7, 115 19 Praha, Česká republika

Determination of significant radionuclides in mosses from the area of the nuclear power plant Temelín

Accidents at nuclear power facilities, as well as the testing of nuclear weapons have increased the initial natural radiation background. Mosses fulfill most of the requirements imposed on the organism to be used in the biomonitring, since the accumulation ability is higher than that of plants. The paper elaborated within the cooperation between Slovakia and the Czech Republic, presents the results of determination of radionuclides ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{239,240}Pu, ²³⁸Pu and ²⁴¹Am in mosses samples (*Pleurozium schreberi*), sampled in the area of 6 regions of NPP Temelín, Czech Republic to assess the impact of nuclear power plant on the environment and the assessment of the effects of controlled and uncontrolled release of radioactive materials into the environment at a distance of 20 km from the NPP Temelín. Radionuclides ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs were determined in almost all samples of moss, values of mass activity ranged from 1.88 Bq · kg⁻¹ to 32.3 Bq · kg⁻¹ for ⁹⁰Sr and in the range of values (6.4 ÷ 263.1) Bq · kg⁻¹ for ¹³⁷Cs. Values of mass activity of alpha-radionuclides ^{239,240}Pu, ²³⁸Pu and ²⁴¹Am were below the level of minimum detectable activity.

Key words: biomonitring, mosses, determination, strontium, plutonium, americium

Úvod

Stúpajúce množstvo toxických kovov a rádionuklidov emitované do biosféry ako výsledok priemyselných aktivít predstavuje potenciálne nebezpečenstvo pre životné prostredie, čo bolo už mnohokrát zdôraznené vo všetkých formách zverejňovania informácií. Hromadenie rádionuklidov v prírode je nevyhnutným dôsledkom ich vzniku pri všetkých reakciách štiepenia atómového jadra prebiehajúceho pri testovaní nukleárných zbraní, prevádzke jadrových reaktorov, prepracovaní jadrového paliva a pri manipulácii s jadrovým odpadom (Kočiová et al., 2004).

Biomonitoring využíva vlastnosti organizmov – bioindikátorov, alebo ich častí na získavanie informácií o biosfére. Termín bioindikátor sa všeobecne používa na označenie všetkých organizmov, ktoré umožňujú získať informácie o životnom prostredí alebo o kvalite environmentálnych zmien. Je to pasívna metóda, ktorá poskytuje údaje o integrovanej expozícii v priebehu určitého časového obdobia.

Vhodné druhy pre biomonitring rádionuklidov, stopových prvkov a iných znečisťujúcich látok sú vybrané na základe výberových kritérií, ako všeobecný výskyt, dobre definované miesto odberu a pomer akumulácie. Všeobecne by sa biomonitring mal sústrediť na konkrétne prvky a kvantitatívne odrážať ich okolité elementárne podmienky

bez výrazného ovplyvnenia ich správania. Machy spĺňajú väčšinu požiadaviek kladených na organizmus, ktorý má byť použitý v biomonitringu, a v rastlinnej ríši majú zvláštne postavenie.

Machy sú rôzne citlivé na ťažké kovy, niektoré druhy môžu akumulovať pomerne vysoké hladiny kovových prvkov a rádionuklidov, či už zo zrážok, prachu a v limitovanej miere zo substrátov (Popović et al., 2010). Machy sú schopné adsorbovať minerálne živiny celým svojím povrchom. Táto schopnosť je podporovaná dvomi vlastnosťami: veľkým povrchom a nízkym povrchovým odporom vzhľadom na obmedzený vývin kutikuly (Brown, 1982). Machy majú niekoľko charakteristických znakov, ktoré ich odlišujú od ostatných machorastov. Majú nepravé listy (palísky) alebo stonky (pabyľky). Jednobunkové hrubé listy, silná bunková stena a absencia kutikuly poskytujú účinnú adsorpciu pre stopové prvky zo vzduchu a pre prvky uložené v matici pomocou iónovej výmeny (Marović et al., 2008).

Spolu s lišajníkmi boli machy najčastejšie používané ako biomonitory znečistenia ovzdušia. Výhodou machov je, že je oveľa jednoduchšie určiť ich ročný rast a spolu s ním aj dobu expozície danej machovej vzorky (Brestáková, 2010).

Biomonitoring s využitím machov je populárnejší, pretože spôsobuje menej technických a analytických problémov. Znečistenie antropogénnymi rádionuklidmi má

predovšetkým regionálny charakter, ale v prípade silných jadrových výbuchov môže byť aj širší.

Metóda s využitím machov bola prvýkrát použitá v škandinávskych krajinách ako dopĺňajúca metóda ku klasickému prístrojovému monitoringu znečistenia. V súčasnosti je biomonitring s využitím machov súčasťou monitorovacích programov vo väčšine európskych krajín na potvrdenie antropogénneho vplyvu automobilovej dopravy a spalovania fosílnych palív (Čučulovič et al., 2012).

V rámci rozvoja dobrých susedských vzťahov medzi ČR a Rakúskom bol 12. decembra v roku 2000 v Melku podpísaný *Protokol z rokovania medzi českou a rakúskou vládou, vedených premiérom Zemanom a spolkovým kancelárom Schüsselom za účasti komisára Verheugena*. Týmto krokom bol začatý tzv. Melkský proces. V rámci neho sa uskutočnilo niekoľko trojstranných expertných rokovaní, na ktorých sa diskutovalo o otázkach týkajúcich sa JE Temelín – od jadrovej bezpečnosti až po vplyv jadrovej elektrárne na životné prostredie. Proces vyvrcholil ďalším stretnutím predstaviteľov ČR, Rakúska a Európskej komisie v Bruseli dňa 29. novembra 2001. Na rokovaní bol prijatý dokument *Záver melkského procesu a následné opatrenia*, tzv. *Bruselský protokol*. Súčasťou podpísaného protokolu bolo 21 opatrení týkajúcich sa hodnotenia vplyvu na životné prostredie, ktoré sa česká strana zaviazala plniť. Okrem iného bolo predpísané monitorovanie zložiek životného prostredia a v bode 15 sa priamo požaduje „*Nadalej zaisťovať sledovanie kumulácie rádionuklidov v biologickom materiáli – machorasty, lesná hrabanka, borovicová kôra – a zachovať monitoring rádionuklidov v rybách*“. Monitorovacie body ležia na 8 profiloch lúčovito sa rozbiehajúcich z miesta JE Temelín do vzdialenosti 20 km.

Hylocomium splendens a *Pleurozium schreberi* sú dva najviac využívané druhy machov, ktoré sú viazané na

lesné spoločenstvá (Steinnes, 2000). Na analýzu v prípade machov z rodu *Hylocomia* sa využíva časť rastliny z posledných troch rokov a v prípade vzoriek z rodu *Pleurozia* sa oddeľuje iba zelená časť rastliny, ktorá prislúcha tiež podobnému časovému intervalu (Brestáková, 2010). Rádionuklidy, ktoré prispievajú k celkovej dávkovej záťaži obyvateľstva, sa vyznačujú predovšetkým dlhou dobou polpremeny, fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami, ktoré spôsobujú ich globálnu disperziu v životnom prostredí. Patria sem rádionuklidy ^{85}Kr , ^{14}C , ^3H , ^{129}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr a tiež $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu a ^{241}Am .

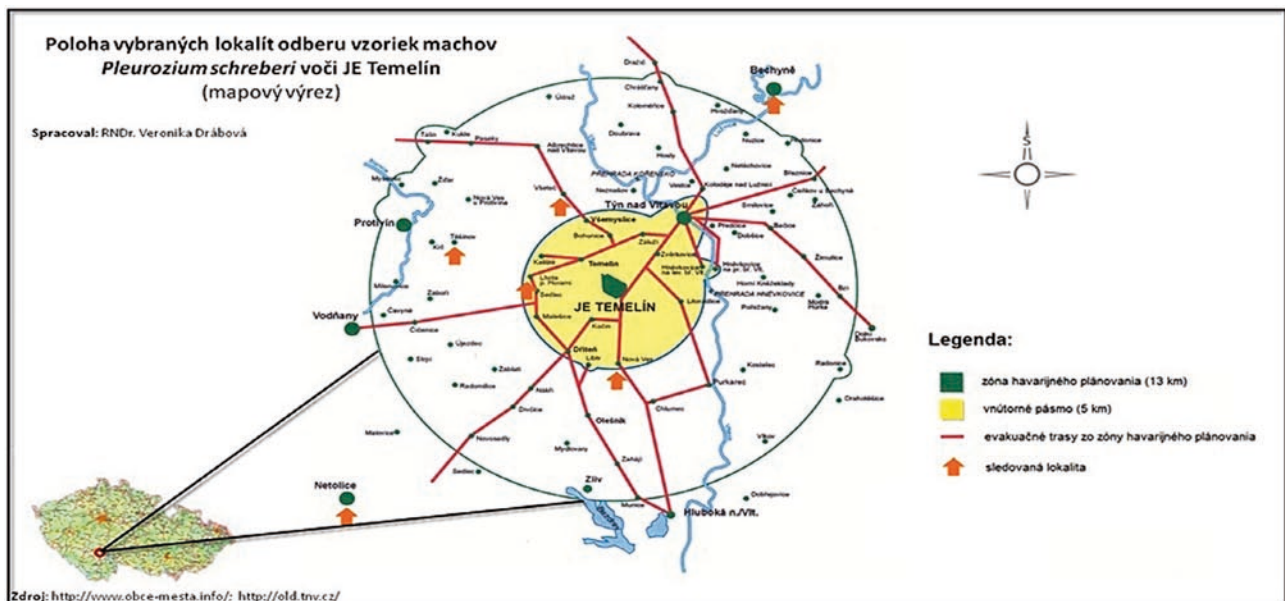
Cieľom našej práce bolo poskytnúť informácie o koncentrácii vysoko toxických a dlho žijúcich antropogénnych rádionuklidov (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr a ^{137}Cs) vo vybraných biotických vzorkách machov z okolia JE Temelín, ČR.

Experimentálna časť

Sorbenty použité v tomto príspevku sú AnaLig[®]Sr-01 gel ((60 ÷ 100) mesh), produkt spoločnosti IBC Advanced Technologies, Inc., a TRU Resin oktylfenyl-N,N-di-izobutyl karbamoylfosfín oxid (CMPO) rozpustený v tri-n-butylfosfáte (TBP), (50 ÷ 100) mesh od spoločnosti Eichrom Technologies, Inc. (Darien, IL, USA).

Popis vzoriek machov

Vzorky machov *Pleurozium schreberi* boli odobraté v roku 2009 v šiestich regiónoch v okolí jadrovej elektrárne Temelín, ČR, znázornených na obr. 1 (Netolice – N49°10'832'', E14°17'537''; Lhota Pod Horami – N49°18'783'', E14°32'422''; Bechyně, Marunka – N49°30'335'', E14°56'538''; Všetec – N49°21'638'', E14°31'680''; Nová Ves, Pakostov – N49°14'070'',



Obr. 1. Mapový výrez vybraných lokalít odberu vzoriek machov *Pleurozium schreberi* z JE Temelín.

Fig. 1. The map section of selected sampling sites of *Pleurozium schreberi* moss respect to the NPP Temelín.

E14°37'246''; Těšínov, Chocholouš – N49°18'505'', E14°29'292'').

Príprava vzoriek na separáciu ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239,240}\text{Pu}$ a ^{238}Pu

Odobrané vzorky boli sušené pri teplote 100 °C počas 12 hod. do konštantnej hmotnosti a ich hmotnosť bola stanovená gravimetricky. Odvážené množstvo sa spalovalo 14,5 hod. pri teplote 560 °C pred mikrovlnnou mineralizáciou. Získaný popol bol digerovaný 60 min. pri teplote 200 °C v mikrovlnnom rozkladnom systéme MILESTONE. Každá vzorka bola rozpustená v 15 cm³ 65 % HNO₃, p. a. s prídavkom 200 µl 30 % H₂O₂, p. a.. Následne boli vzorky prefiltrované a boli k nim pridané stopovacie rádionuklidy ^{85}Sr (100 µl, A = 2 Bq), ^{242}Pu (50 µl, A = 0,028 Bq) a ^{243}Am (50 µl, A = 0,14 Bq) na sledovanie rádiochemických výťažkov.

Separácia stroncia – metodika s AnaLig®Sr-01 gel

Na analýzu stroncia sa odobralo 10 cm³ pripraveného roztoku vzoriek machu. Vzorky boli upravené deionizovanou vodou tak, aby výsledná koncentrácia roztoku bola (3 ÷ 4) mol · dm⁻³ a následne boli nanosené na kolónu naplnenú 0,8 g sorbentu AnaLig®Sr-01 gel, ktorý bol kondicionovaný 25 cm³ 1 mol · dm⁻³ HNO₃. Prietok bol nastavený na 2 cm³ · min⁻¹. Kolóna bola premytá 20 cm³ 1 mol · dm⁻³ HNO₃ a eluáty sa spojili, pretože tieto frakcie obsahovali amerícium a plutónium, stroncium zostalo zachytené na kolóne. Kolóna bola premytá 2-krát 20 cm³ 1 mol · dm⁻³ HNO₃ a 20 cm³ deionizovanej vody. Stroncium bolo z kolóny eluované 20 cm³ 0,05 mol · dm⁻³ Na₄EDTA (Dulanská et al., 2011).

Finálne frakcie stroncia boli merané HPGe detektorom na určenie rádiochemického výťažku ^{85}Sr pri 514 keV a porovnané s nulovou vzorkou pripravenou pred separáciou (vzorka obsahovala 20 cm³ 0,05 mol · dm⁻³ Na₄EDTA a stopovací rádionuklid ^{85}Sr a bola meraná pri rovnakej energii a v rovnakej geometrii). Po náraste ^{90}Y boli vzorky merané na scintilačnom spektrometri TRI CARB 2900 TR.

Metódy zakoncentrovania amerícia a plutónia

Metódy stanovenia plutónia a amerícia v rôznych maticiacich používajú zakoncentrovanie rádionuklidov najmä pomocou spoluzrážania s Fe(OH)₃, ale aj pomocou LaF₃. Na zakoncentrovanie plutónia a amerícia zo vzoriek machov bolo použité spoluzrážanie s LaF₃.

Odložená frakcia po separácii stroncia bola odparená dosucha a odparok bol rozpustený v 25 cm³ 4 mol · dm⁻³ HCl. Roztok bol prenesený do plastovej centrifugačnej skúmavky. Nasledovalo zrážanie LaF₃ (a tiež spoluzrážanie amerícia a plutónia). K vzorke bolo pridaných 10 cm³ 1,5 mol · dm⁻³ NH₂OH (redukuje Fe³⁺ na Fe²⁺, Pu je v oxidačnom stupni 3+/4+), kontrola na prítomnosť Fe³⁺ bola uskutočnená pridaním niekoľkých kvapiek 1 mol · dm⁻³ NH₄SCN a nasledovalo zrážanie aktinoidov. K vzorke boli pridané 2 mg La³⁺ a 3 cm³ (38 ÷ 40) % HF – vznikla zrazenina LaF₃ (Fe²⁺ zostáva v roztoku). Zrazenina bola oddelená

centrifugáciou (týmto krokom sa odstránilo nielen železo, ale aj prírodný urán). Zrazenina bola rozpustená v 10 cm³ 2,5 % H₃BO₃ v 3 mol · dm⁻³ HNO₃ (horúci roztok), zmes bola odparená a odparok rozpustený v 15 cm³ 2 mol · dm⁻³ HNO₃. K roztoku sa pridalo 1,5 cm³ 1,5 mol · dm⁻³ C₆H₈O₆ (redukcia Pu⁴⁺ do Pu³⁺).

Separácia amerícia a plutónia – metodika s TRU Resin

Plutónium a amerícium boli separované pomocou sorbentu TRU Resin s použitím vákuového boxu. Separácia rádionuklidov prebehala vo vákuovom boxe pripojenom na čerpadlo, pomocou ktorého je možné regulovať prietokovú rýchlosť roztokov. Firma Eichrom Technologies, Inc. odporúča prietokovú rýchlosť pri nanášaní vzorky a elúcii stanovovaných rádionuklidov 1 cm³ · min⁻¹ a pri premývaní sorbentu 3 cm³ · min⁻¹. Dodržanie týchto hodnôt prietokovej rýchlosti je veľmi dôležité na dôkladnú separáciu. Náplň kolóny TRU Resin je približne 0,30 g. Kolóna bola kondicionovaná 2 mol · dm⁻³ HNO₃ (10 cm³), bola na ňu nanosená vzorka a po jej pretečení bola kolóna premytá 10 cm³ 2 mol · dm⁻³ HNO₃. Nasledovalo premývanie kolóny 2-krát 5 cm³ 0,1 mol · dm⁻³ NaNO₂ v 2,5 mol · dm⁻³ HNO₃ (oxidácia Pu³⁺ do Pu⁴⁺). Potom bola kolóna premytá 2 mol · dm⁻³ HNO₃ (2-krát 5 cm³) a 9 mol · dm⁻³ HCl (2 cm³).

Amerícium bolo eluované 9 mol · dm⁻³ HCl (3 cm³) a následne 4 mol · dm⁻³ HCl (20 cm³) (Michel et al., 2008). Roztok s ameríciom bol odparený dosucha a odparok rozpustený v 5 cm³ 1 mol · dm⁻³ HCl a nasledovalo spoluzrážanie s NdF₃ (do roztoku sa pridalo 0,5 ml (38 ÷ 40) % HF; 100 µl 0,5 mg · cm⁻³ Nd³⁺). Takto upravená vzorka bola umiestnená na 30 min. do mrazničky, prefiltrovaná na filtri (25 mm Tuffryn® membrane filter; 0,2 µm), vysušená pod IČ lampou a meraná.

Na elúciu plutónia bola použitá zmes 20 cm³ 4 mol · dm⁻³ HCl – 0,6 cm³ 15 % TiCl₃. Roztok s plutóniom bol odparený takmer dosucha a rozpustený v 5 cm³ 1 mol · dm⁻³ HCl. Nasledovalo spoluzrážanie s NdF₃ ako v prípade amerícia (Dulanská et al., 2011).

Pripravené preparáty plutónia a amerícia boli merané na metrologicky overenom dvojkomorovom α-spektrometri 576A s ULTRA™AlphaDetector 600, EG&G ORTEC. Spektrá boli následne spracované programom GammaVision (32-bit), EG&G ORTEC.

Výsledky a diskusia

Vzorky boli pripravené a analyzované postupmi opísanými v experimentálnej časti. Hlavným cieľom príspevku bola separácia a stanovenie významných rádionuklidov prítomných v machoch z okolia JE Temelín, ČR a stanovenie ich aktivít v týchto vzorkách. Hodnotenie následkov kontrolovaných a nekontrolovaných únikov rádioaktívnych látok z jadrových prevádzok do životného prostredia je nevyhnutnou súčasťou bezpečného a ekonomického využívania jadrovej energie (Mátel, 2011).

Na posúdenie vplyvu jadrovej elektrárne na biomasu v okolí do vzdialenosti 20 km bola stanovená hmotnostná aktivita ^{137}Cs [Bq · kg⁻¹] vo vzorkách machov. Merná

Tab. 1
Hmotnostná aktivita ^{137}Cs (Thinová a Klusoň, 2011), ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ a ^{241}Am [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$] v machoch
Mass activities of ^{137}Cs (Thinová and Klusoň, 2011), ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$] in mosses

Odberové miesto	^{137}Cs A \pm U [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]	^{90}Sr A \pm U [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]	^{238}Pu A \pm U [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]	$^{239,240}\text{Pu}$ A \pm U [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]	^{241}Am A \pm U [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$]
Netolice N49°10'832'', E14°17'537''	6,4 \pm 1,4	32,3 \pm 2,9	< MDA	< MDA	< MDA
Lhota Pod Horami N49°18'783'', E14°32'422''	31,6 \pm 1,6	< MDA	< MDA	< MDA	< MDA
Těšínov, Chocholouš N49°18'505'', E14°29'292''	26,1 \pm 2,1	10,4 \pm 0,9	< MDA	< MDA	< MDA
Nová Ves, Pakostov N49°14'070'', E14°37'246''	18,8 \pm 1,8	15,2 \pm 1,4	< MDA	< MDA	< MDA
Všeteč N49°21'638'', E14°31'680''	21,6 \pm 1,7	9,33 \pm 0,8	< MDA	< MDA	< MDA
Bechyně, Marunka (popol) N49°30'335'', E14°56'538''	263,1 \pm 9,0	1,88 \pm 0,2	< MDA	< MDA	< MDA

Poznámka: U – rozšířená neistota

Note: U – uncertainty of specific activity U(A) was estimated as a combined uncertainty u(A) with $k \approx 2$

aktivita vo vzorkách bola stanovená metódou laboratórnej gama spektrometrie. V nameraných laboratórnych gama spektrách z roku 2011 neboli identifikované žiadne iné antropogénne rádionuklidy.

Pre požadovanú relatívnu chybu merania lepšiu než 10 % je od roku 2007 doba merania vzoriek machu stanovená na 30 000 s. V tab. 1 sú uvedené hmotnostné aktivity ^{137}Cs [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$] vo vzorkách machov stanovené v roku 2011 na Katedre dozimetrie a aplikácie ionizujúciho záření ČVUT v Prahe a hmotnostné aktivity ^{90}Sr , ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ a ^{241}Am [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$] v machoch stanovené v roku 2013. Priestorové rozloženie hmotnostných aktivít ^{137}Cs je nerovnomerné a v roku 2011 sa pohybovalo v rozmedzí hodnôt (6,4 ÷ 263,1) $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Keďže bola vo vzorkách machu stanovená hmotnostná aktivita ^{137}Cs aj po 27 rokoch od havárie v Černobyle, je veľmi dôležité študovať ďalšie možnosti využitia bioindikátorov, pretože predstavujú najspolahlivejšie ukazovatele kontaminácie životného prostredia.

Stanovenie ^{90}Sr vo vzorkách machov z okolia JE Temelín, ČR si vyžiadalo jeho separáciu z matrice a od ostatných možných interferujúcich rádionuklidov. Rádiochemická analýza bola založená na digerovaní vzorky, separácii stroncia, využitím metódy extrakčnej chromatografie s následným stanovením aktivity metódou scintilačnej spektrometrie, a to kvapalným scintilátorom využitím detekcie Čerenkovovho žiarenia. Okrem vzorky machu odobranej v lokalite Lhota pod Horami (N49°18'783'', E14°32'422''), v ktorej bola hodnota aktivity stroncia pod úrovňou minimálnej detegovateľnej aktivity (MDA = 0,05 Bq), bolo ^{90}Sr stanovené vo všetkých vzorkách. Boli zistené výrazné rozdiely v hodnotách hmotnostných aktivít ^{90}Sr v závislosti od miesta odberu vzoriek, hodnoty sa pohybovali v intervale (1,88 ÷ 32,3) $\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$. Hodnota

relatívnej štandardnej neistoty $u(A)$ bola vypočítaná podľa zákona propagácie neistôt:

$$u(A) = a \times \sqrt{\left(\frac{u(a)^2}{a^2}\right) + \left(\frac{u(\varepsilon)^2}{\varepsilon^2}\right) + \left(\frac{u(R)^2}{R^2}\right)} \quad (1)$$

kde $u(A)$ je relatívna štandardná neistota, a je hmotnostná aktivita vzorky [$\text{Bq} \cdot \text{kg}^{-1}$], $u(a)$ je neistota hmotnostnej aktivity meranej vzorky, $u(\varepsilon)$ je príspevok štandardnej neistoty detekčnej účinnosti, ε je detekčná účinnosť, $u(R)$ je štandardná neistota rádiochemického výťažku, R je rádiochemický výťažok stopovacieho rádionuklidu.

Na výpočet rozšírenej neistoty $U(A)$ bol použitý vzťah:

$$U(a) = k \times u(A), \quad (2)$$

kde $U(a)$ je rozšířená neistota, k je koeficient pokrytia ($k \approx 2$), $u(A)$ je relatívna štandardná neistota.

Rádiochemické výťažky ^{242}Pu a ^{243}Am použitých v rádiochemickej analýze pri separácii amerícia a plutónia zo vzoriek machu boli vypočítané podľa uvedeného vzťahu:

$$R = \frac{N_T}{t_T \times \varepsilon \times A_T} \times 100, \quad (3)$$

kde R je rádiochemický výťažok stopovacieho rádionuklidu [%], N_T je celkový počet impulzov stopovacieho rádionuklidu [s], t_T je doba merania stopovacieho rádionuklidu [s], ε je detekčná účinnosť pre stopovací rádionuklid, A_T je aktivita stopovacieho rádionuklidu [Bq].

Vypočítané rádiochemické výťažky sa pohybovali v rozsahu hodnôt (60 ÷ 80) %. Hodnoty aktivít sledovaných rádionuklidov ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ a ^{241}Am stanovené alfa-

-spektrometrickým meraním boli pod úrovňou minimálnej detegovateľnej aktivity (MDA = 0,0008 Bq).

Záver

Na základe podpísaného *Bruselského protokolu*, v ktorom sa ČR zaviazala monitorovať zložky životného prostredia, boli na zhodnotenie kontaminácie životného prostredia antropogénnymi rádionuklidmi v roku 2009 odobraté vzorky machu v šiestich regiónoch v okolí JE Temelín. Vzorky boli podrobené rádiochemickej analýze na účely stanovenia významných antropogénnych rádionuklidov ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{90}Sr a ^{137}Cs . S využitím dvoch komerčne dostupných materiálov – AnaLig[®]Sr-01 gel a TRU Resin – boli sledované rádionuklidy separované z matrice a od možných interferujúcich rádionuklidov. Následne boli vypočítané hmotnostné aktivity rádionuklidov, ktoré sa pohybovali v rozmedzí hodnôt (1,88 ÷ 32,3) Bq · kg⁻¹ v prípade ^{90}Sr a v intervale hodnôt (6,4 ÷ 263,1) Bq · kg⁻¹ v prípade ^{137}Cs . Hodnoty hmotnostných aktivít alfa rádionuklidov $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu a ^{241}Am boli pod úrovňou minimálnej detegovateľnej aktivity. Experimentálne získané výsledky dokazujú, že machy sú obzvlášť vhodné ako bioindikátory geografického a sezónneho rozmiestnenia rádioaktívnych kontaminantov v životnom prostredí vzhľadom na svoje anatomické, morfológické a fyziologické vlastnosti.

Podakovanie. Výsledky zo stanovenia významných rádionuklidov v machoch boli spracované vďaka podpore z projektu *Stanovenie významných rádionuklidov a ich korelačných faktorov vo vzorkách životného prostredia: APVV-SK-CZ0047-11 (2012 – 2013)*.

References

- BREŠŤÁKOVÁ, L., 2010: Stanovenie koncentrácie rádionuklidu ^{137}Cs v machoch z Bieloruska a Slovenska. Študentská vedecká konferencia FMFI UK, Bratislava, 196 – 201.
- BROWN, D. H., 1982: Mineral nutrition. *Bryophyte ecology*, 383 – 444.

- ČUČULOVÍČ, A., POPOVIČ, D., ČUČULOVÍČ, R. & AJTIČ, J., 2012: Natural radionuclides and ^{137}Cs in moss and lichen in Eastern Serbia. *Nuclear Tech. Rad. Pro.*, 27, 44 – 51.
- DULANSKÁ, S., REMENEC, B., MÁTEL, L., GALANDA, D. & MOLNÁR, A., 2011: Pre-concentration and determination of ^{90}Sr in radionuclide wastes using solid phase extraction techniques. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 288, 705 – 708.
- DULANSKÁ, S., REMENEC, B., MÁTEL, L. & GALANDA, D., 2011: The selective separation of Pu isotopes using molecular recognition technology product AnaLig_ Pu02 gel and extraction chromatography TRU_ resin. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 287, 841 – 845.
- KOČIOVÁ, M., PIPÍŠKA, M., HORNÍK, M. & AUGUSTÍN, J., 2004: Biosorpcia rádiostroacia lišajníkmi. *Nova Biotechnologica*, IV-1, 7 – 16.
- MAROVÍČ, G., FRANIČ, Z., SENČAR, J., BITUH, T. & VUGRINEC, O., 2008: Mosses and some mushroom species as bioindicators of radioceasium contamination and risk assessment. *Coll. Antropol.*, 32, 109 – 114.
- MÁTEL, L., 2011: Rádiochemické analýzy vzoriek životného prostredia a rádioaktívnych odpadov (Pu, Am, Sr). *KARTPRINT, Bratislava*, 204 s.
- MICHEL, H., LEVENT, D., BARCI, V., BARCI-FUNEL, G. & HUREL, C., 2008: Soil and sediment sample analysis for the sequential determination of natural and anthropogenic radionuclides. *Talanta*, 74, 1 527 – 1 533.
- POPOVIČ, D., TODOROVÍČ, D., ANIČIČ, M., TOMAŠEVIČ, M., NIKOLIČ, J. & AJTIČ, J., 2010: Trace elements and radionuclides in urban air monitored by moss and tree leaves. *Air quality*, 117 – 142.
- STEINNES, E., 2001: Use of mosses to monitor trace element deposition from the atmosphere: Why and how. *Proceedings of the NATO Advanced Research Workshop on Monitoring and Man-made Radionuclides and Heavy Metals Wastes in Environment. Radionuclides and heavy metals in environment*, 5, 149 – 157.
- THINOVÁ, L. & KLUSOŇ, J., 2011: Biomonitoring atmosférické depozice radionuklidů v okolí Jaderné elektrárny Temelín v roce 2011. *ČVUT v Praze, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, Katedra dozimetrie a aplikace ionizujícího záření, Praha*, 31 s.

*Rukopis doručený 10. 9. 2013
Revidovaná verzia doručená 8. 10. 2013
Rukopis akceptovaný red. radou 30. 10. 2013*

Determination of significant radionuclides in mosses from the area of the nuclear power plant Temelín

Plutonium, americium and strontium belong among the most hazardous radionuclides produced in nuclear fission and activation processes. They have been released into the environment due to the accidents of nuclear power plants and reprocessing plants, nuclear weapon production facilities, the fallout from nuclear weapon tests and the burn up of satellites with a SNAP 9A power source. Monitoring of their presence in the environment is of major importance that requires the availability of up-to-date validated analytical procedures. The present paper discusses a radiochemical procedure that has been applied for the determination of ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am and ^{90}Sr in environmental samples

such as mosses. The mosses are able to efficiently accumulate different pollutants from their environment to a much higher degree than other vegetation (vascular plants). These plants also tend to accumulate various radioactive elements, particularly caesium isotopes. This preference for caesium is due to its chemical similarity to potassium, which is their principal inorganic constituent. Consequently, they are sensitive bioindicators of radioactive contamination for various ecosystems in the event of a nuclear accident and uncontrolled emission of fission products. The samples of mosses *Pleurozium schreberi*, which is the most widely used species for biomonitoring, were collected from a six

locations at a distance of 20 km from the NPP Temelín, Czech Republic. Monitored radionuclides were separated from the matrix and from other potential interfering radionuclides using method of extraction chromatography that combines the selectivity of liquid-liquid extraction with the rapidity of chromatographic methods. The separation of the radionuclides is based on the distribution of the

cations of interest between an organic and an aqueous phase (neutral or acidic). The extractant is adsorbed on the surface of an inert support and corresponds to the organic, stationary phase. Monitored radionuclides were determined in mosses samples using method of alpha-spectrometry and liquid scintillation spectrometry and their mass activities in these samples were calculated.