

Změny obsahu radionuklidů v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín v období 1990–2016

EDUARD HANSLÍK, DIANA MAREŠOVÁ, EVA JURANOVÁ, BARBORA SEDLÁŘOVÁ

Klíčová slova: tritium – stroncium 90 – cesium 137 – efektivní poločas – povrchová voda

SOUHRN

V příspěvku jsou prezentovány výsledky dlouhodobého sledování výskytu a chování radionuklidů ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs v povrchové vodě v okolí Jaderné elektrárny Temelín (JE Temelín). Tyto umělé radionuklidy pochází především z reziduálního znečištění po atmosférických testech jaderných zbraní a havárii jaderného reaktoru v Černobylu v minulém století. Hodnoceny byly časově prostorové změny těchto radionuklidů. Byl vypočten efektivní poločas jejich ubývání. V případě ^3H byl zjištěn mírný pokles jeho objemové aktivity v profilech nad zaústěním odpadních vod z JE Temelín. Pokles objemových aktivit ^{90}Sr a ^{137}Cs byl pozorován v odběrových místech nad i pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín. Pouze v případě ^3H byl zjišťován nárůst objemové aktivity v profilech pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín.

ÚVOD

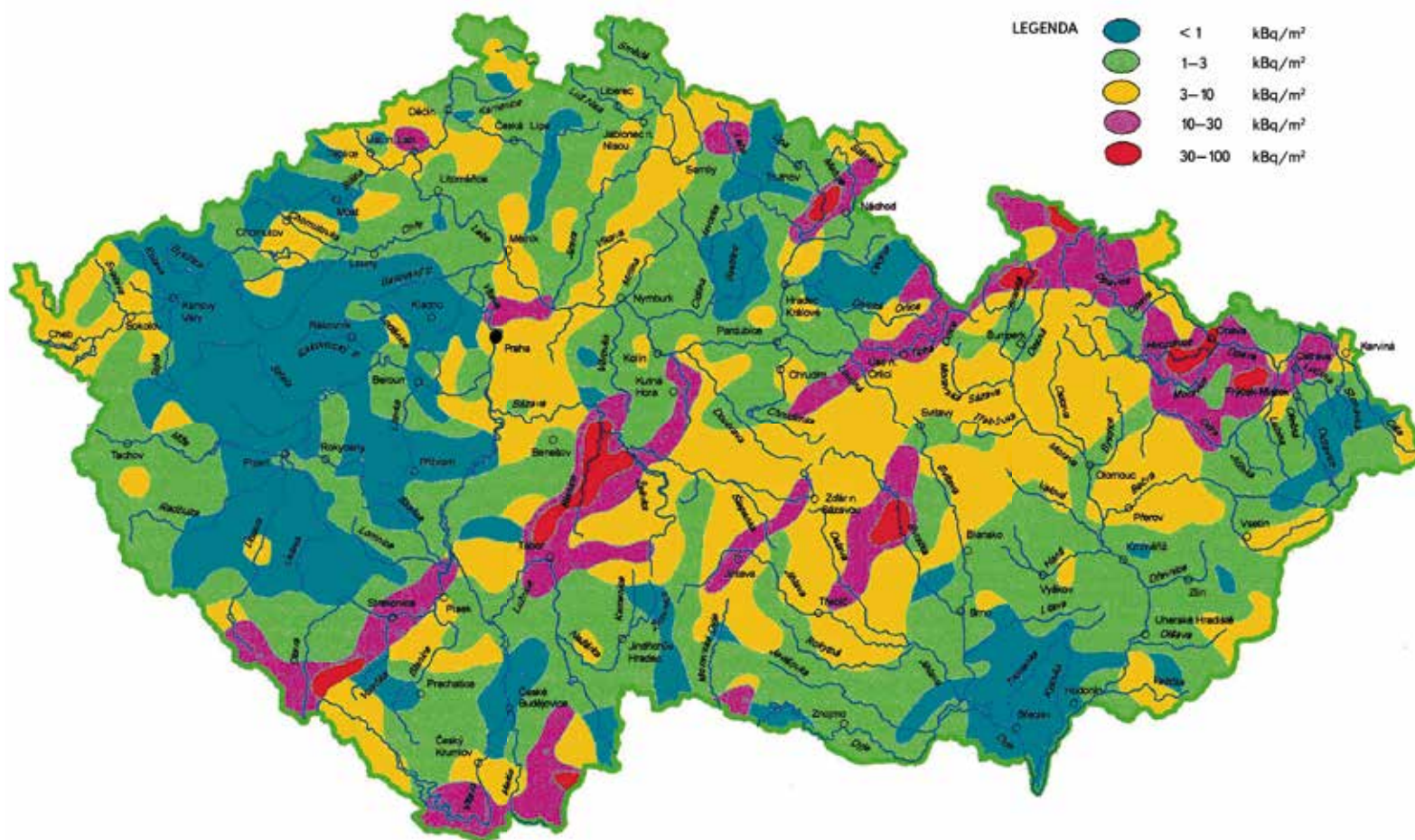
Běžný provoz jaderné elektrárny je doprovázen produkcí radionuklidů, které mohou být ve velmi malých objemových aktivitách vypouštěny do životního prostředí. Na jadernou bezpečnost a radiační ochranu jsou v této souvislosti kladeny vysoké nároky [1–4]. Mezi nejvýznamnější potenciálně přítomné izotopy v odpadních vodách patří kromě tritia (^3H) především stroncium 90 (^{90}Sr) a cesium 137 (^{137}Cs).

^3H je radioaktivní izotop vodíku s poločasem rozpadu 12,32 r, který se přirozeně vyskytuje v množství 1 atom na 10^{18} atomů vodíku [5]. Z uměle vyvolaných procesů mají největší význam reakce využívané v jaderných elektrárnách a reakce doprovázející výbuch jaderné bomby. ^{90}Sr (poločas rozpadu 28,8 r) a ^{137}Cs (poločas rozpadu 30,17 r) jsou izotopy, které vznikají pouze při uměle vyvolaných jaderných reakcích. Do prostředí se dostávají výhradně v souvislosti s využíváním jaderné energie a ionizujícího záření ať už k mírovým, nebo vojenským účelům.

Z důvodu výstavby a provozu JE Temelín jsou umělé radionuklidy v lokalitě jižních Čech studovány již řadu let. JE Temelín čerpá surovou vodu z vodní nádrže Hněvkovice a vypouští odpadní vody do řeky Vltavy v místě hráze vodní nádrže Kofensko. Ve světě jsou odpadní vody z jaderných zařízení obvykle zaústěny do velkých řek, popř. přímo do moře [6]. Ve srovnání s řekami, jako je Dunaj, Rýn nebo Ebro, je řeka Vltava relativně malý tok. Vzhledem k očekávaným klimatickým změnám včetně zvýšeného výskytu hydrologického sucha [7] se lze obávat možného nárůstu objemových aktivit radionuklidů pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín, a proto je jejich sledování věnována velká pozornost.

Přestože ^{90}Sr a ^{137}Cs jsou radionuklidy umělé, vyskytovaly se spolu s ^3H v měřitelném množství v životním prostředí ještě před spuštěním JE Temelín. Důvodem je přetrvávající znečištění po testech jaderných zbraní v padesátých a šedesátých letech dvacátého století a po jaderné havárii v Černobylu v roce 1986. Množství radionuklidů uvolněné během testů jaderných zbraní v atmosféře je odhadováno na $186 \cdot 10^3$ PBq ^3H (PBq = 10^{15} Bq), 622 PBq ^{90}Sr a 948 PBq ^{137}Cs [8]. Černobylská havárie, ke které došlo 26. 4. 1986, byla nejvážnější havárie v historii jaderné energetiky jak co do množství uniklé aktivity, tak co do rozsahu kontaminace území. Celková aktivita produktů havárie, které unikly do prostředí, se odhaduje na $2 \cdot 10^3$ PBq [9]. Do prostředí se dostalo velké množství radionuklidů, především s krátkým poločasem rozpadu, z nichž nejvýznamnější byl ^{131}I (1 800 PBq). Z radionuklidů se středně dlouhým poločasem bylo nejvýznamnější ^{137}Cs (85 PBq) [8]. Informace o radiační situaci na území České republiky shrnuje Zpráva Institutu hygieny a epidemiologie [10]. Odhady množství depozovaného ^{137}Cs na území ČR pocházejí především z průzkumu provedeného Centrem hygieny záření Institutu hygieny a epidemiologie v červnu 1986 [10], které bylo později doplněno leteckým mapováním [11], a byla vytvořena mapa plošné kontaminace [12], která je uvedena na obr. 1. V mapě je tedy zahrnut i příspěvek ^{137}Cs z atmosférických testů jaderných zbraní, který UNSCEAR [8] pro rok 1986 odhaduje na $1,9$ kBq/m² (kumulativní depozice). Nejvíce zasažené plochy našeho území s plošnou depozicí nad 10 kBq/m² nacházíme ve směru SV–SZ, což odpovídá směru proudění vzduchu v době prvního průchodu kontaminovaných vzdušných hmot. Druhá a třetí vlna zasáhla naše území v JV–SZ směru. Průměrná plošná depozice ^{137}Cs v České republice v důsledku jaderné havárie v Černobylu je odhadována na $7,6$ kBq/m² [13]. Objemová aktivita ^{137}Cs v povrchových vodách byla na území ČR v období 1. 5.–10. 6. 1986 zaznamenána v rozmezí $0,08$ – $8,0$ Bq/l [10].

Okolí JE Temelín patří mezi území zasažená prvním radioaktivním mrakem na našem území. IHE CHZ [10] uvádí spád v dané lokalitě $2,3$ až 13 kBq/m². Dědáček a Pliško [14] provedli v roce 1992 detailní letecký průzkum, který byl následně upřesněn měřeními v roce 1996 [12], ze kterých vyplývá plošná kontaminace ^{137}Cs v okolí JETE v roce 1996 1 – 16 kBq/m², což by odpovídalo spadu v roce 1986 v rozmezí $1,3$ – $20,2$ kBq/m². Údajů o ^{90}Sr ve spadu po havárii je výrazně méně, oficiální údaje o celkové depozici ^{90}Sr nebyly publikovány. IHE CHZ [10] uvádí poměr ^{90}Sr a ^{137}Cs v přízemní vrstvě atmosféry měřen v lokalitě Praha-Libuš v rozmezí $0,02$ – $0,13$. UNSCEAR [5] odhaduje příspěvek ^{90}Sr , tj. kumulativní depozice ^{90}Sr z atmosférických testů jaderných zbraní v roce 1986, na $1,23$ kBq/m².



Obr. 1. Mapa plošné aktivity ^{137}Cs v půdě (kBq/m^2) po havárii jaderné elektrárny v Černobylu v roce 1986 včetně příspěvku ^{137}Cs z testů jaderných zbraní [12]
 Fig. 1. ^{137}Cs surface activity in soil (kBq/m^2) after the 1986 Chernobyl disaster, including ^{137}Cs from nuclear weapon tests [12]

Hlavním cílem příspěvku bylo prezentovat výsledky dlouhodobého sledování výskytu vybraných radionuklidů v řece Vltavě ovlivněné provozem JE Temelín a vyhodnotit případný příspěvek elektrárny. Byly sledovány radionuklidy ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs v profilech ovlivněných i neovlivněných provozem elektrárny. Byly hodnoceny jednotlivé složky současného pozadí těchto radionuklidů, tj. přírodní (^3H) a antropogenní (^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs) z reziduální kontaminace po testech jaderných zbraní v atmosféře a jaderné havárii v Černobylu v minulém století, a příspěvek jaderných zařízení jinde ve světě atmosférickým přenosem.

METODIKA

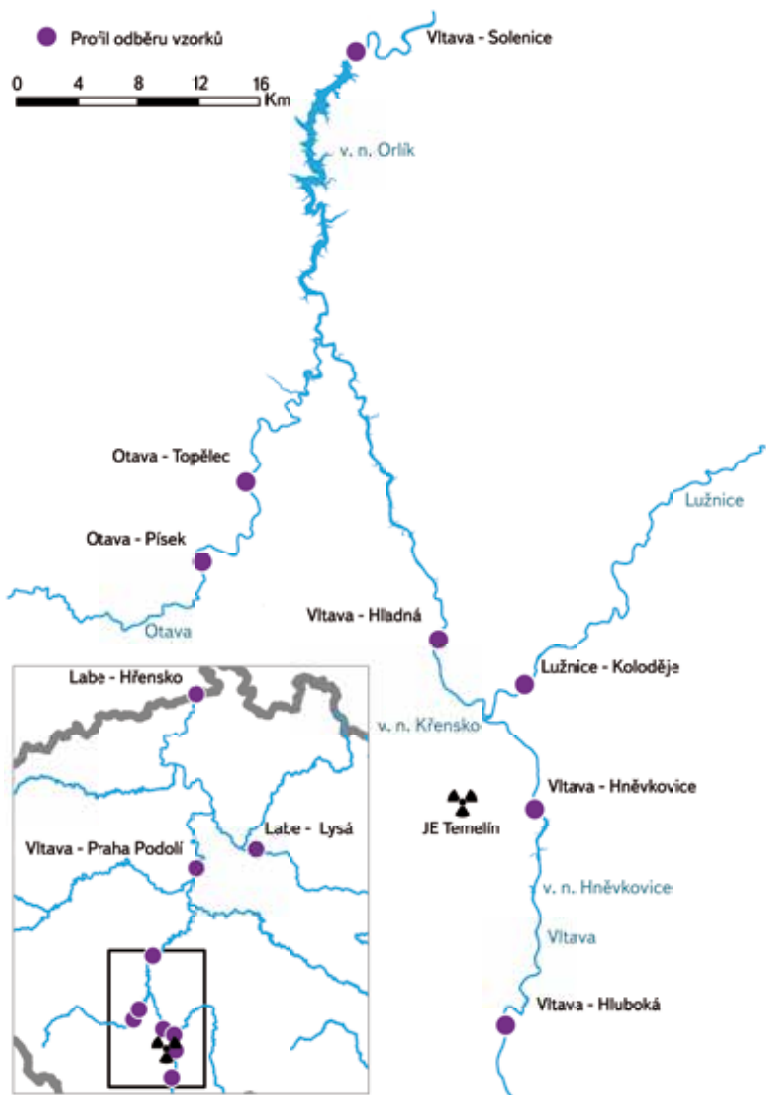
Byly zpracovávány nefiltrované vzorky, tj. objemové aktivity radionuklidů ^3H , ^{90}Sr a ^{137}Cs byly stanoveny ve veškerých látkách (rozpuštěné a nerozpuštěné látky dohromady). Místa odběrů jsou na obr. 2.

Odběr a úprava vzorků byly prováděny podle norem ČSN ISO 5667-1 [15], ČSN ISO 5667-3 [16], ČSN ISO 5667-4 [17] a ČSN ISO 5667-6 [18]. Sledování povrchových vod bylo zahájeno v roce 1990 na profilech Vltava-Hněvkovice, Lužnice-Koloděje, Otava-Písek (profile v budoucnu neovlivněné odpadními vodami z JE Temelín, dále označované pouze jako neovlivněné profile) a Vltava-Solenice (profil v budoucnu ovlivněný výpustmi). Od roku 1996 bylo sledování rozšířeno o profil Vltava-Hladná, profil cca 4 km pod zaústěním odpadních vod. Profil Otava-Písek byl v roce 2001 nahrazen odběrem z profilu Otava-Topčelec.

Vzorky byly odebírány čtvrtletně. V příspěvku jsou dále zpracovány i výsledky sledování ^3H v profilech ČHMÚ, resp. Povádí Vltavy a Labe, státní podnik, Vltava-Hluboká (neovlivněný profil), Vltava-Solenice, Vltava-Praha Podolí a Labe-Hřensko (ovlivněné profile), které byly odebírány s četností 12x za rok.

Vzorky povrchových vod byly odebírány v množství 0,25 l (^3H) a 50 l (vzorek pro stanovení ^{90}Sr a ^{137}Cs). Vzorky pro stanovení ^3H byly konzervovány chlazením. Velkoobjemové vzorky byly konzervovány kyselinou dusičnou na $\text{pH} < 2$. Ke vzorku byl přidán směsný nosič. Dále byly vzorky odpařeny pod bodem varu do sucha, následně byly sušeny při 105°C a žíhány při 350°C . Vyžíhaný odparek byl uzavřen do příslušné měřicí nádoby.

Stanovení objemové aktivity tritia bylo prováděno podle ČSN ISO 9698 [19]. Vzorky byly předupraveny destilací. Měřena byla směs 8 ml vzorku a 12 ml scintilačního roztoku Ultima Gold LLT v 20 ml polyetylenové nádobce od firmy Canberra Packard v nízkopozadovém kapalinovém scintilačním spektrometru Quantulus 1220 od firmy WALLAC a TriCarb 3170/TRSL od firmy Canberra Packard. Pro kalibraci byl použit etalon tritia od Českého metrologického institutu (ČMI) typ ER 2. Pro danou geometrii měření byla relativní účinnost měření přibližně 25 %. Doba měření jednotlivých vzorků byla optimalizována v závislosti na míře ovlivnění jednotlivých vzorků, resp. profilů. Vzorky z profilů neovlivněných výpustmi byly měřeny 800 min. Vzorky z ovlivněných profilů byly měřeny 300 min. Nejmenší detekovatelná aktivita c_{ND} na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla pro zvolený objem vzorku a dobu měření cca 1,0 Bq/l, resp. 2,0 Bq/l. Od roku 2012 byly vybrané vzorky z neovlivněných profilů předupraveny elektrolytickým nabohacením, kdy se 0,5 l vzorku zakonzentruje na objem přibližně 25 ml,



Obr. 2. Mapa odběrových profilů
Fig. 2. Map of the sampling sites

díky tomu došlo ke snížení c_{ND} na 0,07 Bq/l. Ve velkoobjemových vzorcích zakoncentrovaných odpařením bylo nejprve stanoveno ^{137}Cs podle ČSN EN ISO 10703 [20] a následně ^{90}Sr srážecí metodou. Pro gamaspektrometrické stanovení byla použita gamaspektrometrická trasa s polovodičovým germaniovým detektorem REGe s relativní účinností 30 % firmy Canberra Packard. K vyhodnocování byl použit program Genie 2000, firmy Canberra Packard. Pro energetickou kalibraci byly použity etalony ^{152}Eu od ČMI. Účinnostní kalibrace byla prováděna směsnými standardy také od ČMI příslušné geometrie. Doba měření byla 48 h. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku cca 0,5 mBq/l. ^{90}Sr bylo stanoveno štavelanovou srážecí metodou podle příručky viz [21]. Principem metody je oddělení stroncia spolusrážením se štavelanem vápenatým. Po přečištění možných radiochemických nečistot srážením hydroxidů, chromanů a uhličitánů se nechá ustanovit rovnováha s dceřiným produktem ytřium 90 (^{90}Y). Ytřium je následně odděleno jako štavelan ytřitý a proměřeno na proporcionálním detektoru. Vzorek se měří první tři dny po srážení ytřia a 22 dní po srážení pro kontrolu radiochemické čistoty preparátu vždy 2×1000 s. Pro stanovení byl použit proporcionální detektor firmy TESLA s vyhodnocovací jednotkou MC 2256. Pro nastavení a kontrolu přístroje byl použit plošný etalon ^{90}Sr - ^{90}Y , typu Em 145 od ČMI. Pro stanovení účinnosti byl

použit etalonový roztok ^{90}Sr typu ER 2 také od ČMI. Byl sledován výtěžek vápníku a ytřia, kterými je korigován výpočet objemové aktivity. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita na hladině významnosti $\alpha = \beta = 0,05$ byla v závislosti na době měření a množství zpracovaného vzorku a chemického výtěžku cca 3 mBq/l. V případě hodnot menších než nejmenší detekovatelná objemová aktivita byl pro jejich další zpracování aplikován postup podle směrnice Komise 2009/90/ES, resp. Nesměráka [22]. Byl použit redukční koeficient $k = 0,5$, tj. byla použita hodnota rovná $0,05 c_{ND}$.

Pro hodnocení vývoje objemových aktivit radionuklidů v čase byla použita regresní analýza rovnice (1):

$$\ln C_t = -\lambda_{ef} \cdot t + C_0 \quad (1)$$

kde C_t je objemová aktivita radionuklidu v čase t ,
 λ_{ef} efektivní (pozorovaná) rozpadová konstanta, získaná jako směrnice přímky poklesu ($1/t$),
 t čas (r),
 C_0 přirozený logaritmus aktivity v čase $t = 0$.

Statistická významnost regresní křivky byla ověřena pomocí Pearsonova koeficientu. Následně byl vypočten efektivní (pozorovaný) poločas radionuklidu $T_{ef}(r)$ podle rovnice (2):

$$T_{ef} = \frac{\ln 2}{ef} \quad (2)$$

VÝSLEDKY A DISKUSE

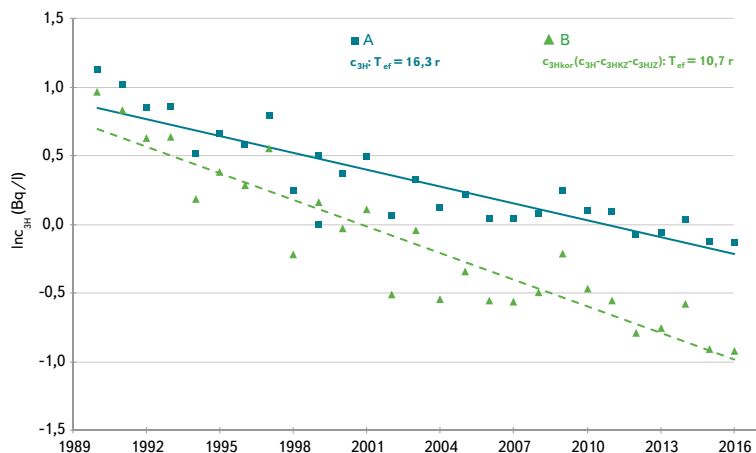
Tritium

Nejprve byl hodnocen vývoj objemové aktivity tritia v profilech neovlivněných výpustí z JE Temelín. Vývoj za období 1990–2016 je graficky zpracován na obr. 3 A. Na počátku tohoto období byly pozorované objemové aktivity přibližně 3 Bq/l, na konci období to bylo méně než 1 Bq/l.

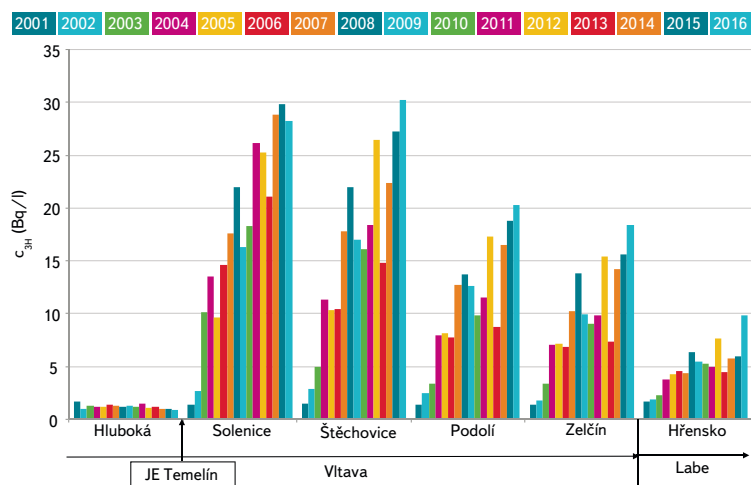
Pro hodnocené období 1990–2016 byl vyhodnocen statisticky významný trend poklesu. Podle rovnice (1) je vypočtený efektivní poločas 16,3 r (obr. 3 A), což je delší poločas než fyzikální poločas ^3H 12,32 r [5]. Důvodem je příspěvek tritia přírodního původu (tritium vzniká neustále interakcí kosmického záření s atmosférou ($c_{3\text{HKz}}$)) a emise ^3H z jaderných zařízení jinde ve světě ($c_{3\text{HJZ}}$). Pro další zpracování byly tyto dvě složky ^3H v hodnoceném období uvažovány jako konstantní. Pro jejich kvantifikaci byl použit odhad 0,48 Bq/l [23] a pozorované objemové aktivity tritia byly korigovány odečtením této hodnoty. Následně byl pro korigované objemové aktivity ($c_{3\text{HKor}}$) vypočten efektivní poločas 10,7 r (obr. 3 B), tedy kratší poločas než v případě nekorigovaných objemových aktivit.

Složka tritia pocházejícího z atmosférických testů se bude dále postupně rozpadat, až zůstane pouze konstantní složka tritia přírodního původu a pomalu narůstající příspěvek tritia z jiných jaderných zařízení ve světě i České republice.

Objemová aktivita tritia v neovlivněných profilech odpovídá hodnotám pozorovaným jinde v České republice i Evropě. V rámci monitorování radiační situace v České republice, které zajišťuje Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB), jsou uváděny objemové aktivity tritia na profilech neovlivněných provozem našich jaderných elektráren cca 1 Bq/l [24, 25].



Obr. 3. Roční průměrné objemové aktivity tritia v povrchové vodě v profilech neovlivněných provozem JE Temelín za období 1990–2016, bez korekce (A) a po korekci (B) o složku tritia přírodního původu a příspěvek z jiných jaderných zařízení ve světě
Fig. 3. Annual average tritium concentrations in surface water unaffected by waste water discharges from the Temelín NPP in the period of 1990–2016, without (A) and after correction (B) by subtracting the natural component and the activity originating from the atmospheric transfer from nuclear facilities worldwide

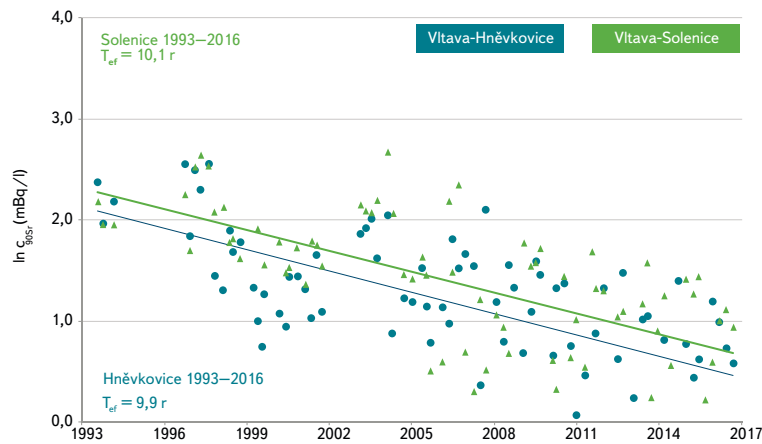


Obr. 4. Vývoj ročních průměrných objemových aktivit nad a pod zaústěním odpadních vod z JE Temelín v podélném profilu Vltavy a Labe v období 2001–2016
Fig. 4. Annual average tritium concentrations in the Vltava and Elbe Rivers upstream (Hluboká) and downstream (the other sites) of the outflow of waste water from the Temelín NPP

Například Palomo a kol. [26] uvádí objemovou aktivitu na profilech v blízkosti jaderné elektrárny Asco (neovlivněných jejím provozem) v roce 2005 v rozmezí 0,6–0,9 Bq/l.

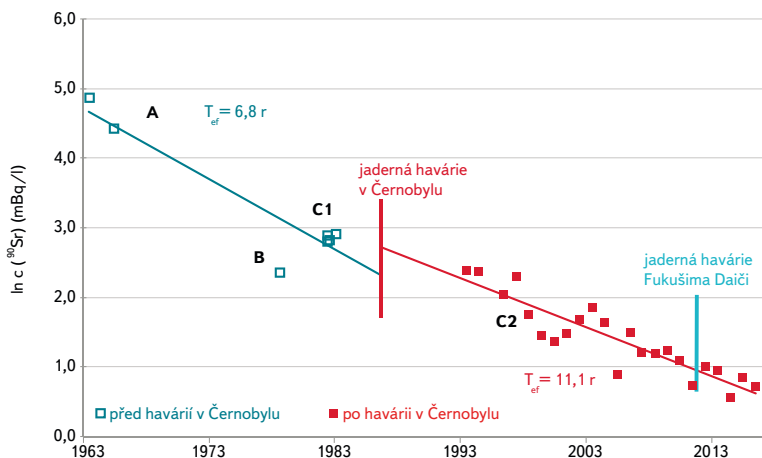
V profilech ovlivněných odpadními vodami z JE Temelín je situace odlišná. Od roku 2001, kdy byl zahájen provoz elektrárny, můžeme v ovlivněném úseku Vltavy a Labe pozorovat postupný nárůst zjišťovaných objemových aktivit tritia. Tento nárůst odpovídá postupnému navyšování celkových ročních výpusť tritia spolu s odpadními vodami z JE Temelín. Vývoj ročních průměrných objemových aktivit ve Vltavě a Labi v období 2001–2016 je na obr. 4.

Pro informaci uvádíme, že všechny naměřené objemové aktivity tritia i jejich roční průměrné hodnoty vyhovují nejvyššímu přípustnému znečištění 3 500 Bq/l i normě environmentální kvality roční průměr 1 000 Bq/l podle přílohy 3 nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [27]. Vliv JE Temelín je tedy měřitelný, ale limity jsou spolehlivě plněny.



Obr. 5. Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr ($c_{90\text{Sr}}$) v profilu Vltava-Hněvkovice (neovlivněný profil) a Vltava-Solenice (ovlivněný profil) v období 1993–2016

Fig. 5. Temporal changes of ^{90}Sr concentration ($c_{90\text{Sr}}$) in the Vltava River at Hněvkovice (reference site) and the Vltava River at Solenice (downstream of the Temelín waste water outflow) in the period of 1993–2016



Obr. 6. Vývoj objemové aktivity ^{90}Sr ($c_{90\text{Sr}}$) v povrchové vodě v období 1963–1986 a 1993–2016, A – Vltava-Praha Podolí, B – Expedice Dunaj 1978, C – okolí JE Temelín
Fig. 6. Time changes of ^{90}Sr concentration ($c_{90\text{Sr}}$) in the surface water in the periods 1963–1986 and 1993–2016, A – Vltava-Prague Podolí site, B – Donau Expedition 1978, C – Temelín NPP vicinity

Stroncium 90

Stroncium 90 je v odebíraných vzorcích vody stanovováno od roku 1993. Pro hodnocené období 1993–2016 byl na všech profilech vyhodnocen trend poklesu. Pro jednotlivé profile byly vyhodnoceny efektivní poločasy v rozmezí 7,8–10,3 r. Pro příklad je na obr. 5 uveden vývoj objemové aktivity ^{90}Sr v profilu Vltava-Hněvkovice (neovlivněný profil, zdroj technologické vody pro JE Temelín) a Vltava-Solenice (ovlivněný profil). Roční průměrná objemová aktivita byla v závěru hodnoceného období na obou profilech shodně 2,5 mBq/l.

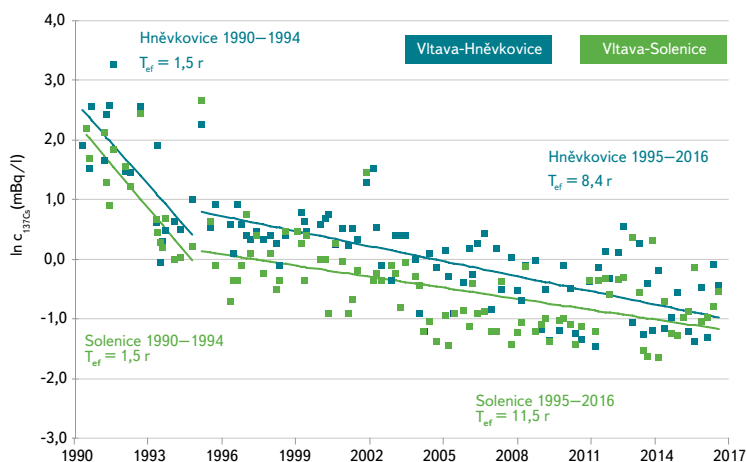
Výsledky sledování ^{90}Sr v lokalitě JE Temelín jsou dále porovnány s dřívějšími výsledky sledování, které provádělo VÚV TGM. Na obr. 6 jsou porovnány objemové aktivity ^{90}Sr ve Vltavě-Podolí v období atmosférických jaderných testů (A), výsledky z expedice po Dunaji v roce 1978 (B) a výsledky z lokality JE Temelín z období 1981–1984 (C1) a po roce 1993 (C2). Pro období jaderných testů (před černobylskou havárií) byl vyhodnocen efektivní poločas ^{90}Sr 6,8 r, v období po černobylské havárii 11,1 r. Vyhodnocené poločasy je možné vzhledem k nejistotám

stanovení považovat za velmi podobné. Provoz JE Temelín nebo např. havárie jaderné elektrárny ve Fukušimě se na výsledcích ani trendu poklesu nijak neprojevily, resp. při použité metodě nebyly detekovatelné. Z výsledků je zřejmé, že zjišťované hodnoty jsou o dva až tři řády menší, než je hodnota nejvyššího přípustného znečištění (1,0 Bq/l), resp. norma environmentální kvality roční průměr (0,2 Bq/l) podle přílohy 3 nařízení vlády č. 401/2015 Sb. pro stroncium 90 [27].

Cesium 137

Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs v povrchové vodě ve studované lokalitě je zobrazen na obr. 7, jako příklad jsou uvedeny profily Vltava-Hněvkovice a Vltava-Solenice. Objemová aktivita ^{137}Cs byla na konci hodnoceného období v obou profilech méně než cca 0,6 mBq/l. Byla zjištěna rozdílná rychlost poklesu ^{137}Cs v období po černobylské havárii a pozdějším období po roce 1995. Vyhodnocené efektivní poločasy byly na jednotlivých profilech v období 1990–1994 v rozmezí 1,5–2,2 r a v období 1995–2016 8,4–11,9 r. Trend poklesu objemových aktivit ^{137}Cs na všech hodnocených profilech pokračoval i po zahájení provozu JE Temelín. Vliv JE Temelín v tomto ukazateli nebyl detekován na žádném profilu, resp. možný vliv je zcela překrytý reziduální kontaminací.

Pro informaci uvádíme, že zjišťované objemové aktivity ^{137}Cs jsou o dva až tři řády nižší než hodnota nejvyššího přípustného znečištění (2,0 Bq/l), resp. norma environmentální kvality roční průměr (0,5 Bq/l) podle přílohy 3 nařízení vlády č. 401/2015 Sb. pro cesium 137 [27].



Obr. 7. Vývoj objemové aktivity ^{137}Cs ($c_{137\text{Cs}}$) v profilech Vltava-Hněvkovice a Vltava-Solenice v období 1990–1994 a 1995–2016

Fig. 7. Temporal changes of ^{137}Cs concentration ($c_{137\text{Cs}}$) in the Vltava River at Hněvkovice and the Vltava River at Solenice in the periods of 1990–1994 and 1995–2016

Výsledky sledování ^{137}Cs v lokalitě JE Temelín odpovídají výsledkům jiných studií v oblastech zasažených černobylskou havárií, resp. v oblastech zasažených druhým radioaktivním mrakem po havárii. Rozdílné trendy poklesu, tj. rychlejší pokles v počátečním období po havárii a pomalejší v následném období, popsal např. Zibold a kol. [28] v lokalitách v Bělorusku, Ukrajině a Finsku nebo Smith a Beresford [29] v řece Pripyrat (černobylská oblast, Ukrajina).

ZÁVĚR

Výsledky sledování umělých radionuklidů v lokalitě Temelín ukazují, že detekované radionuklidy, především ^{90}Sr a ^{137}Cs pochází z reziduální kontaminace po testech jaderných zbraní a černobylské havárii. Vliv JE Temelín na obsah těchto radionuklidů v řece Vltavě nebyl detekován, resp. není ho možné odlišit od reziduální kontaminace. Tato kontaminace velmi pomalu ubývá, pozorované poločasy jsou výrazně kratší, než je fyzikální poločas rozpadu obou radionuklidů. Byl pozorován odlišný charakter v poklesu ^{90}Sr a ^{137}Cs . V případě ^{137}Cs byl pozorován počáteční rychlý pokles objemové aktivity v období po černobylské havárii a pomalejší pokles po roce 1995. V případě ^{90}Sr nebyly pozorovány změny v rychlosti jeho ubývání. V současnosti jsou oba radionuklidy na úrovni nejmenších detekovatelných objemových aktivit.

V případě tritia je situace odlišná. Na profilech, které nejsou ovlivněny přímými výpustmi z elektrárny, byl pozorován pokles objemových aktivit tritia pocházejícího z atmosférických testů jaderných zbraní v minulém století až na úroveň méně než 1 Bq/l. Postupně se zjišťované objemové aktivity blíží hodnotám, které odpovídají přirozenému pozadí. Naopak v profilech pod zaústěním odpadních vod byl zaznamenán postupný nárůst zjišťovaných objemových aktivit, který odpovídá postupnému navyšování výpustí tritia z JE Temelín.

Literatura

- [1] CORNER, A., VENABLES, D., SPENCE, A., POORTINGA, W., DEMSKI, C., and PIDGEON, N. Nuclear power, climate change and energy security: exploring British public attitudes. *Energy Policy*, 2011, vol. 39, No. 9, p. 4823–4833.
- [2] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon.
- [3] Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 422/2016 Sb. o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.
- [4] Vyhláška Státního úřadu pro jadernou bezpečnost č. 360/2016 Sb. o monitorování radiační situace.
- [5] ROZANSKI, K. and GRÖNING, M. Tritium assay in water samples using electrolytic enrichment and liquid scintillation spectrometry. *Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements*, 2004, IAEA-TECDOC-1401, p. 195–217.
- [6] PUJOL, L. and SANCHEZ-CABEZA, J. Use of tritium to predict soluble pollutants transport in Ebro river waters (Spain). *Environmental Pollution*, 2000, vol. 108, No. 2, p. 257–269.
- [7] POTOP, V., MOŽNÝ, M., and SOUKUP, J. Drought evolution at various time scales in the lowland regions and their impact on vegetable crops in the Czech Republic. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2012, 156, p. 121–133.
- [8] UNSCEAR, 2000. Report to the General Assembly: Sources and effects of ionizing radiation. Dostupné z: www.unscear.org.
- [9] WARNER, F. and HARRISON, R.M. *Radioecology after Chernobyl, Biogeochemical Pathways of Artificial Radionuclides*. Chichester: Wiley, 1993, 400 p.
- [10] IHE CHZ. Zpráva o radiační situaci na území ČSSR po havárii jaderné elektrárny Černobyl [online]. Praha: Institut hygieny a epidemiologie, Centrum hygieny záření. Dostupné z: www.sujb.cz
- [11] GNOJEK, I., HANÁK, J. a DĚDÁČEK, K. Distribuce spadu Cs-137 ve vztahu k možné kontaminaci vodních toků v České republice, 1997, Geofyzika Brno.
- [12] HANSLÍK, E. *Kontaminace životního prostředí v důsledku havárie jaderného reaktoru v Černobylu na úrovni roku 1996 a vliv na kontaminaci povrchových toků a dnových říčních sedimentů*. Zpráva. Praha: VÚV TGM, 1998.
- [13] Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Office for Official Publications of the Europe Communities, 1998, Luxemburg.
- [14] DĚDÁČEK, K. a PLŠKO, J. *Letecký geofyzikální průzkum okolí jaderné elektrárny Temelín*. Brno: MS Geofyzika, 1992.
- [15] ČSN EN ISO 5667-1 (75 7051). Jakost vod – Odběr vzorků – Část 1: Návod pro návrh programu odběru vzorků a pro způsoby odběru vzorků, 2007, ČNI, Praha.
- [16] ČSN EN ISO 5667-3 (75 7051). Kvalita vod – Odběr vzorků – Část 3: Konzervace vzorků vod a manipulace s nimi, 2013, ČNI, Praha.
- [17] ČSN ISO 5667-4 (75 7051). Jakost vod – Odběr vzorků – Část 4: Pokyny pro odběr vzorků z vodních nádrží, 1994, ČNI, Praha.
- [18] ČSN ISO 5667-6 (75 7051). Jakost vod – Odběr vzorků – Část 6: Pokyny pro odběr vzorků z řek a potoků, 2008, ČNI, Praha.

[19] ČSN EN ISO 9698 (75 7635). Jakost vod – Stanovení objemové aktivity tritia, kapalinová scintilační měřicí metoda, 2011, ÚNMZ, Praha.

[20] ČSN EN ISO 10703 (75 7630). Jakost vod – Stanovení objemové aktivity radionuklidů spektrometrií záření gama s vysokým rozlišením, 2008, ČNI, Praha.

[21] MŽP. Metodická příručka pro stanovení ukazatelů znečištění vod, 1993, Praha: MŽP.

[22] NESMĚRÁK, I. *K problematice náhrad hodnot pod mezi stanovitelnosti při chemických analýzách a monitorování stavu vod. Vliv náhrady hodnot pod mezi stanovitelnosti polovinou meze stanovitelnosti na statistické charakteristiky souborů hodnot.* Výzkum pro praxi 57, Praha: VÚV TGM, 2009.

[23] HANSLÍK, E., BUDSKÁ, E., SEDLÁŘOVÁ, B. a ŠIMONEK, P. Trendy změn obsahu radionuklidů v hydrosféře v okolí jaderné elektrárny Temelín. In: *XVI. Konference Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství*. Sborník. ČVTVHS, 1999.

[24] SUJB. MonRaS – Monitorování radiační sítě. [online]. Dostupné z: <https://www.sujb.cz/monitorovani-radiazni-situace>.

[25] MAREŠOVÁ, D., SEDLÁŘOVÁ, B., HANSLÍK, E. a JURANOVÁ, E. Spolupráce VÚV TGM, v.v.i., a státních podniků Povodí v rámci Radiační monitorovací sítě ČR. *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace*, 2017, roč. 59, č. 3, s. 23–26.

[26] PALOMO, M., PENALVER, A., AGUILAR, C., and BORRULL, F. Tritium activity levels in environmental water samples from different origins. *Applied radiation and isotopes*, 2007, 65, p. 1048–1056.

[27] Nařízení vlády 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostí povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

[28] ZIBOLD, G., KAMINSKI, S., KLEMT, E., and SMITH, J.T. Time-dependency of the ^{137}Cs activity concentration in fresh lakes, measurement and prediction. *Radioprotection*, 2002, vol. 37, C1. In: *Proceeding of the International Congress ECORAD 2001*. France: Aix-en-Provence, p. 75–80.

[29] SMITH, J.T. and BERESFORD, N.A. *Chernobyl – Catastrophe and Consequences*. Chichester, UK: Praxis Publishing Ltd., 2005, p. 310. ISBN 3-540-23866-2.

Autoři

Ing. Eduard Hanslík, CSc.¹

✉ eduard.hanslik@vuv.cz

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.¹

✉ diana.maresova@vuv.cz

Ing. Eva Juranová^{1,2}

✉ eva.juranova@vuv.cz

Ing. Barbora Sedlářová¹

✉ barbora.sedlarova@vuv.cz

¹Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

²Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Karlova v Praze

Příspěvek prošel lektorským řízením.

DEVELOPMENT OF SELECTED RADIONUCLIDES IN SURFACE WATER IN THE VICINITY OF THE TEMELÍN NUCLEAR POWER PLANT IN THE PERIOD 1990–2016

HANSLIK, E.¹; MARESOVA, D.¹; JURANOVA, E.^{1,2}; SEDLAROVA, B.¹

¹TGM Water Research Institute, p. r. i.

²Institute for Environmental Studies, Faculty of Science, Charles University in Prague

Keywords: tritium – strontium 90 – caesium 137 – effective half life – surface water

The paper presents results and interpretation of long-term monitoring of occurrence and behaviour of radioisotopes ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs in surface water in the vicinity of the Temelín Nuclear Power Plant. ^3H , ^{90}Sr and ^{137}Cs originate predominantly from residual contamination due to atmospheric nuclear weapons tests and the Chernobyl disaster in the last century. The basic evaluated radioecological characteristics can be used in assessing the long-term kinetics of decline and behaviour of radionuclides and their potential release into the environment. A very slow decline in ^3H concentration at unaffected sites was observed. At sites downstream from the power plant the ^3H concentrations were significantly higher, an evident impact of the power plant operation. A decline in ^{90}Sr and ^{137}Cs concentrations was observed in all the monitored sites.