

ČESKÁ VĚDECKOTECHNICKÁ VODOHOSPODÁŘSKÁ SPOLEČNOST, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA ODPADNÍ VODY – ČISTOTA VOD

VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. MASARYKA, v. v. i.

ČESKÁ SPOLEČNOST CHEMICKÁ, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA JADERNÉ CHEMIE

RADIONUKLIDY A IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

XXVIII. konference

21.–22. 4. 2026

ČESKÉ BUDĚJOVICE

ČESKÁ VĚDECKOTECHNICKÁ VODOHOSPODÁŘSKÁ SPOLEČNOST, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA ODPADNÍ VODY – ČISTOTA VOD

VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ T. G. MASARYKA, v. v. i.

ČESKÁ SPOLEČNOST CHEMICKÁ, z. s.
ODBORNÁ SKUPINA JADERNÉ CHEMIE

RADIONUKLIDY A IONIZUJÍCÍ ZÁŘENÍ VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

XXVIII. konference

21.–22. 4. 2026

ČESKÉ BUDĚJOVICE

Odborné garantky:

Ing. Barbora Sedlářová

Ing. Eva Juranová, Ph.D.

RNDr. Diana Marešová, Ph.D.

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

Podbabská 30, 160 00 Praha 6

Organizační garant:

Jan Kříž

Sekretariát ČVTVHS

Novotného lávka 5, 116 68, Praha 1

Redakční úprava:

Mgr. Zuzana Řehořová

Vydal:

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

Praha, 2026

ISBN 978-80-88484-14-1

OBSAH

OBNOVA SYSTÉMU PRO MONITOROVÁNÍ RADIČNÍ SITUACE NA STÁTNÍM ÚŘADU PRO JADERNOU BEZPEČNOST	5
<i>Jan Varmuža, Theodor Adam</i>	
TRITIUM VE VODÁCH, NOVELA ATOMOVÉHO ZÁKONA A VYHLÁŠEK STÁTNÍHO ÚŘADU PRO JADERNOU BEZPEČNOST (2)	11
<i>Milan Hort</i>	
HYDROLOGICKÝ, HYDROGEOLOGICKÝ A HYDROCHEMICKÝ MONITORING NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH PRO UMÍSTĚNÍ HLUBINNÉHO ÚLOŽIŠTĚ RADIOAKTIVNÍCH ODPADŮ V ČESKÉ REPUBLICE.....	15
<i>Anna Macáková, Marek Vencel, Vladimír Dvořák</i>	
ZONÁLNÍ ODBĚRY DŮLNÍCH VOD NA ZATÁPĚNÉM URANOVÉM LOŽISKU ROŽNÁ ...	20
<i>Kateřina Chroustová, Petr Navrátil, Petr Hlisnikovský</i>	
STAVBA DÁLNIČE D11 – PRACoviŠTĚ S MATERIÁLEM SE ZVÝŠENÝM OBSAHEM PŘÍRODNÍHO RADIONUKLIDU	28
<i>Hana Procházková</i>	
STUDIUM VYLUHOVATELNOSTI PŘÍRODNÍCH RADIONUKLIDŮ Z PEVNÝCH ODPADŮ NORM.....	31
<i>Alena Kelnarová, Tereza Doksanská</i>	
SORPCE VYBRANÝCH RADIONUKLIDŮ VE VZORCÍCH NANOSORBENTŮ	37
<i>Michaela Kozlovská, Dominika Jurdová, Hana Sýbková</i>	
ŠTŮDIUM RÁDIOAKTIVITY SEDIMENTOV DUNAJA	44
<i>Enrico Mariaca, Mária Vojtková, Gabriela Wallová, Ivana Petránová</i>	
ZPRÁVA O POSTUPU VÝZKUMU MOŽNOSTI DEGRADACE GENŮ ANTIBIOTICKÉ REZISTENCE GAMA ZÁŘENÍM	57
<i>Jakub Sochor</i>	
ODHAD ÚVAZKU EFEKTIVNÍ DÁVKY PRO PŘÍJEM IZOTOPŮ RADIA POŽITÍM VE VYBRANÝCH MINERÁLNÍCH VODÁCH	61
<i>Milúše Bartusková, Matěj Grapa, Jan Albrecht., Věra Záhorová, Zita Forejtková, Z.</i>	
STANOVENIE ANTROPOGÉNNÝCH RÁDIONUKLIDOV V ZLOŽKÁCH HYDROSFÉRY V OKOLÍ JADROVÝCH ELEKTRÁRNÍ	71
<i>Dušan Galanda, Miriama Monoková, Natália Žabková</i>	
MĚŘENÍ PŘÍRODNÍCH VZORKŮ OBSAHUJÍCÍCH ¹²⁹I POMOCÍ URYCHLOVAČOVÉ HMOTNOSTNÍ SPEKTROMETRIE	72
<i>Vít Mareš, Tomáš Prášek, Mojmír Němec, Miriam Mindová, Martin Daňo, Barbora Sedlářová</i>	
POROVNÁNÍ METOD STANOVENÍ ²¹⁰Pb A ²¹⁰Po VE VODÁCH A PEVNÝCH MATERIÁLECH	73
<i>Ivan Hupka</i>	
POZNÁMKY KE STANOVENÍ TRITIA VE VODÁCH PODLE NORMY ČSN EN ISO 9698	75
<i>Tomáš Bouda, Lukáš Neumajer, Šárka Stupková</i>	

OVĚŘOVÁNÍ STANOVENÝCH MĚŘIDEL PŘI VÝSKYTU NEŽÁDOUCÍCH INTERFERENCÍ	80
<i>Tomáš Soukup</i>	
OPTIMALIZACE SEPARACE STRONCIA V MATRICÍCH S VYSOKÝM OBSAHEM INTERFERENCÍ IONTŮ	83
<i>Radim Kunc</i>	
RADIOCHEMICKÉ UKAZATELE V POVRCHOVÉ VODĚ A RADIOIZOTOPY V ŘÍČNÍCH SEDIMENTECH: PREZENTACE DAT ČHMÚ PROSTŘEDNICTVÍM ISVS A OPENDAT	89
<i>Pavel Stierand</i>	
POSLEDNÍ KLIMATICKÝ CYKLUS VE SVĚTLE ¹⁴C DATOVÁNÍ VZORKŮ ODEBRANÝCH ZE VSTUPNÍCH ČÁSTÍ JESKYNÍ MORAVSKÉHO KRASU	95
<i>Lenka Lisá</i>	
ZMĚNY KONVERZNÍCH FAKTORŮ PRO PŘÍRODNÍ RADIONUKLIDY	98
<i>Tereza Doksanská, Alena Kelnarová, Vendula Rovenská</i>	
STATISTICKÁ ANALÝZA OBSAHU RADIONUKLIDŮ V PITNÝCH VODÁCH	102
<i>Šárka Maříková, Alena Kelnarová</i>	
STANOVENÍ OBJEMOVÉ AKTIVITY ¹⁴C VE VZORCÍCH VZDUCHU POMOCÍ KAPALINOVÉ SCINTILAČNÍ SPEKTROMETRIE A SORPCE NA CARBOSORB	109
<i>Ondřej Pařízek, Michal Fejgl</i>	
MONITOROVANIE H-3 VO VODÁCH V OKOLÍ JADROVÝCH ELEKTRÁRNÍ SLOVENSKEJ REPUBLIKY	110
<i>Natália Žabková, Miriama Monoková, Dušan Galanda</i>	
MONITOROVANIE ANTROPOGÉNNÝCH RÁDIONUKLIDOV ¹³⁷Cs A ⁹⁰Sr V ZLOŽKÁCH HYDROSFÉRY	112
<i>Miriama Monoková, Dušan Galanda, Natália Žabková, Lucia Janoťáková</i>	

OBNOVA SYSTÉMU PRO MONITOROVÁNÍ RADIAČNÍ SITUACE NA STÁTNÍM ÚŘADU PRO JADERNOU BEZPEČNOST

Jan Varmuža, Theodor Adam

Státní úřad pro jadernou bezpečnost

e-mail: jan.varmuzat@sujb.gov.cz, theodor.adam@sujb.gov.cz

Klíčová slova: atomový zákon; monitorování radiační situace; MonRaS

Abstrakt

Systém pro shromažďování, vyhodnocování a prezentaci dat o monitorování radiační situace MonRaS byl uveden do provozu v roce 2012 a za celou dobu své životnosti až do roku 2026 byl několikrát významně rozšířen a upgradován, avšak z hlediska implementace nových technologií, nároků na zpracování nových typů dat a zajištění kybernetické bezpečnosti začal být tento SW nástroj těžkopádný, obtížně servisovatelný a jeho udržování v provozu bylo velmi náročné. Generační upgrade poskytne tomuto systému vyšší výkon, snazší implementaci nových technologií a rozšíření a v neposlední řadě i nižší servisní náklady. Aktuálně je dokončena první etapa upgradu, která zahrnovala především úpravu vnitřní aplikace.

1. Historie SW MonRaS

SW nástroj MonRaS byl uveden do provozu v roce 2012 a na jeho vývoji se podílela poměrně početná skupina specialistů ze Státního úřadu pro jadernou bezpečnost (dále jen „SÚJB“), Státního ústavu radiační ochrany (dále jen „SÚRO“) a společnosti ENVINET, a. s. (nyní NUVIA, a. s.) a na jejím rozvoji se podílela i společnost ABMerit a mnoho dalších dodavatelů dat, kteří byli postupem času na tento systém napojeni.

V roce 2014 začala spolupráce se Slovenským hydrometeorologickým ústavem a výměna on-line měření se Slovenskem.

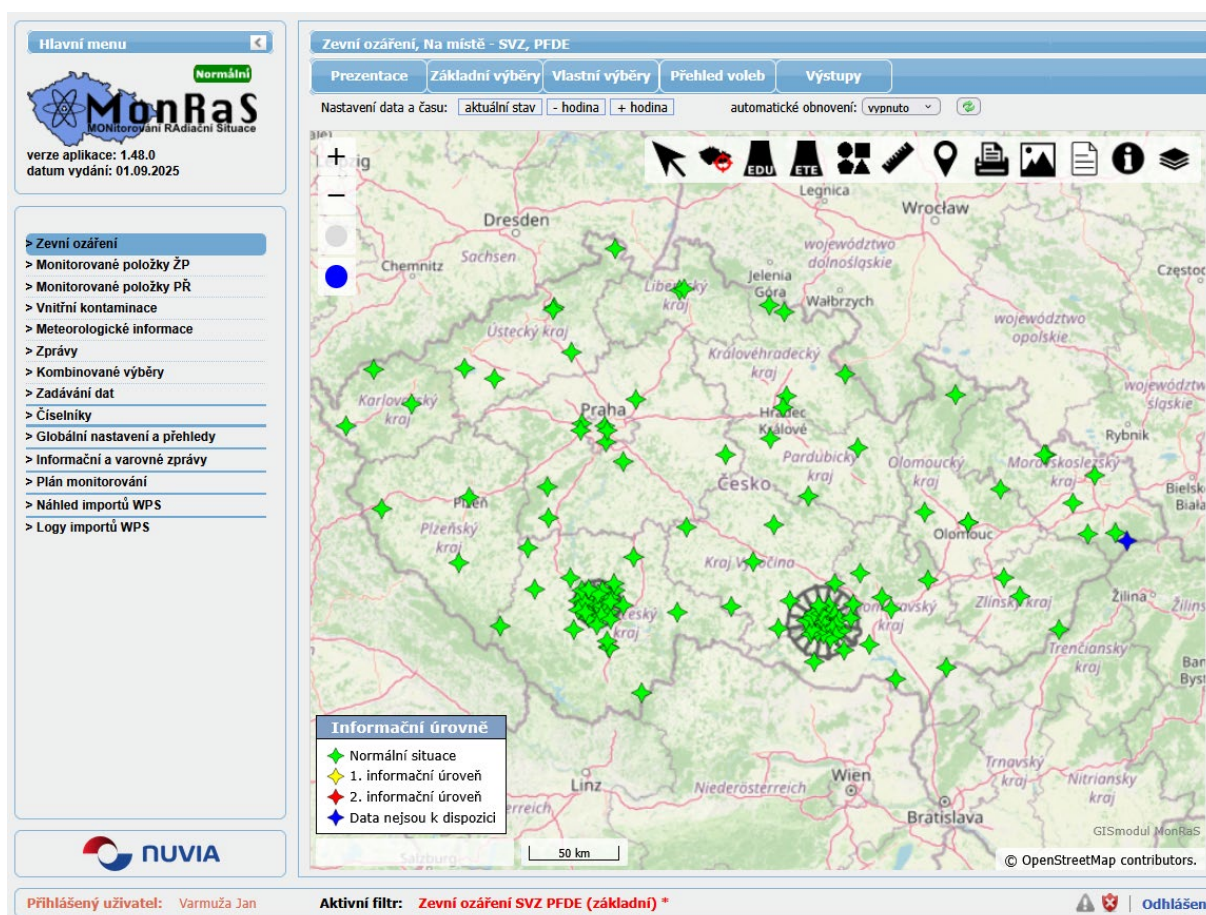
Další postupný rozvoj přišel s nabytím účinnosti zákona 263/2016 Sb., atomový zákon a Národního programu monitorování, který sjednocoval předávání dat z laboratoří pomocí formátu IRIX vydaného Mezinárodní agenturou pro atomovou energii.

V roce 2018 proběhl další velký upgrade SW MonRaS, který spočíval ve vybudování záložního pracoviště tak, aby v případě závady nebo výpadku hlavního pracoviště mohl být veškerý provoz (zpracování, import, vyhodnocení, vizualizace a export dat) prováděn na záložním pracovišti bez omezení a v plném rozsahu. Bylo nutné zajistit řešení kolizí dat, jejich synchronizaci, vybudování geoserveru na SÚRO a také vlastní implementaci na záložním pracovišti na SÚRO. V témže roce byl geoserver doplněn o mapové podklady DATA200 a Ortofoto ČR. V roce 2021 došlo k aktualizaci mapových podkladů DATA200 a zároveň byly doplněny rastrové ekvivalenty vojenských topografických map ČR.

SW MonRaS byl v průběhu let neustále vylepšován tak, aby co nejlépe reflektoval na požadavky na něj kladené. Oproti původní aplikaci bylo zavedeno předávání dat z laboratoří ve formátu IRIX. Postupně byly nahrazovány stárnoucí FTP a SFTP protokoly novějšími webovými službami a SW musel plnit stále zvyšující se nároky na bezpečnost.

Z hlediska kybernetické bezpečnosti nastal zlom v roce 2021, kdy musel být z provozu odstaven přenos dat ze stanic včasného zjištění (dále jen „SVZ“) přes infrastrukturu Českého hydrometeorologického ústavu a následně i ze stanic SVZ Hasičského záchranného sboru ČR. Vybudování záložního paralelního pracoviště se osvědčilo v roce 2022, kdy došlo k útoku na jaderné elektrárny na Ukrajině. Zájem veřejnosti a dalších automatizovaných systémů, které cíleně vyhledávaly data o radiační situaci, byl tak vysoký, že způsobil přetížení webových stránek SÚJB. Operativním zásahem se během dopoledne podařilo převést provoz směřující na část webu poskytující informace o radiační situaci na záložní pracoviště a plynulá dostupnost webu SÚJB byla obnovena.

Ovšem tato situace a po ní následující dění nejen na Ukrajině měly vliv na to, že se požadavky na kybernetickou bezpečnost začaly významně navyšovat a požadavky na rychlost jejich implementace se rovněž zvyšovala. Společně se zastarávající architekturou samotné aplikace se tak její údržba a provozuschopnost stávala výrazně finančně náročnější, až servisní náklady prakticky přestaly umožňovat další rozvoj této aplikace.



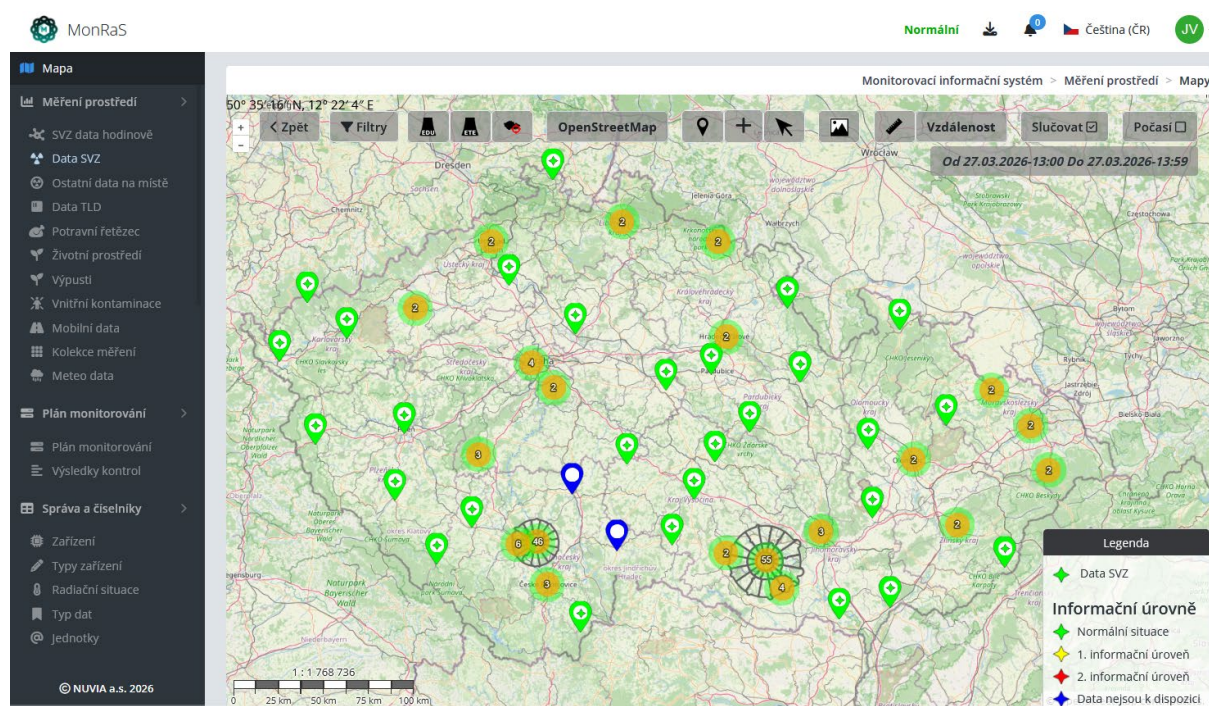
Obr. 1. Původní aplikace MonRaS

2. Průběh upgradu

V květnu 2023 byla podepsána smlouva s NUVIA, a. s., na upgrade aplikace MonRaS. Přípravné práce na samotný upgrade byly zahájeny více než dva roky před samotným upgradem a zahrnovaly především průzkum a analýzy použitelných částí aplikace a průzkum trhu z hlediska podobných softwarových řešení a jejich možností.

Samotný upgrade zahrnoval analýzu stavu aplikace a vymezení částí, které je možné zachovat, a částí, jež bude nutné upgradovat. Ve spolupráci s NUVIA byla provedena analýza číselníků a jejich vzájemných vazeb, povinných a nepovinných položek formulářů, kontrolních mechanismů při importu vzorků, exportů dat, historických záznamů a struktury databáze jako takové.

Pro zajištění kontroly nad celým procesem upgradu byl ve spolupráci s NUVIA vypracován implementační plán, který zahrnoval všechny etapy analýz současného stavu, fáze programování nových komponent a jejich postupné nasazování. V závěru samotného upgradu následovala ještě aktualizace dokumentace podle skutečného stavu. Dokončení a předání upgradované aplikace bylo dohodnuto na listopad roku 2024.



Obr. 2. Aplikace MonRaS po upgradu

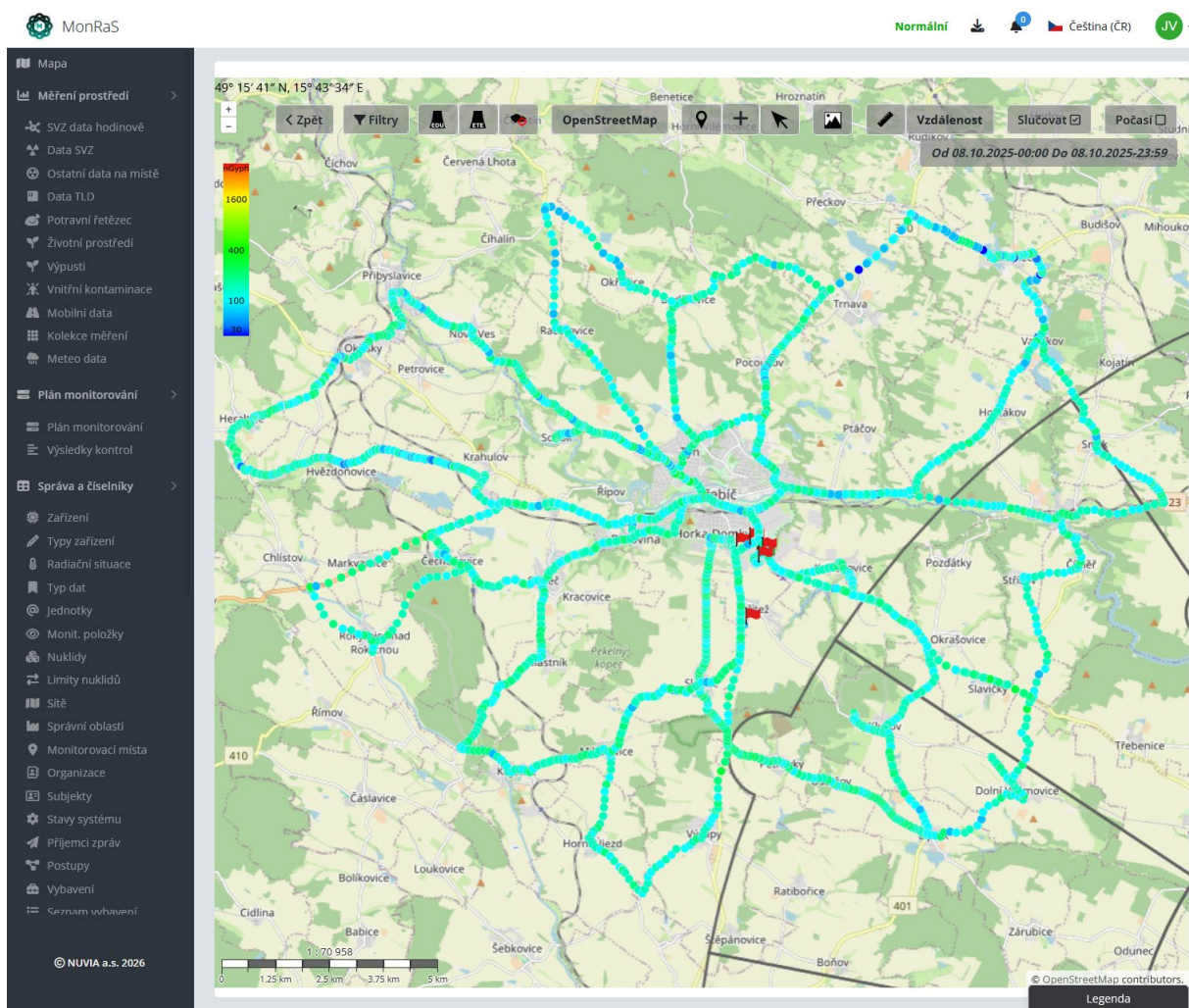
Vlivem zvyšujících se nároků na kybernetickou bezpečnost a zajištění bezpečného provozu infrastruktury SÚJB bylo požadováno předání části implementační dokumentace hned v úvodu projektu, což způsobilo přibližně šestiměsíční zpoždění v rámci harmonogramu, protože analytické práce musely být odsunuty až za tuto fázi. V této době již SÚJB začínal provozovat aplikace a SW na databázích PostgreSQL a původní plán počítal s použitím tohoto typu databáze. Nicméně v průběhu vypracovávání implementačního plánu bylo rozhodnuto, že vzhledem k minimalizaci různých databázových prostředí bude i upgradovaná databáze postavena na databázi Oracle, což způsobilo další posun v harmonogramu prací.

Vzhledem k prodlužování prací na upgradu bylo nutné implementovat i nové typy zařízení a způsoby datových přenosů, které v původní aplikaci nebyly aplikovány. Jednalo se především o zpracování importu dat z pozemních monitorovacích zařízení MobRAMS, která nové umožňovala zasílat data o monitorování a samotné poloze zařízení on-line. Dále bylo třeba reflektovat průběžné požadavky na opuštění SFTP přenosů a jejich nahrazení přenosem přes webové služby ať už směrem k odběratelům a dodavatelům dat z Rakouska, nebo ze strany Evropské komise a systému EURDEP.

Rovněž došlo k nasazení nové mobilní aplikace RadWATCH pro mobilní skupiny, jež umožňuje nejen propojení s monitorovacím zařízením MobRAMS, ale zároveň obsahuje

metodické postupy, dokumentaci, zjednodušené radiační výpočty dávek, dávkových příkonů a aktivit pro zjednodušení práce v terénu. Aplikace také umožňuje mobilním skupinám reportovat chybějící nebo poškozené vybavení. Všechny tyto funkcionality jsou zcela nové, v původní aplikaci se vůbec nevyskytovaly a v průběhu upgradu byly dodatečně implementovány.

Dalším problémem bylo, že dodavatelé dat, jako jsou Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka nebo Státní veterinární ústav a ČEZ, již data do databáze MonRaS posílaly ve formátu IRIX, ale SÚRO díky historickému propojení infrastruktury dodával data v rámci přenosů dat mezi databáze. Vzhledem ke zvyšujícím se nárokům na kybernetickou bezpečnost bylo rozhodnuto o odstavení i tohoto způsobu přenosu dat. Z toho důvodu bylo nutné provádět další úpravy SW na SÚRO. Nakonec byl upgrade celého systému dokončen a SÚJB předán v lednu roku 2026.



Obr. 3. Zobrazení tras mobilních skupin

3. Nové funkce systému MonRaS

V rámci upgradu byla přepracována vnitřní struktura databáze a pročištěny povinné i nepovinné položky v předávaných datech, které byly velmi rozsáhlé a vycházely z historických požadavků na informace použitelné i v rámci nejrůznějších analýz a výzkumů. V dnešní době se aplikace soustředí zejména na podporu kontrolní činnosti SÚJB a zveřejňování dat pro širokou veřejnost. Z toho důvodu bylo velké množství historických položek odstraněno (např. vzdálenost od budovy, vzdálenost od stromu, hmotnost spadu atd.), protože primárně nesloužily pro hodnocení radiační situace, ale měly svůj význam z hlediska kontroly správnosti odběrů nebo vyhodnocení, jež provádí laboratoř.

Nově dochází ke slučování monitorovacích míst, která mají stejné nebo velmi blízké GPS souřadnice. Původní aplikace neumožňovala, aby se různé monitorované položky zobrazovaly v jednom bodě na mapě (GPS souřadnice nesměly být totožné). Nový systém naopak při importu dat kontroluje, zda souřadnice vzorku již neodpovídají nějakému známému monitorovacímu místu, a pokud jsou GPS souřadnice dostatečně blízké, nezakládá nové monitorovací místo, ale dochází k jejich sloučení pod původní monitorovací místo.

Nově jsou do samostatné části vyčleněny výpusti z jaderných zařízení. V původní aplikaci byly tyto vzorky zahrnuty pod vzorky životního prostředí, ač se o vzorky životního prostředí nejednalo.

Do zvláštní části byla vyčleněna data z monitorování *in-situ* a ostatní ruční měření, která mohou zadávat mobilní skupiny z mobilní aplikace RadWATCH.

Celkově byl přepracován systém zacházení s uživateli, dodavateli a administrátory a jejich právy, přístupy a oprávněními.

Významným způsobem bylo přepracováno zobrazování dat mobilních skupin v mapě a proti původní aplikaci jsou body barevně odlišeny na základě hodnot dávkových příkonů a jsou označeny začátky a konce monitorovacích tras.

Do aplikace bylo zapracováno přijímání dat z nových zařízení pro pozemní monitorování MobRAMS, jež nově umožňuje zobrazovat polohu jednotlivých zařízení přímo v mapě a v on-line režimu.

Zároveň došlo k rozšíření spolupráce s mobilní aplikací RadWATCH, která umožňuje stahovat návody, postupy a dokumentaci vložené do systému přes aplikaci MonRaS. Dále umožňuje provádět kontrolu vybavení mobilních skupin.

4. Plány do budoucna

V rámci upgradu proběhla pouze úprava samotné aplikace. Na tento upgrade bude navazovat migrace dat, jež byla uložena původní aplikací, jelikož do nové databáze musejí být přemigrována a sesouladěna s novou strukturou databáze.

V roce 2026 začne rovněž příprava na upgrade vnější části aplikace, která slouží pro zveřejňování dat a zároveň i jako brána pro import souborů od všech dodavatelů dat.

5. Závěr

Technicky a organizačně náročný upgrade vnitřní databáze MonRaS byl dokončen v lednu roku 2026. V rámci tohoto upgradu aplikace došlo k přepracování vnitřní struktury databáze, ale i k velkým změnám v oblasti ergonomie uživatelského prostředí pro administrátory této aplikace. Zároveň byla aplikace rozšířena o podporu mobilní aplikace pro mobilní skupiny a byly zapracovány nové typy používaných zařízení pro pozemní monitorování. Na upgrade vnitřní části aplikace bude navazovat ještě upgrade vnější části aplikace, jež slouží primárně k vizualizaci dat a jejich zveřejňování pro potřeby obyvatelstva.

UPGRADE OF RADIATION MONITORING SYSTEM AT SUJB

Keywords: radiation situation; monitoring; SUJB; MonRaS

The system for collecting, evaluating and presenting data on the monitoring of the radiation situation MonRaS was put into operation in 2012 and has been significantly expanded and upgraded several times throughout its lifetime until 2026. However, in terms of implementing new technologies, demands for processing new types of data and ensuring cybersecurity, this SW tool has become difficult to service and very demanding to maintain. A major upgrade will provide this system with higher performance, easier implementation of new technologies and expansions and, last but not least, lower service costs. The first stage of the upgrade, which mainly included modifying the internal application, has now been completed.

TRITIUM VE VODÁCH, NOVELA ATOMOVÉHO ZÁKONA A VYHLÁŠEK STÁTNÍHO ÚŘADU PRO JADERNOU BEZPEČNOST (2)

Milan Hort

Státní úřad pro jadernou bezpečnost

e-mail: milan.hort@sujb.gov.cz

Klíčová slova: atomový zákon; tritium; pitná voda; monitorování radiační situace

Abstrakt

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., v příloze č. 3 odkazuje na vyhlášku č. 422/2016 Sb., k hodnocení, zda povrchová voda vyhovuje užívání pro úpravu na vodu pitnou. Podobně odkazuje na tuto vyhlášku i vyhláška č. 252/2004 Sb., v § 3 ohledně stanovení radiologických ukazatelů pitné vody a jejich limitů. Znění vyhlášky č. 422/2016 Sb., platné do 31. ledna 2026, však nic takového neobsahovalo. Nedostatek byl napraven novelou atomové legislativy.

Prezentace shrnuje úpravu vyhlášky č. 422/2016 Sb., týkající se tritia a obecně umělých radionuklidů ve vodách. Dále seznamuje s úpravou v oblasti monitorování radiační situace – upřesněním povinností zainteresovaných osob a požadavků na monitorování jednotlivých položek ve vyhlášce č. 360/2016 Sb.

1. Úvod

Před dvěma lety jsem na tomto fóru prezentoval návrh novely vyhlášky č. 422/2016 Sb., v části týkající se tritia a obecně umělých radionuklidů v povrchových vodách a v pitné vodě. Dále jsem auditorium seznámil s návrhem úpravy v oblasti monitorování radiační situace – upřesněním povinností zainteresovaných osob a požadavků na monitorování jednotlivých položek ve vyhlášce č. 360/2016 Sb. Jelikož atomový zákon i obě zmiňované vyhlášky byly již novelizovány, tento příspěvek – označený (2) – stručně shrnuje provedené změny. Nemá smysl je zde podrobně citovat, neboť všechny změny jsou uvedeny v příslušných právních předpisech; proto na ně jen odkazuji. Ve vlastní prezentaci se zaměřím na jejich odůvodnění a na zodpovězení dotazů z pléna.

2. Povrchová voda

Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [1], v příloze č. 3 odkazuje pro hodnocení, zda povrchová voda vyhovuje užívání pro úpravu na vodu pitnou, na vyhlášku č. 422/2016 Sb. [2]. Ve znění vyhlášky č. 422/2016 Sb., platném od roku 2017, to však není nijak ošetřeno. Nedostatek odstranila její novela vydaná vyhláškou č. 13/2026 Sb. [3], účinná od 1. února 2026.

Novelizovaný § 74 vyhlášky č. 422/2016 Sb., zohledňuje již stávající praxi a rozpracovává hodnoty uvedené v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., do požadavků na monitorování povrchových vod potenciálními znečišťovateli radioaktivními látkami. Nové odstavce § 74 vyhlášky č. 422/2016 Sb., využívají zmocnění § 81, odst. 3, písm. a) až c) atomového zákona [4] a doplňují obecná pravidla monitorování povrchových vod uvedená v § 74 odst. 1 až 4 vyhlášky. Doplňené minimální požadavky jsou specifikovány pro jednotlivé skupiny potenciálních

znečišťovateli. Odst. 5 určuje místa monitorování, odst. 6 upřesňuje rozsah monitorování pro specifikovaná pracoviště – tj. které radionuklidy, kde a jak často. Odst. 7 pak stanoví pravidla pro monitorovací úroveň a postupy při jejich překročení.

3. Pitná voda

Na vyhlášku č. 422/2016 Sb., odkazuje i vyhláška č. 252/2004 Sb. [5], v § 3 ohledně stanovení radiologických ukazatelů pitné vody a jejich limitů. Původní znění vyhlášky č. 422/2016 Sb., však opět nic takového neobsahovalo. Podmínky pro nápravu vytvořila úprava atomového zákona [6] v § 100, kam byla doplněna povinnost sledovat obdobným způsobem jako přírodní radionuklidy i obsah tritia v pitných vodách. Tato úprava vede ke zlepšení transpozice směrnice Rady 2013/51/EURATOM [7], jež mimo regulace v oblasti přírodních zdrojů záření ve vodách určených k veřejné spotřebě upravuje rovněž požadavky na obsah sledování tritia v těchto vodách a doposud byla transponována v obecné rovině. Úprava byla jednoduchá – k radonu bylo doplněno tritium a odkazy na přírodní radionuklidy ve vodě byly vypuštěním slova „přírodní“ zobecněny i na umělé radionuklidy.

Toto zobecnění a doplnění bylo použito i v novele vyhlášky č. 422/2016 Sb., kde nadpis paragrafů 98 až 101 nově zní: Ochrana před radionuklidy ve vodě. Kromě těchto obecných úprav v dotčených paragrafech, tj. doplnění tritia a zobecnění požadavků na všechny radionuklidy, byl upřesněn text týkající se pouze přírodních radionuklidů a byly přidány odstavce ohledně umělých radionuklidů. Přitom Státní úřad pro jadernou bezpečnost (dále jen „Úřad“) vycházel z požadavků směrnice 2013/51/EURATOM, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě. Nové znění vyhlášky je tak plnou transpozicí této směrnice.

Nové hodnoty korespondují s hodnotami uvedenými v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., pro hodnocení, zda povrchová voda vyhovuje užívání pro úpravu na vodu pitnou.

4. Monitorování radiační situace – novela vyhlášky č. 360/2016 Sb.

Podle § 208 atomového zákona Úřad mj.:

f) sleduje a posuzuje stav ozáření a reguluje ozáření fyzických osob včetně ozáření z přírodního zdroje záření a zpracovává ve spolupráci s dotčenými správními úřady národní plány k řešení situací a informování o nich,

a podle § 209 atomového zákona Úřad:

b) řídí a provádí monitorování radiační situace na území České republiky podle § 149, včetně porovnávacího měření organizovaného Evropskou komisí, hodnotí jeho výsledky a oznamuje data z monitorování radiační situace Evropské komisi [8].

Úřad je tedy zodpovědný za hodnocení ozáření obyvatel České republiky. K tomuto účelu provozuje ve svém datovém středisku jednotnou celostátní databázi hodnot naměřených v rámci monitorování radiační situace na území státu (databázi MonRaS [9]). Úřad zajišťuje monitorování radiační situace na území republiky v působnosti svého resortu. Atomový zákon v § 149, odst. 6 zmocňuje Úřad k vydání vyhlášky upravující podrobné požadavky na formu a způsob monitorování radiační situace na území České republiky [10]. K tomu účelu dále ukládá Úřadu v § 209, písm. a) zpracovat Národní program monitorování [11].

Pro plnění výše uvedených úkolů však Úřad potřebuje všechna data z monitorování radiační situace na území České republiky. Dosud tomu tak nebylo – existují data, která nejsou zahrnuta

v databázi MonRaS. Je nezbytné, aby v ní byly soustředěny **všechny výsledky monitorování prováděného** všemi osobami podle § 149, odst. 2 atomového zákona, tedy **i správními orgány (ministerstvy), včetně jim podřízených a jimi zřizovaných organizací**.

S některými organizacemi provádějícími monitorování v rámci jiných resortů má Úřad uzavřeny dohody, na jejichž základě jsou mu předávány výsledky monitorování, obvykle za úhradu. Některé organizace (např. SVÚ) předávají pouze výsledky těch měření, jež má Úřad zajištěna dohodou a za která platí; výsledky jiných měření nedostává. Jiné organizace monitorují, ale výsledky Úřadu nepředávají (např. státní podniky Povodí).

Novela atomového zákona v § 149, odst. 4 zdůrazňuje strategickou funkci Národního programu monitorování, jakožto základního a strategického dokumentu pro monitorování. Program stanovuje role a úkoly jednotlivých resortů a dalších institucí, a vytváří tak rámec, který zajišťuje potřebnou kvalitu a úroveň monitorování (odhalování stavu radiační situace). Od pravomocí a úkolů v Národním programu monitorování se odvíjejí i rozpočtové prostředky, které mají resorty na tuto činnost čerpat ze státního rozpočtu.

Novela atomového zákona dále v § 149, odst. 6, písm. a) doplňuje zmocnění pro vydání vyhlášky, resp. její úpravu. Novela vyhlášky [12] v souladu s Národním programem monitorování podrobně upravuje role a úkoly orgánů státní správy při provádění monitorování. Z praktických zkušeností se jeví nezbytné zahrnout tuto úpravu do obecně závazného právního předpisu; úprava ve strategickém dokumentu se ukázala jako nedostatečná.

V novele vyhlášky č. 360/2016 Sb., byly upřesněny požadavky na předávání dat z monitorování **všech monitorovaných položek** datovému středisku Úřadu. K cíli zahrnout všechny výsledky monitorování do databáze MonRaS vedou i úpravy tabulky č. 2 přílohy č. 3 vyhlášky č. 360/2016 Sb., kde jsou nově uvedeny minimální počty měření jednotlivých položek zajišťované jednotlivými správními orgány podle § 149, odst. 2 atomového zákona.

Úřad postupně uzavře s jednotlivými organizacemi provádějícími monitorování nové dohody, jež budou odrážet nové požadavky. Předpokládá se, že pro zvýšení transparentnosti systému bude vlastní monitorování jednotlivých položek včetně financování plně zajištěno jednotlivými správními orgány, resp. organizacemi provádějícími monitorování. Tyto organizace pak budou předávat Úřadu do databáze MonRaS veškeré výsledky monitorování.

5. Závěr

Článek popisuje úpravy vyhlášky č. 422/2016 Sb., v části týkající se tritia a obecně umělých radionuklidů v povrchových vodách a v pitné vodě. Dále seznamuje s úpravou v oblasti monitorování radiační situace – upřesněním povinností zainteresovaných osob a požadavků na monitorování jednotlivých položek ve vyhlášce č. 360/2016 Sb. Zároveň odkazuje na příslušná zmocnění a změny atomového zákona.

Literatura

- [1] Nařízení vlády č. 401/2015 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- [2] Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.
- [3] Vyhláška č. 13/2026 Sb., kterou se mění vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje.
- [4] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon.
- [5] Vyhláška č. 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody.
- [6] Zákon č. 83/2025 Sb., kterým se mění zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, ve znění pozdějších předpisů.
- [7] Směrnice Rady 2013/51/EURATOM, ze dne 22. října 2013, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě.
- [8] Doporučení Komise 2000/473/Euratom ze dne 8. června 2000 o uplatňování článku 36 Smlouvy o založení Euratomu týkající se monitorování úrovně radioaktivity v životním prostředí pro účely hodnocení ozáření obyvatelstva jako celku.
- [9] Databáze MonRaS, https://sujb.gov.cz/aplikace/monras/?lng=cs_CZ
- [10] Vyhláška č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace.
- [11] Národní program monitorování, <https://sujb.gov.cz/npm>
- [12] Vyhláška č. 165/2025 Sb., kterou se mění vyhláška č. 360/2016 Sb., o monitorování radiační situace.

TRITIUM IN WATER, AMENDMENT OF THE ATOMIC ACT AND THE STATE OFFICE FOR NUCLEAR SAFETY DECREES

Keywords: *atomic act; tritium; drinking water; radiation situation monitoring*

Government Regulation No. 401/2015 Coll. in Annex 3 refers to Decree No. 422/2016 Coll. for the assessment whether surface water is suitable for drinking water production. Similarly, Decree No. 252/2004 Coll. in Article 3 refers to Decree No. 422/2016 Coll. regarding the determination of radiological indicators of drinking water and their limits. However, the recent version of Decree No 422/2016 Coll. does not contain any such provisions. The amendment to the atomic legislation corrects this shortcoming.

This presentation summarises the amendment to Decree No 422/2016 Coll. concerning tritium and artificial radionuclides in water in general. It also introduces the modification in the area of radiation situation monitoring – the obligations of the persons involved and the requirements for monitoring individual items in Decree No 360/2016 Coll.

HYDROLOGICKÝ, HYDROGEOLOGICKÝ A HYDROCHEMICKÝ MONITORING NA VYBRANÝCH LOKALITÁCH PRO UMÍSTĚNÍ HLUBINNÉHO ÚLOŽIŠTĚ RADIOAKTIVNÍCH ODPADŮ V ČESKÉ REPUBLICĚ

Anna Macáková, Marek Vencl, Vladimír Dvořák

Správa úložišť radioaktivních odpadů

e-mail: macakova@surao.gov.cz

Klíčová slova: podzemní voda; hydrologický monitoring; hlubinné úložiště; Česká republika

Abstrakt

Úkolem Správy úložišť radioaktivních odpadů (SÚRAO) je připravit hlubinné úložiště pro vysokoaktivní a středně aktivní radioaktivní odpad z jaderných elektráren do roku 2050. V současnosti jsou vybrány čtyři doporučené lokality, kde probíhá intenzivní geologický průzkum a výzkum ve všech složkách geologického prostředí. Cílem projektu HYDROLOGICKÝ, HYDROGEOLOGICKÝ A HYDROCHEMICKÝ MONITORING NA LOKALITÁCH BŘEZOVÝ POTOK, HORKA, HRÁDEK A JANOCH je získání dat pro vyhodnocení vlivu budoucího úložiště na okolní životní prostředí, zejména podzemní a povrchovou vodu. Tato data budou poskytovat informace o referenčním stavu na zmíněných lokalitách. Na základě dat z monitorování vod bude vypočtena bilance podzemních a povrchových vod, bude stanoven základní odtok z lokalit, budou sestaveny popisné modely lokalit a následně budou vytvořeny hydraulické modely proudění a srážkově-odtokové modely. Data z monitorování vod budou sloužit také pro tvorbu a upřesnění stávajících 3D hydrogeologických modelů a také se zpřesní data, jež budou důležitá pro výběr finální a záložní lokality pro hlubinné úložiště.

1. Úvod

Hlubinné úložiště (HÚ) je celosvětově považováno za nejbezpečnější způsob, jak zneškodnit vysokoaktivní odpady a vyhořelé jaderné palivo. V České republice se výběru lokality pro hlubinné úložiště SÚRAO věnuje už více než 20 let. Hlubinné úložiště bude sloužit k bezpečnému uložení všech radioaktivních odpadů, které není možné umístit do povrchových a přípovrchových úložišť. Funguje na základě systému geologických a inženýrských bariér, které se navzájem doplňují. Geologickou bariéru představuje 500 metrů stabilní horniny a z pohledu bezpečnosti jde o bariéru nejvýznamnější. Za inženýrské bariéry považujeme ukládací obalové soubory, jež obsahují vysokoaktivní odpady, izolované pomocí výplní z bentonitu [8].

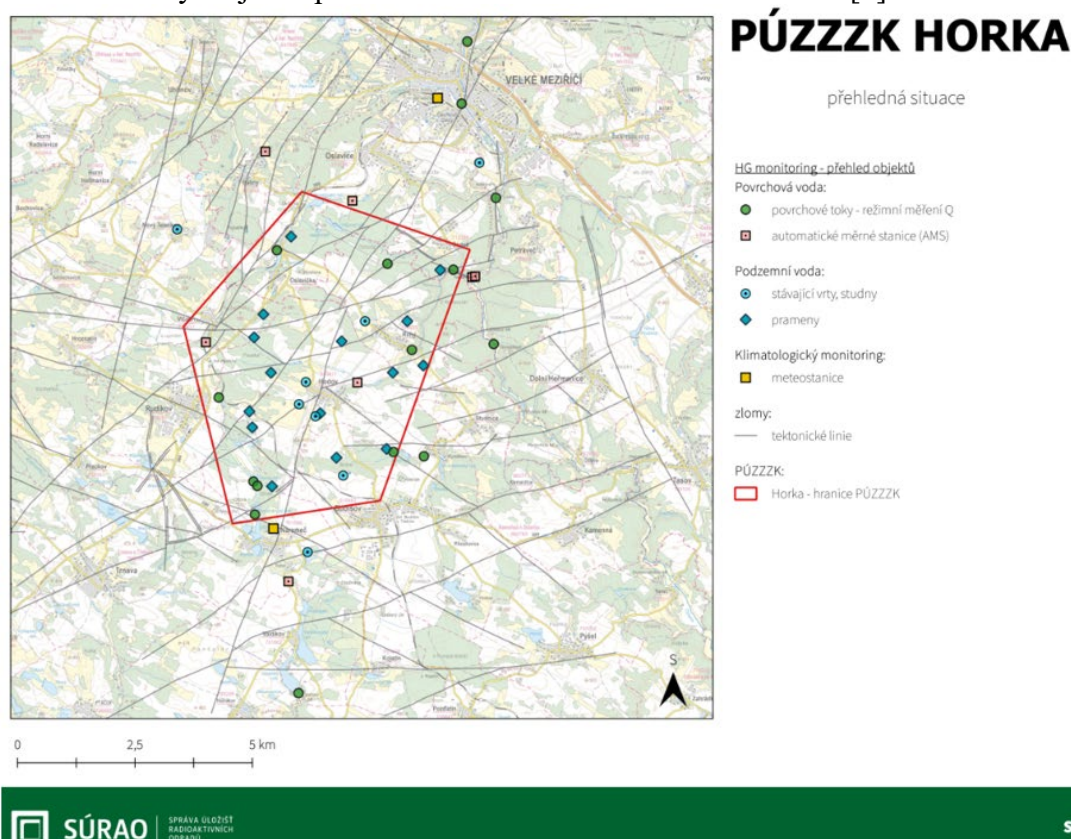
Úkolem projektu Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring na čtyřech lokalitách je identifikovat referenční stav povrchových a podzemních vod, a to z důvodu vyhodnocení případných vlivů na okolní životní a horninové prostředí v průběhu výstavby a provozu HÚ. Dalším, neméně důležitým úkolem je získat data, která budou důležitá pro výběr finální a záložní lokality pro hlubinné úložiště [7].

Projekt byl zahájen v květnu 2024, jeho trvání je plánováno do konce roku 2031. Realizátorem projektu je konsorcium „GEOtest – GeoTec – monitoring SÚRAO“ [3].

2. Monitorovací síť projektu

Monitoring vod na lokalitách Březový potok, Horka, Hrádek a Janoch je komplexní – jde o klimatický monitoring, hydrologický monitoring na povrchových tocích, hydrogeologický monitoring na vrtech, studních a pramenech a hydrochemický monitoring na všech výše zmíněných zdrojích.

V úvodních měsících projektu bylo potřeba vytvořit monitorovací síť, jejíž součástí byly stávající vrty, studny a prameny; rovněž byla vytipována monitorovací místa pro automatické stanice na povrchových tocích a místa pro režimní měření. Úkolem dodavatele prací bylo také získat souhlasy majitelů pozemků s monitorováním vod a klimatu [4].



Obr. 1. Přehled monitorovaných objektů na lokalitě Horka

2.1. Klimatický monitoring

Každá ze čtyř lokalit je detailně sledována dvěma meteostanicemi – v jednom případě jde o meteostanici ČHMÚ, druhá meteostanice je vybudována dodavatelem podle norem Světové meteorologické organizace. Meteostanice sledují teplotu vzduchu (v 2 m n. t., v 5 cm n. t.), relativní vlhkost, rychlost větru, směr větru, dobu slunečního svitu, množství atmosférických srážek, atmosférický tlak a tlak vzduchu v 10minutových intervalech.

Klimatický monitoring je zásadní nejenom pro vypočítání hydrologické bilance vod v polygonech průzkumných území pro zvláštní zásah do zemské kůry (PÚ ZZZK), ale potřeba dlouhodobě monitorovat klimatické vlastnosti a meteorologické jevy plyne z Vyhlášky č. 378/2016 Sb., SÚJB o umístění jaderného zařízení [2].

2.2. Hydrologický monitoring

Hydrologický monitoring je postaven na třech typech měření:

- Automatické měřicí stanice (AMS) – průtok se měří na 4 až 8 AMS, v závislosti od lokalit, AMS je obvykle umístěna na odtoku z polygonu PÚ ZZZK (průzkumného území pro zvláštní zásah do zemské kůry). Hladina toku je měřena v 10minutových intervalech. AMS je možné využít také jako včasnou intervenci před povodněmi.
- Režimní měření na tocích se realizují 4x ročně (únor, květen, srpen, listopad), tak, aby byla zachycena sezonnost. V průběhu režimních měření probíhá i odběr povrchové vody na hydrochemický rozbor podle požadovaných parametrů [5].
- Postupné profilování průtoku (PPP) se realizuje na tocích 2x ročně, ideálně v období s nejnižšími vodními stavy. Cílem této metody je identifikovat případné skryté přítoky do toků.

2.3. Hydrogeologický monitoring

Hydrogeologický monitoring probíhá v různých rovinách. Měření kvantity ve vybraných vrtech a studních probíhá automaticky, pomocí datalogerů. Informace o hloubce hladiny podzemní vody jsou zaznamenávány v 10minutových intervalech. Měření kvantity (průtok) probíhá též na pramenech, a to 4x ročně (únor, květen, srpen, listopad).

Součástí tohoto monitoringu je také vybudování 5–7 dvojic nových hydrogeologických vrtů na každé lokalitě, jeden z vrtů bude zasahovat do hloubky cca 30 m, druhý bude vybudován do hloubky cca 100 m, vzdálenost mezi těmito vrty bude cca 10 m. V obou vrtech budou umístěny datalogery pro automatické měření hladiny podzemní vody.

2.4. Hydrochemický monitoring

Hydrochemický monitoring probíhá na všech typech objektů, 4x ročně (únor, květen, srpen, listopad) jsou vzorkovány prameny, vrty, studny, řeky a potoky; po vybudování budou vzorkovány též nové hydrogeologické vrty. V budoucnu budou v pravidelných intervalech vzorkovány také srážkové vody. Chemické analýzy jsou rozsáhlé: Ca, Mg, Na, K, Mn, Fe, NH_4^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , F^- , KNK 4,5, PO_4^{2-} , ZNK 8,3, HCO_3^- , CO_3 , pH, Eh, ChSK_{Mn} , SiO_2^- , Pcelk., BSK5, NL 105, TOC, DOC, celková aktivita α a β , Ra, U, Rn, Th. V průběhu odběru vzorků jsou terénními multimetry měřeny *in situ* parametry jako teplota vzduchu a vody, pH, konduktivita, oxidačně-redukční potenciál a rozpuštěný kyslík.

Rn se stanovuje jen v podzemní vodě v kvartální četnosti, Ra a Th se stanovuje rovněž pouze v podzemní vodě, v intervalech 1x za 2 roky, každý kvartál je vzorkována jedna lokalita, přičemž kvartály se budou střídát tak, aby byla zachycena sezonnost na každé lokalitě.

V monitorovacích objektech, které se nacházejí v prostorech plánovaného budoucího povrchového areálu HÚ, bude monitoring včas doplněn o organické polutanty, těžké kovy (CHSK_{Cr} , RAS, Cd, Hg, Pb, C10–C40, PAU /naftalen, antracen, chrysen, pyren, fluoren, fluoranthen, benzo(a)antracen, benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, dibenzo(a, h)antracen, indeno(1,2,3-c, d)pyren, acenaften/, BTEX + styren) [6].

3. Speciální analýzy vod a jejich odběry

Vzhledem k potřebě poznat doporučené lokality pro HÚ detailněji je nutné realizovat speciální odběry a analýzy. Přispějí k lepšímu popisu režimu proudění vod (izotopové složení vod), ke zpřesnění a sestavení hydrogeologické bilance vod. Plánované speciální odběry a analýzy budou realizovány na nově budovaných vrtech, kde se bude stanovovat rozpuštěný bór, izotopy ^{134}Cs , ^{137}Cs , případně další radioaktivní prvky. Plánované je také určení agresivity na betonové konstrukce, určení geochemických stabilních izotopů lehkých prvků – kyslíku ^{18}O , vodíku ^2H , dusíku ^{15}N a uhlíku ^{12}C pro zjištění jejich původu a zdroje, což umožní lepší poznání koloběhu a bilance podzemních vod. Do speciálních analytických prací mohou být zahrnuty i izotopová stanovení tritia (3H), tří druhů freonů (11, 12, 113) a SF6 rozpuštěných ve vodě, z nichž je možné určit střední dobu zdržení podzemních vod.

Na nově vybudovaných vrtech se plánují realizovat zonální odběry, přičemž vertikální zonalita bude nejprve měřena karotáží. Podzemní voda bude odebrána z jednotlivých etáží zonálním vzorkovačem.

4. Závěr

Problematika hlubinného úložiště pro vyhořelý jaderný odpad (VJP) bude odborné téma nejen ve vědecké radiologické společnosti ještě desítky let. Data, která jsou získávána v rámci projektu Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring na čtyř lokalitách, jsou cenným základem pro identifikaci referenčního stavu vod na lokalitách Březový potok, Horka, Hrádek a Janoch. Jsou významná nejen pro výběr finální a záložní lokality pro HÚ, ale také v kontextu vývoje klimatu, hydrologického hodnocení a vývoje chemického složení podzemních a povrchových vod na těchto územích. Lokality tak budou patřit mezi nejlépe prozkoumané území v České republice.

Data, jež tímto projektem SÚRAO získá, jsou k dispozici pro obce katastrálně spadající do průzkumných území pro zvláštní zásah do zemské kůry, pro samosprávy a další úřady životního prostředí. Budou také užitečná pro vypracování strategií v rámci vodního hospodářství, hodnocení klimatu a využití vod (podzemních a povrchových) i pro hodnocení využitelné kapacity vod určených pro lidskou spotřebu.

Literatura

[1] ŠUPÍKOVÁ, I. et al. (2023). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring – lokalita Březový potok, Hrádek, Horka, Janoch – technická specifikace – TZ 680/2023, MS SÚRAO, Praha.

[2] Vyhláška č. 378/2016 Sb. Vyhláška o umístění jaderného zařízení.

[3] MUSIL, R., DVOŘÁK, V., BENEŠ, J., KOČMAN, T. (2024). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring lokalit Březový potok, Hrádek, Horka a Janoch – Realizační projekt monitoringu lokality Janoch – TZ 780/2024, SÚRAO, Praha.

[4] DVOŘÁK, V., MUSIL, R., ŘEZNÍČEK, P., BENEŠ, J., KOČMAN, T. (2024). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring lokalit Březový potok, Hrádek, Horka a Janoch – Realizační projekt monitoringu lokality Hrádek – TZ 778/2024, SÚRAO, Praha.

[5] VYLAŠKOVÁ, P., MUSIL, R., PEŘINOVÁ, A., BENEŠ, J., KOČMAN, T. (2024). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring lokalit Březový potok, Hrádek, Horka a Janoch – Realizační projekt monitoringu lokality Horka – TZ 777/2024, SÚRAO, Praha.

[6] VYLAMOVÁ, P., MUSIL, R., ŘEZNÍČEK, P., DVOŘÁK, V., PEŘINOVÁ, A., BENEŠ, J., KOČMAN, T. (2024). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring lokalit Březový potok, Hrádek, Horka a Janoch – Realizační projekt monitoringu lokality Březový potok – TZ 779/2024, SÚRAO, Praha.

[7] MACÁKOVÁ, A., VENCL, M. (2025). Hydrologický, hydrogeologický a hydrochemický monitoring na kandidátných lokalitách pre vybudovanie hlbinného úložiska rádioaktívnych odpadov v Českej republike. Slovenská asociácia hydrogeológov, Bratislava, ISBN 978-80-972651-9-9.

[8] www.surao.cz

HYDROLOGICAL, HYDROGEOLOGICAL AND HYDROCHEMICAL MONITORING AT SELECTED SITES – BŘEZOVÝ POTOK, HRÁDEK, HORKA A JANOCH

Keywords: *groundwater; hydrological monitoring; deep geological repository; Czech Republic*

The task of the Radioactive Waste Repository Authority (SÚRAO) is to prepare a deep repository for high-level and intermediate-level radioactive waste from nuclear power plants by 2050. Currently, four candidate sites have been selected, where intensive exploration and research into all components of the geological environment is underway. The aim of the project HYDROLOGICAL, HYDROGEOLOGICAL AND HYDROCHEMICAL MONITORING AT THE BŘEZOVÝ POTOK, HORKA, HRÁDEK AND JANOCH SITES is to obtain data for assessing the impact of the future repository on the surrounding environment, in particular groundwater and surface water. This data will provide information on the reference state at the aforementioned sites. Based on the water monitoring data, the balance of groundwater and surface water will be calculated, the basic runoff from the sites will be determined, site descriptive models will be compiled, and hydraulic flow models and precipitation-runoff models will be created. The water monitoring data will also be used to create and refine existing 3D hydrogeological models and to specify data that will be important for selecting the final and backup sites for the deep geological repository.

ZONÁLNÍ ODBĚRY DŮLNÍCH VOD NA ZATÁPĚNÉM URANOVÉM LOŽISKU ROŽNÁ

Kateřina Chroustová¹, Petr Navrátil¹, Petr Hlisnikovský¹

¹*Diamo, s. p., o. z. Příbram, Lokalita Dolní Rožínka*

e-mail: chroustova@diamo.cz

Klíčová slova: *uranové ložisko; Rožná; důlní vody; zonální odběry*

Abstrakt

Po ukončení těžby na uranovém ložisku Rožná v roce 2017 bylo zahájeno samovolné zatápění podzemí v rozsahu 24. až 13. patra. Dne 16. ledna 2026 bylo obnovočerpání na jámě R7S. Po dobu činnosti Podzemního výzkumného pracoviště Bukov, jehož provozovatelem je SÚRAO (Správa úložišť radioaktivních odpadů), bude hladina udržována na provozní úrovni 13. patra.

V roce 2024 bylo uskutečněno zonální vzorkování důlních vod na slepé jámě R7S. Zonálního vzorkování bylo využito zejména z důvodu detailnější analýzy vertikálního profilu důlních vod z hlediska jejich chemického složení. V září roku 2025 bylo uskutečněno doplňující vzorkování na jámě R7S. Z nejnovějších analýz vyplývá, že důlní vody jsou sodno-síranového typu s celkovými mineralizacemi pohybujícími se od 3,5 do 5,1 g/l. Oproti roku 2024 došlo k mírnému poklesu hodnot pH a nárůstu teplot o cca 3 °C. Analyzovány byly také tzv. zájmové složky, tedy složky, které jsou typicky v důlních vodách přítomny ve vyšších koncentracích a mohou mít negativní dopady při kontaktu s vodami povrchovými nebo podzemními, jež jsou dále využívány např. pro zásobování. Jedná se o železo, mangan a uran. Dále byl mezi zájmové složky zařazen také radionuklid ²²⁶Ra, který rovněž nepříznivě ovlivňuje kvalitu důlních vod, a to z hlediska radiologických rizik. Koncentrace železa, manganu a uranu jsou mezi roky 2024 a 2025 téměř srovnatelné. V případě aktivit ²²⁶Ra došlo k jejich poklesu o cca 300 Bq/m³.

Po ukončení provozu PVP Bukov bude pokračováno v zatápění dolu a bude nutné vybudovat čistírnu důlních vod, která musí splňovat limity pro vypouštění do povrchové vodoteče. Sledování vývoje koncentrací je klíčové pro projekt technologie úpravy důlních vod, jenž musí být připraven v dostatečném předstihu před nastoupením hladiny na úroveň odvodňovací štoly.

1. Úvod

Uranové ložisko Rožná se nachází v Kraji Vysočina (okresu Žďár nad Sázavou), přibližně 50 km severozápadně od Brna, ve východní části Českomoravské vrchoviny (*obr. 1*). Z geologického hlediska náleží do pestré skupiny hornin strážeckého moldanubika tvořených především biotit-plagioklasovými rulami a amfibolity s vložkami elánů a mramorů. Uranová mineralizace je tvořena převážně uraninitem (UO₂·UO₃) a coffinitem (USiO₄). V hlubších částech je tato mineralizace vázána v komplexních silikátových sloučeninách [1].

Těžba na uranovém ložisku Rožná na Vysočině byla zahájena v roce 1957. Od roku 1968 je na této lokalitě v provozu i chemická úpravná a dvě odkaliště. Dobývání se v poslední fázi exploatace dolu pohybovalo v intervalu 20. až 24. patra, tj. 950 až 1 200 m pod povrchem. Těžba byla ukončena v roce 2017; celková těžba na ložisku činila cca 20 220 t uranu.

Za účelem sledování vývoje chemismu důlních vod během zatápění a po částečném zatopení ložiska bylo v roce 2024 provedeno jejich vzorkování na jámě R3 a na slepé jámě R7S. V roce 2025 proběhlo opakované vzorkování již pouze na jámě R7S, odkud je v současnosti důlní voda čerpána. Z tohoto důvodu jsou v tomto příspěvku dále hodnoceny a popsány změny chemického složení jen u vzorků z jámy R7S. Slepá jáma R7S ústí u šachty jámy B2 na 12. patře a zasahuje až na patro 24., tedy do hloubky 1 200 m p. t. [2].



Obr. 1. Mapa s lokalizací dobývacího prostoru Rožná – vyznačeno červeně

2. Metodika

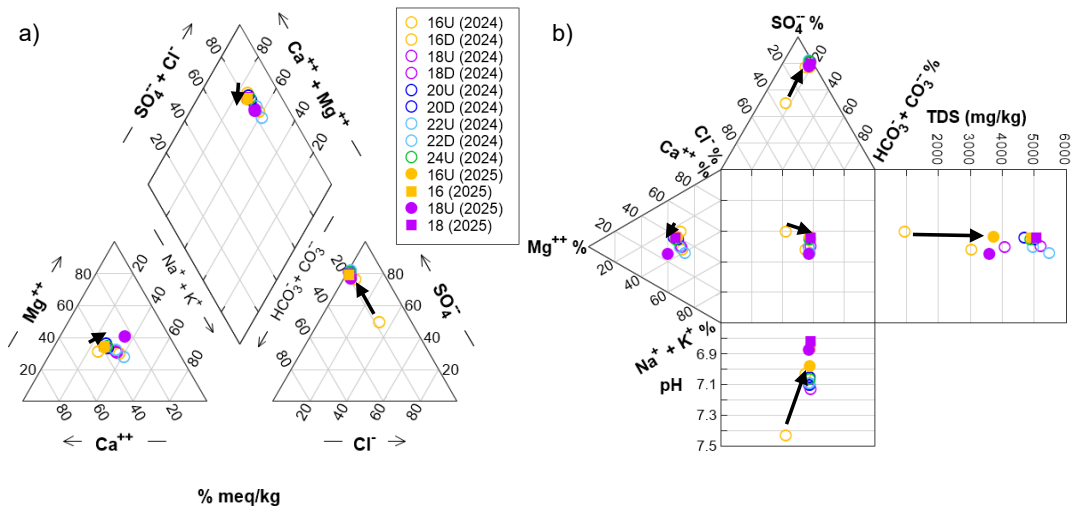
Odběry důlních vod na jámě R7S byly provedeny metodou zonálního vzorkování, která umožňuje detailnější analýzu chemického složení v jednotlivých hloubkových úrovních vertikálního profilu. Toto vzorkování proběhlo během zatápění ložiska ve dvou kolech. První kolo se uskutečnilo ve dnech 11. až 14. listopadu 2024. Vzorky byly odebrány z hloubkových úrovní, jež odpovídaly pozicím nad a pod vybranými patry. Celkově bylo odebráno devět vzorků důlních vod nad (U) a pod (D) 16., 18., 20., 22. a nad (U) 24. patrem jámy R7S. Druhé kolo proběhlo dne 23. září 2025. Během tohoto kola byly odebrány čtyři vzorky vod odpovídající pozicím nad 16. a 18. patrem (16U a 18U). Nově byly vzorkovány také vody přímo z těchto pater, tj. vzorky 16 a 18. Úrovně vzorkování pro druhé kolo byly zvoleny na základě doporučení technologů zabývajících se přípravou projektu čistírny důlních vod.

Samotné odběry byly zajištěny pracovníky DIAMO, s. p., o. z. Příbram a ZBZS Dolní Rožínka. Důlní vody byly odebírány prostřednictvím vzorkovače, který byl spouštěn pomocí vratu dovybaveného zařízením pro odečet hloubky, resp. otáček, kdy jedna otáčka odpovídá 1,323 m. Vzorkované vody byly odebírány do kanystrů o objemu 5 l. Bezprostředně po každém odběru byly změřeny základní fyzikálně-chemické parametry vod, tj. pH, oxidačně-redukční potenciál

(Eh; vztažený ke standardní vodíkové elektrodě) a teplota pomocí přístroje Greisinger GMH 5530. Po ukončení odběrů byly vzorky důlních vod v co nejkratším čase převezeny do Referátu zkušebních laboratoří, DIAMO, s. p., o. z. Příbram, kde byly analyzovány. Rozsah požadovaných chemických analýz byl zaměřen na stanovení koncentrací hlavních a zájmových složek. Výsledná data byla mj. zpracována a vyhodnocena v programu Geochemist's Workbench ve verzi 18.0.2.

3. Výsledky a diskuze

Analyzované důlní vody náleží k hydrochemickému typu Na-SO₄. Tento typ vod převládal i ve vzorcích odebraných v listopadu 2024. Výjimku představoval nejvýše odebraný vzorek nad 16. patrem (16U 2024), který odpovídal typu Ca-SO₄. V té době se hladina stoupajících důlních vod nacházela přibližně 10 m nad touto vzorkovanou úrovní, nyní zhruba 90 m nad úrovní 16U. Tato změna byla pravděpodobně zapříčiněna iontovou výměnou mezi vápníkem a sodíkem a je patrná z Piperova diagramu (obr. 2a) zobrazujícího poměr zastoupení kationtů a aniontů v důlních vodách v roce 2024 a 2025. Na Durovově diagramu (obr. 2b) jsou navíc vyneseny jejich celkové mineralizace a pH.

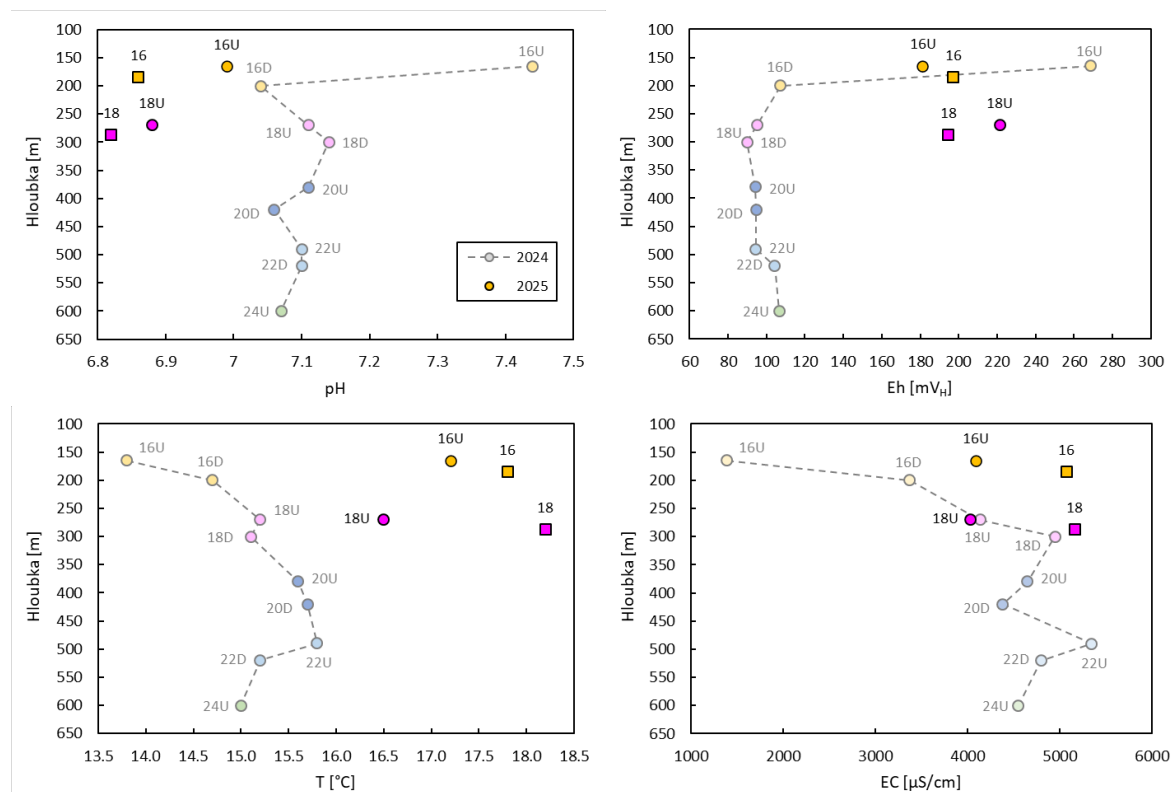


Obr. 2. (a) Piperův a (b) Durovův diagram zobrazující složení důlních vod na jámě R7S v roce 2024 (prázdné symboly) a 2025 (plné symboly); šipky zobrazují změnu chemismu u vzorku 16U

Celková mineralizace důlních vod se pohybuje od zhruba 3,5 do 5,0 g/l. Nejvýraznější nárůst v obsahu celkových rozpuštěných látek byl zaznamenán v nejvýše odebraném vzorku nad 16. patrem (16U), kde mineralizace mezi listopadem roku 2024 a zářím 2025 vzrostla o přibližně 2,8 g/l. Hodnoty celkových mineralizací jsou dány především koncentracemi síranů a sodíku.

Vývoj základních fyzikálně-chemických parametrů, jako je pH, oxidačně-redukční potenciál (Eh), teplota a konduktivita, tj. elektrická vodivost (EC), která byla měřena laboratorně, je součástí obr. 3. U hodnot pH byly v roce 2025 zaznamenány relativně nižší hodnoty (o cca 0,2) oproti roku 2024. Největší rozdíl (0,45) byl pozorován u vzorku 16U. Z hlediska oxidačně-redukčního potenciálu byl všeobecně zjištěn nárůst hodnot typických pro redukčnější podmínky k podmínkám přechodným. Tato změna může být způsobena pokračujícím zatápěním dolu a promícháváním aktivně proudících („čerstvých“) podzemních vod s vyšším obsahem kyslíku s vodami hlubokými. K nárůstu došlo také v případě teploty vzorkovaných důlních vod.

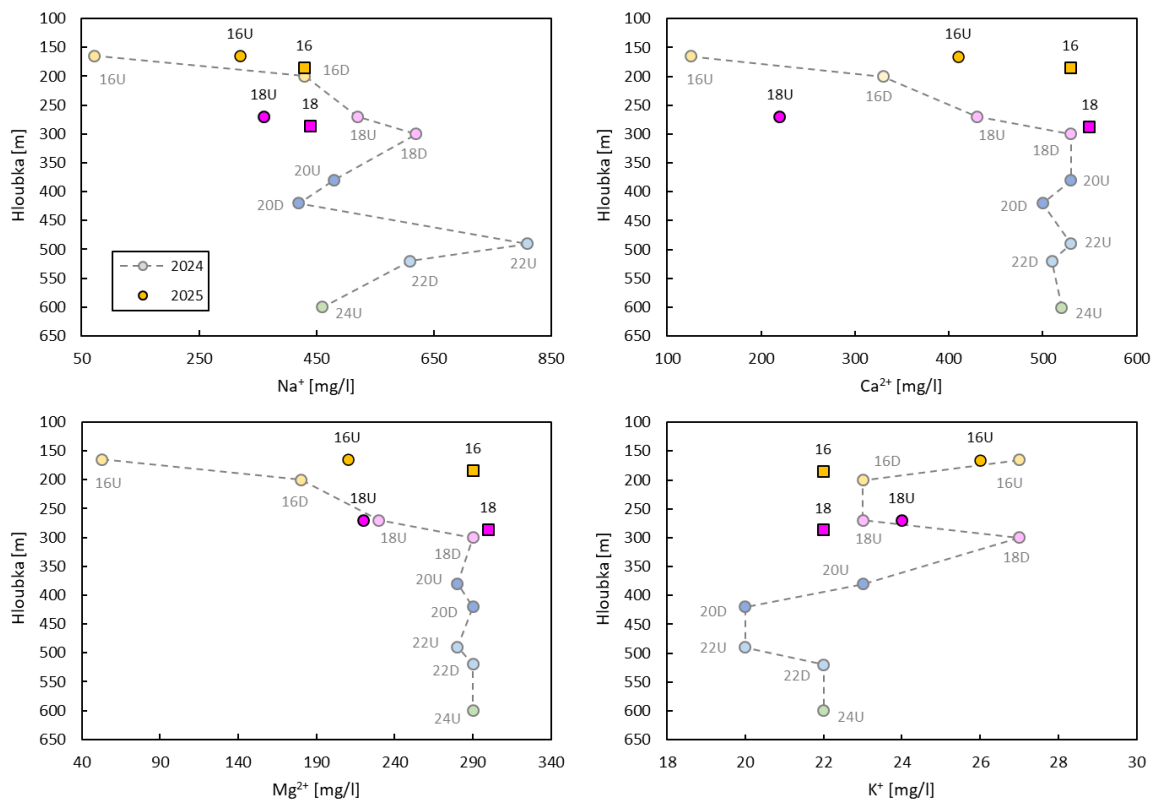
Nejvýraznější zvýšení teploty o 3,4 °C bylo pozorováno ve vodách nad 16. patrem (16U). Rovněž v případě konduktivity byl nejvíce patrný rozdíl zaznamenan u vod nad 16. patrem (16U). Tento rozdíl činí 2 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Výrazný nárůst vodivosti lze spatřovat v nárůstu obsahu síranů, a tudíž v celkové mineralizaci.



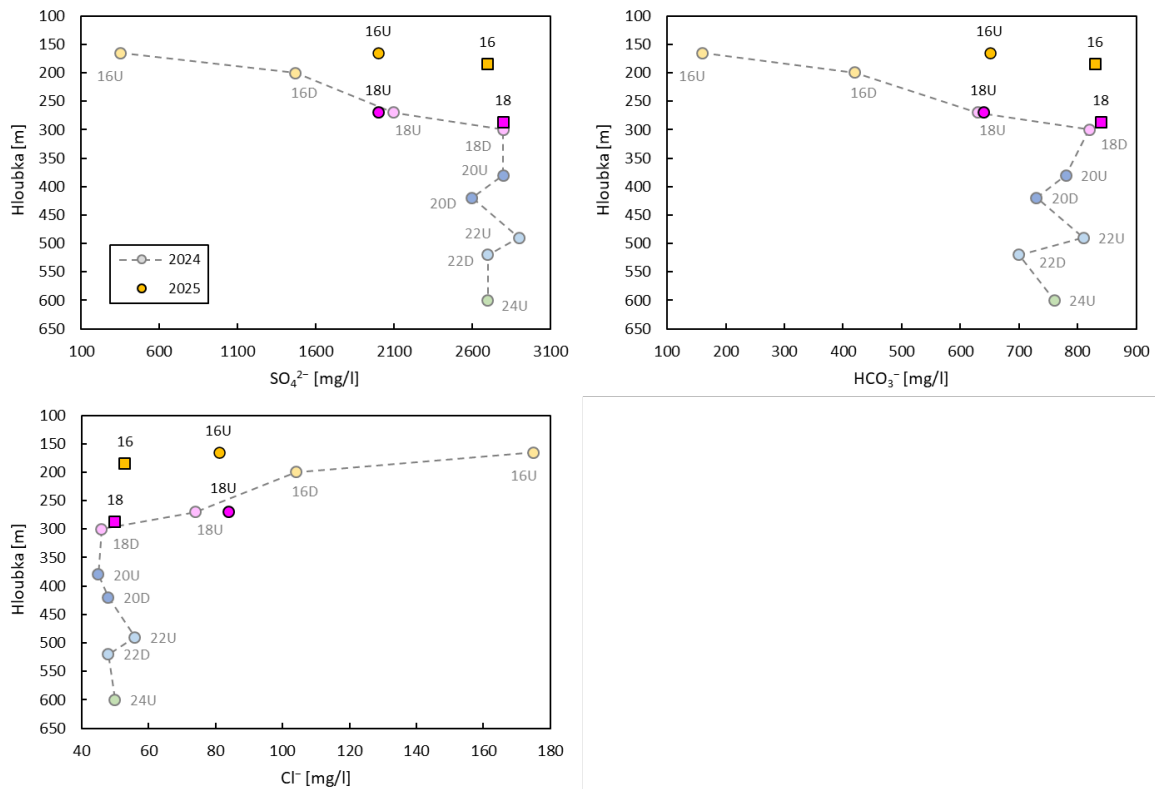
Obr. 3. Srovnání hloubkového vývoje pH, oxidačně-redukčního potenciálu (Eh), teploty (T) a konduktivity (EC) mezi roky 2024 a 2025; vzorky odebrané v úrovni pater označeny čtvercem

Vývoj koncentrací hlavních složek představujících převládající kationty Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a anionty SO_4^{2-} , HCO_3^- a Cl^- je znázorněn na *obr. 4*, resp. *obr. 5*. Z kationtů převažuje Na^+ , jehož koncentrace se oproti roku 2024 ve vzorku 16U zvýšily asi o 250 mg/l, naopak u vzorku 18U se snížily o 160 mg/l. Obsahy Ca^{2+} se v důlních vodách kolem 16. patra zvýšily na hodnoty obdobné těm, jež byly zaznamenány v okolí 18. patra v listopadu 2024. U vzorku 16U došlo k nárůstu o 285 mg/l. Naopak snížení koncentrací nastalo u vzorku 18U. Nejvýraznější změny v obsahu kationtu Mg^{2+} byly opět zaznamenány u vzorku 16U. Tyto obsahy se víceméně vyrovnaly hodnotám pozorovaným v předcházejícím roce 2024. Koncentrace K^+ zůstávají velmi podobné.

Z aniontů převažují ve vzorkovaných vodách sírany s koncentracemi v rozmezí 2–2,8 g/l. Jejich obsah se nad 16. patrem výrazně zvýšil o 1 650 mg/l. Podobně jako u Na^+ nebo Mg^{2+} se koncentrace SO_4^{2-} kolem 16. patra zhruba vyrovnaly koncentracím zaznamenaným kolem 18. patra, jejichž hodnoty se mezi roky výrazně nezměnily. Stejný vývoj, resp. změny byly zjištěny také v případě koncentrací HCO_3^- . K nejvýraznější změně došlo v důlních vodách kolem 16. patra, kdy se ve vzorku 16U navýšily koncentrace o 490 mg/l. Obdobný trend byl pozorován také u Cl^- , u kterých rovněž došlo k vyrovnání rozdílů koncentrací 16. patra s patrem 18. U vzorku 16U byl zaznamenan pokles koncentrací přibližně o polovinu.



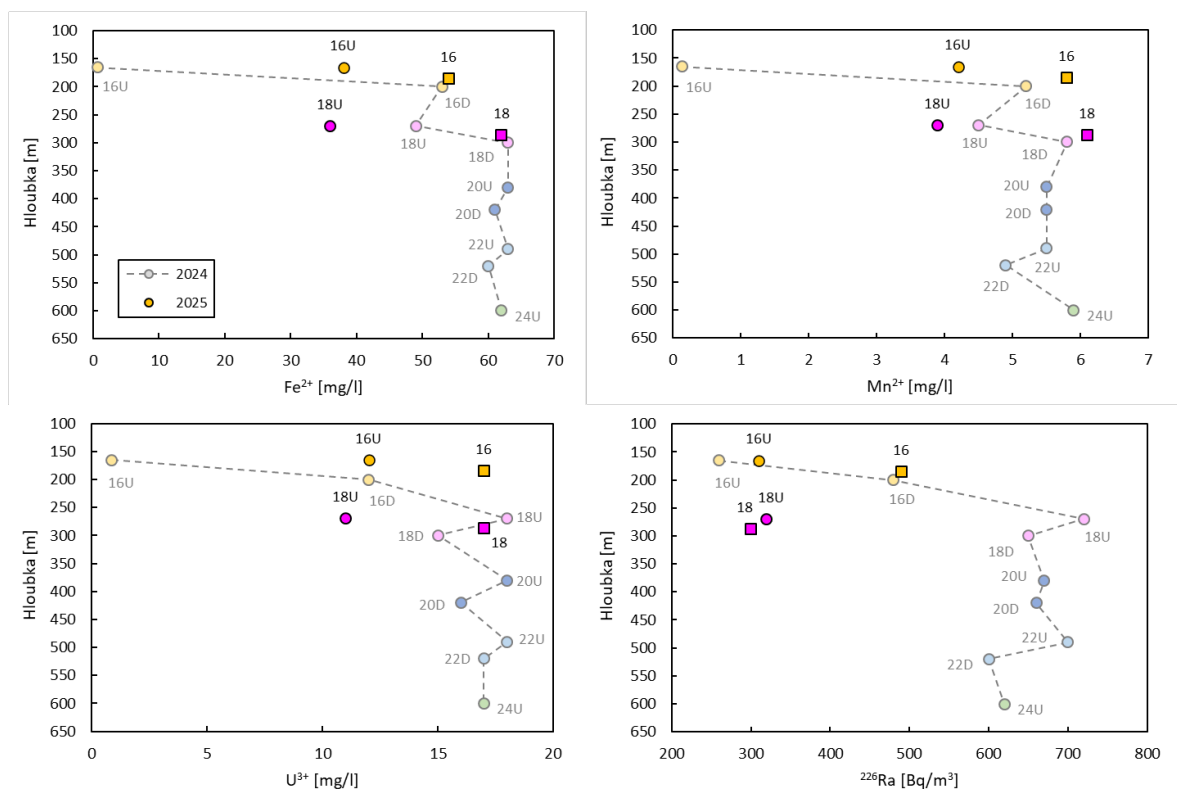
Obr. 4. Hloubkový vývoj koncentrací hlavních kationtů Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} a K^+ v roce 2024 a 2025; vzorky odebrané v úrovni pater označeny čtvercem



Obr. 5. Hloubkový vývoj koncentrací hlavních aniontů SO_4^{2-} , HCO_3^- a Cl^- v roce 2024 a 2025; vzorky odebrané v úrovni pater označeny čtvercem

Jako zájmové složky byly – vzhledem k jejich vyšším koncentracím v důlních vodách a potenciálním negativním dopadům při kontaktu s vodami povrchovými nebo podzemními – označeny ionty Fe^{2+} , Mn^{2+} a U^{3+} . Mezi zájmové složky byl zařazen také radionuklid ^{226}Ra , který rovněž nepříznivě ovlivňuje kvalitu důlních vod, a to z hlediska radiologických rizik. Vývoj těchto složek je znázorněn na obr. 6.

Hloubkový vývoj koncentrací Fe^{2+} a Mn^{2+} byl v roce 2024 velmi podobný. Z analýz provedených v roce 2025 vyplývá, že došlo ke změnám, avšak opět obdobného charakteru. Výrazný nárůst koncentrací byl zaznamenán ve vodách nad 16. patrem (16U), v případě Fe^{2+} asi o 37 mg/l a u Mn^{2+} zhruba o 4 mg/l. K poklesu koncentrací naopak došlo nad 18. patrem (18U), a to o 13 mg/l u Fe^{2+} a o 0,6 mg/l u Mn^{2+} . Nejvyšší obsahy byly zaznamenány ve vodách odebraných přímo v úrovni vzorkovaných pater. Také v případě obsahu U^{3+} došlo ke zvýšení o 11 mg/l ve vodách nad 16. patrem (16U) a o snížení o 7 mg/l nad 18. patrem (18U). Koncentrace U^{3+} se ve vzorkovaných vodách pohybují od 11 do 17 mg/l. Objemové aktivity ^{226}Ra se nejvíce změnily u vzorků kolem 18. patra, kde poklesly o 400 Bq/m³. U většiny vzorků se tyto hodnoty pohybují kolem 300 Bq/m³, s výjimkou vzorku 16 s objemovými aktivitami odpovídajícími 490 Bq/m³.



Obr. 6. Hloubkový vývoj koncentrací zájmových složek (a) Fe^{2+} , (b) Mn^{2+} , (c) U^{3+} a (d) objemových aktivit ^{226}Ra v roce 2024 a 2025; vzorky odebrané v úrovni pater označeny čtvercem

4. Závěr

Od roku 2017 dochází k částečnému zatápění uranového dolu Rožná. Na přelomu roku 2025 a 2026 došlo k nástupu hladiny důlních vod po 13. patro. Na této úrovni bude hladina udržována po dobu provozu PVP Bukov (SÚRAO).

Účelem zonálních odběrů v roce 2024 a 2025 na slepé jámě R7S byla detailnější analýza vertikálního profilu důlních vod z hlediska jejich chemického složení. Z nově získaných výsledků vyplývá, že během zatápění dolu dochází k vzestupu hladiny vod, který se odráží právě na jejich chemismu. Tyto změny lze pozorovat zejména na vzorcích odebraných nad 16. patrem. V listopadu 2024 byla tato vzorkovaná úroveň přibližně 10 m pod hladinou, přičemž v září 2025 to bylo 90 m. Tento rozdíl se promítl nejen ve změně hydrochemického typu vod, ale také ve výrazném nárůstu celkové mineralizace související s nárůstem koncentrací síranů a hlavních kationtů. Důlní vody kolem 16. patra se svým chemismem přiblížily vodám vzorkovaným z nižších úrovní v roce 2024. Oproti předchozímu roku došlo k mírnému snížení pH a naopak ke zvýšení Eh a teploty.

Vlivem zatápění dolu se tak prosazují chemické charakteristiky hlubších vod vzorkovaných v roce 2024. Vlastnosti vod odebraných v roce 2024 v nejvyšší úrovni nad 16. patrem lze v současné době pravděpodobně očekávat ve výše zatopených částech dolu, tj. kolem 14. patra, které je blíže k hladině důlních vod, a tedy k oxickému prostředí. Tento předpoklad by ověřilo navazující vzorkování ve vyšších úrovních jámy R7S.

Vzorkováním byla potvrzena stratifikace důlních vod, jež byla pozorována i na jiných uranových lokalitách. Po celkovém zatopení ložiska bude nutné po dobu cca několika desítek let provádět ekonomicky nákladné čištění důlních vod. Teprve až poté, co stratifikace postoupí do stadia, kdy svrchní část zvodně bude vyhovovat limitům, budou důlní vody gravitačně odváděny do vod povrchových. Troufáme si tvrdit, že k této skutečnosti nedojde dříve než ve 22. století.

Literatura

- [1] LAZÁREK, J. (2012). Historie těžby uranu na ložisku Rožná do roku 2012. Občasník DIAMO, ročník XVII (XXXIV), zvláštní číslo.
- [2] MICHÁLEK, B., HÁJEK, A. (2007). Uranové ložisko Rožná, možnosti dalšího průzkumu a exploatace. Občasník DIAMO, ročník XII (XXIX), zvláštní číslo.

MINE WATER ZONAL SAMPLING AT THE FLOODED URANIUM DEPOSIT ROŽNÁ

Keywords: uranium deposit; Rožná; mine water; zonal sampling

After mining operations at the Rožná uranium deposit ended in 2017, spontaneous flooding of the underground areas between floors 24 and 13 began. On January 16, 2026, water repumping has been started at the pit R7S. During the activities in the Underground Research Facility Bukov, operated by SÚRAO/RAWRA (Radioactive waste repository authority), the water level will be maintained at the operating level of the 13th floor.

In 2024, zonal sampling of mine water was carried out at the R7S pit. Zonal sampling was used primarily for a more detailed analysis of the vertical profile of mine water in terms of its chemical composition. In September 2025, additional sampling was carried out at the R7S pit. The latest analyses show that the mine water is of the sodium-sulfate type with total mineralization ranging from 3.5 to 5.1 g/L. Compared to 2024, there was a slight decrease in pH values and an increase in temperature of approximately 3 °C. Constituents that are typically present in higher concentrations in mine water were also analyzed. These constituents may have negative impacts when interacting with surface water or groundwater that is further used, e.g., for supply. Such constituents are iron, manganese, uranium and radionuclide ²²⁶Ra, which also may affect the quality of mine water in terms of radiological risks. The concentrations of iron, manganese, and uranium are almost comparable between 2024 and 2025. In the case of ²²⁶Ra activities, there was a decrease of approximately 300 Bq/m³.

After the activities in the Underground Research Facility Bukov will be finished, the uranium mine will be flooded, and the mine water treatment plant will be built. This plant must meet the limits for mine water discharge into the surface waters. Monitoring the concentrations changes is key to the mine water treatment technology project, which must be done in sufficient time, i.e. before mine water level reaches the drainage adit.

STAVBA DÁLNIČE D11 – PRACOVISTĚ S MATERIÁLEM SE ZVÝŠENÝM OBSAHEM PŘÍRODNÍHO RADIONUKLIDU

Hana Procházková

*Státní úřad pro jadernou bezpečnost, Senovážné náměstí 9, 110 00 Praha,
e-mail: hana.prochazkova@sujb.gov.cz*

Klíčová slova: materiál se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu; elektrárenský popílek; radiační ochrana; uvolňovací úrovně; atomový zákon

Abstrakt

V rámci výstavby dálnice D11 v blízkosti tepelné elektrárny Poříčí byly nalezeny haldy elektrárenského popílku, který byl identifikován jako materiál se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů. Na pracoviště, jež nakládají s materiály se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů, se vztahují legislativní požadavky pro pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření, které stanovuje zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, a vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, včetně podmínek pro uvolňování radioaktivní látky.

1. Úvod

V květnu 2025 Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB) obdržel informace od Správce stavby D11 1109 Trutnov – státní hranice ČR/PR, Ředitelství silnic a dálnic (ŘSD) – oznámení o zjištění zvýšených hodnot prostorového dávkového ekvivalentu záření gama nad přírodní pozadí na místech stavby dálnice D11 v blízkosti elektrárny Poříčí. V předaných informacích bylo dále uvedeno, že jde o nesoudržný sypký materiál – elektrárenský popílek pocházející pravděpodobně z Elektrárny Poříčí u Trutnova, který byl na těchto lokalitách deponován v šedesátých až osmdesátých letech 20. století.

2. Šetření události

Na základě tohoto oznámení bylo provedeno šetření na místě za účasti inspektorů SÚJB a dotčených subjektů. Zadávací dokumentace stavby předmětného úseku dálnice D11 byla vypracována v prosinci 2022; v projektu bylo uvedeno, že na pozemcích jsou haldy elektrárenského popílku. Konal se i geologický průzkum, avšak problematické haldy elektrárenského popílku nebyly řešeny. Haldy vypadaly jako les a teprve po odstranění stromů a hrabanky se zjistilo, že jde zřejmě o elektrárenský popílek uvedený v dokumentaci. Původním záměrem bylo využití předmětného materiálu ke stavbě dálnice, ale během odryvání se zjistilo, že tento materiál nemá potřebné vlastnosti. Na základě projektu, historických pramenů a výpovědí svědků je předpokládáno, že se jedná o produkty spalování uhlí z nedaleké tepelné Elektrárny Poříčí u Trutnova, která v šedesátých až osmdesátých letech 20. století spalovala černé uhlí ze Žacléřsko-svatoňovické uhelné pánve s bohatě uranově mineralizovanou sloují Baltazar.

Inspektory SÚJB bylo konstatováno, že jde pravděpodobně o materiál se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu ve smyslu § 87 vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje. V rámci šetření v terénu bylo provedeno měření prostorového dávkového ekvivalentu záření gama a odběry vzorků předmětného materiálu ze všech tří hald. Dávkový příkon v těsné blízkosti hald, ve výšce 1 m nad zemí, se pohyboval v rozmezí 0,2–1,1 $\mu\text{Sv/h}$.

3. Výsledky šetření

Na základě výsledků měření obsahu přírodních radionuklidů v odebraných vzorcích bylo v části vzorků prokázáno překročení uvolňovacích úrovní pro přírodní radionuklidy.

Uvolňovací úrovně pro uvolňování pevných materiálů z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření, včetně jejich ukládání na skládky odpadu, uvolňování k opakovanému použití, recyklaci nebo spalování, jsou uvedeny v § 105 vyhlášky č. 422/2016:

- hmotnostní aktivita přírodních radionuklidů z uranové řady 1 kBq/kg,
- hmotnostní aktivita přírodních radionuklidů z thoriové řady 1 kBq/kg,
- hmotnostní aktivita ^{40}K 10 kBq/kg.

Předmětný materiál je tedy materiálem se zvýšeným obsahem přírodního radionuklidu ve smyslu § 87 vyhlášky č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, a to na základě skutečnosti, že se jedná o materiál pocházející ze spalování uhlí v zařízení s tepelným výkonem nad 5 MW, elektrárenským popílek a strusku. Dále bylo potvrzeno, že tento materiál zvyšuje příkon prostorového dávkového ekvivalentu o více než 0,5 $\mu\text{Sv/h}$ a obsah přírodních radionuklidů v něm přesahuje uvolňovací úroveň.

Haldy předmětného materiálu se nacházejí před i za plánovanou stavbou tunelu Poříčí. Halda v lokalitě č. 1 je tvořena elektrárenským filtrovým popílkem se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů, který nelze použít pro stavbu a musí být v rámci provádění výstavby odstraněn. Celkem jde o 28 000 m^3 materiálu. Halda v lokalitě č. 2 obsahuje elektrárenskou strusku, nevykazuje zvýšený obsah přírodních radionuklidů, bude upravována a zůstane na místě. Halda v lokalitě č. 3 je tvořena elektrárenským filtrovým popílkem se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů, bude upravována a zůstane na místě.

4. Závěr

Na nakládání s materiály obsahujícími přírodní radionuklidy převyšujícími příslušné uvolňovací úrovně se vztahují legislativní požadavky, které stanovuje zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, v platném znění (dále zákon), a vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, v platném znění (dále vyhláška).

Na základě zjištěných informací bylo potvrzeno, že se jedná o pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření ve smyslu § 93 zákona č. 263/2016 Sb., atomový zákon (v platném znění) a vztahují se na něj povinnosti v tomto paragrafu uvedené.

Účastníkům jednání byly zaslány odkazy na držitele povolení SÚJB, kteří jsou oprávněni provádět stanovování osobních dávek pracovníků na pracovišti s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření, a dále na ty držitele povolení SÚJB, kteří mohou provádět měření a hodnocení obsahu radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření.

Dále byly předány podrobné informace SÚJB pro pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření a příručka Ionizující záření, Účinky a zdroje (UNEP, 2016), která může sloužit jako podklad pro informování pracovníků (§93 odst. 2 zákona).

Uvolňování radioaktivní látky z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření musí splňovat podmínky uvedené v § 95 zákona č. 263/2016 Sb., atomový zákon.

Literatura

- [1] Zákon č. 263/2016 Sb., atomový zákon, v platném znění.
- [2] Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, v platném znění.
- [3] Směrnice rady 2013/59/EUROATOM, kterou se stanoví základní bezpečnostní standardy ochrany před nebezpečím vystavení ionizujícímu záření.
- [4] Ionizující záření, Účinky a zdroje, UNEP, Program OSN pro ochranu životního prostředí, 2016.
- [5] International Atomic Energy Agency: IAEA Nuclear Energy Series, No. NW-G-3.4: Policies and Strategies for the Management of NORM and Waste, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2024.
- [6] International Atomic Energy Agency: IAEA Safety Standards Series, Specific Safe Guide No. SSG-60: Management of Residues Containing Naturally Occurring Radioactive Material from Uranium Production and Other Activities, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2021.
- [7] International Atomic Energy Agency: Management of NORM Residues, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2013.
- [8] International Atomic Energy Agency: Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation, Technical Reports Series no. 419, International Atomic Energy Agency, Vienna, 2003.
- [9] Annals of the ICRP, ICRP publication 142, Radiological Protection from Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) in Industrial Processes, The International Commission on Radiological Protection, 2019.

CONSTRUCTION OF THE D11 HIGHWAY – WORK SITE WITH MATERIAL CONTAINING ELEVATED LEVELS OF NATURAL RADIONUCLIDES

Keywords: *naturally occurred radioactive material; power plant fly ash; radiation protection; clearance levels; atomic law*

The power plant fly ash heaps near the Poříčí coal power plant, which were found during the construction of the D11 motorway, were identified as naturally occurred radioactive material (NORM). The handling with NORM, where content of natural radionuclides exceeds the relevant clearance levels is subject to the legislative requirements for workplaces with potentially increased exposure to the natural source of radiation set out in Act No. 263/2016 Coll., the Atomic Act, and Decree No. 422/2016 Coll., on radiation protection and security of radionuclide sources, including conditions for discharging radioactive substances.

STUDIUM VYLUHOVATELNOSTI PŘÍRODNÍCH RADIONUKLIDŮ Z PEVNÝCH ODPADŮ NORM

Alena Kelnarová¹, Tereza Doksanská¹

¹*Státní ústav radiační ochrany*

e-mail: alena.kelnarova@suro.cz.

Klíčová slova: NORM; přírodní radionuklidy; vyluhovatelnost

Abstrakt

Tato studie se zaměřuje na proces vyluhování přírodních radionuklidů z pevných materiálů NORM uvolňovaných do životního prostředí v České republice (ČR). Cílem bylo posoudit chování vybraných radionuklidů ve vodných výluzích z různých druhů pevných odpadů vznikajících na pracovištích dle § 87 Vyhlášky č. 422/2016 Sb.

Pro hodnocení byla použita standardní jednostupňová vsádková zkouška podle ČSN EN 12457-4 (poměr kapalné a pevné fáze 10 l/kg, doba 24 h, laboratorní teplota). Ve výluzích připravených destilovanou vodou byly sledovány aktivity radionuklidů ²³⁸U, ²³⁴U, ²²⁶Ra, ²²⁸Ra a ²²⁸Th, pH a konduktivita.

Doplňkově byl zkoumán vliv pH na uvolňování radionuklidů u vzorku popílku. Hodnota pH vyluhové vody byla upravena v rozmezí 3–11 (pomocí HCl nebo NaOH). Získané výsledky ukázaly, že s klesajícím pH stoupá vyluhování uranu i radia, což odpovídá očekávanému chování.

Celkově výsledky potvrzují vysokou chemickou stabilitu pevných NORM uvolňovaných v ČR a minimální riziko jejich dopadu na životní prostředí.

1. Úvod

K výzkumu vyluhování NORM uvolňovaných do životního prostředí byla věnována pozornost typickým materiálům, které se vyskytují v ČR. Nejvíce materiálů pocházelo z úpraven vod z podzemních zdrojů a z elektráren a tepláren spalujících uhlí. V ČR se vyprodukuje přes 12 mil. tun [1] tuhých produktů vysokoteplotního i fluidního spalování (popely, popílky, strusky) a z toho využití ve stavebním průmyslu, především jako součást betonu a cementu, najde maximálně 10 % elektrárenského popílku. Zbylé množství se využívá na rekultivaci a na složištích, kde jsou produkty vystaveny povětrnostním vlivům. Dále byly podrobeny loužení i některé stavební odpady a materiály s obsahem zirkonu a jiná abraziva.

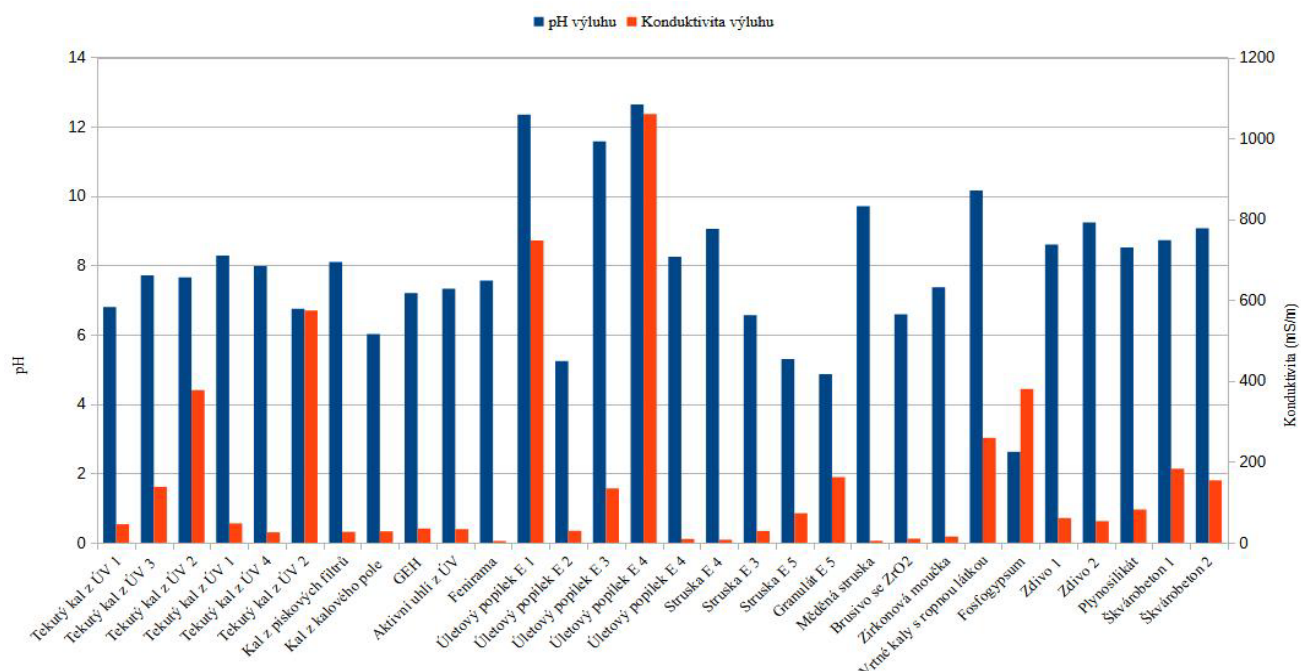
I když metoda loužení podle ČSN EN 12457-4 [2], kterou jsme pro testování používali, nepostihuje dlouhodobé vyluhování, přece jen poskytuje určité vodítko, zda je materiál inertní, nebo snadno vyluhovatelný. Studie tak přispívá k lepšímu pochopení environmentálního chování NORM. Kombinace analýz pevné matrice a výluhů umožňuje lépe posoudit potenciální uvolňování radionuklidů (RN) do životního prostředí.

2. Vzorky

Byly vybrány materiály z různých typů pracovišť podle § 87 Vyhlášky 422/2016 Sb., s vyšší hmotnostní aktivitou v sušině. Soubor 30 testovaných vzorků byl rozdělen do čtyř skupin a zahrnoval kaly a filtrační materiály z úpraven pitných vod, popílky a strusky z uhelných elektráren, zirkonovou moučku a jiná brusiva a vrtný kal z pracoviště těžby ropy. Dále byly podrobeny loužení i některé stavební odpady jako omítky a stavební materiály z bourání budov především z oblasti Jáchymovska a z domů Start, u kterých byly převyšeny uvolňovací úrovně (UÚ) 1 000 Bq/kg.

3. Výsledky

V získaném výluhu bylo stanoveno pH výluhu a konduktivita. Výsledky jsou uvedeny v grafu na obr. 1. Nejvyšší pH a konduktivitu měl úletový popílek z fluidního spalování hnědého uhlí s příměsí biomasy E 4. Nejnižší pH bylo ve výluhu z fosfosádrovce, ve strusce a granulátu z vysokoteplotního kotle elektrárny E 5, spalující hnědé uhlí. Nejnižší konduktivitu vykazoval vzorek brusiva se ZrO₂, Cu-struska a Fenirama (< 10 mS/m).



Obr. 1. pH a konduktivita výluhu

Ve výluhu byly stanoveny objemové aktivity ²²⁸Ra a ²²⁸Th spektrometrií gama, většina výsledků byla pod nejmenší detekovatelnou aktivitou, proto byly tyto RN z hodnocení vyřazeny. Objemová aktivita ²²⁶Ra byla stanovena emanometricky, aktivity ²³⁸U a ²³⁴U spektrometrií alfa po radiochemické separaci na UTEVA resin. Výsledky jsou uvedeny v tab. 1.

Tab. 1. Objemové aktivity RN ve vodném výluhu (hodnoty jsou v mBq/l výluhu s rozšířenou nejistotou, $k = 2$)

Skupina	Typ materiálu NORM	²³⁸ U	²³⁴ U	²²⁶ Ra
Úpravny vod	Tekutý kal z ÚV 1	6,5 ± 0,7	9,5 ± 0,9	82,0 ± 6,2
	Tekutý kal z ÚV 3	27,9 ± 2,2	45,2 ± 3,3	< 4,9
	Tekutý kal z ÚV 2	12,4 ± 0,8	23,9 ± 1,5	< 4,9
	Tekutý kal z ÚV 1	5,6 ± 0,4	9,1 ± 0,6	111 ± 7,1
	Tekutý kal z ÚV 4	8,2 ± 0,8	18,6 ± 1,4	12,1 ± 1,8
	Tekutý kal z ÚV 2	8,2 ± 0,8	15,4 ± 1,2	< 4,9
	Kal z písk. filtrů ÚV	5,2 ± 0,5	6,8 ± 0,6	< 4,0
	Kal z kalového pole	2,1 ± 0,3	3,0 ± 0,4	< 4,9
	GEH	14,9 ± 1,2	27,7 ± 2,1	< 4,3
	Aktivní uhlí	0,9 ± 0,2	1,1 ± 0,2	42,6 ± 3,9
	Fenirama	< 4,6	< 6,0	12,7 ± 1,9
Produkty spalování	Úletový popílek E 1	0,7 ± 0,2	< 0,9	6,6 ± 1,8
	Úletový popílek E 2	1,2 ± 0,2	1,3 ± 0,3	13,5 ± 2,3
	Úletový popílek E 3	< 2,3	< 1,9	26,5 ± 2,6
	Ložový popel E 4	1,1 ± 0,3	1,0 ± 0,4	8,9 ± 2,0
	Úletový popílek E 4	39,7 ± 3,1	41,6 ± 3,2	4,4 ± 2,5
	Struska E 4	341 ± 22	345 ± 22	< 3,9
	Struska E 3	< 2,3	< 2,3	< 4,8
	Struska E 5	0,8 ± 0,2	< 1,0	< 5,3
	Granulát E 5	0,4 ± 0,1	0,6 ± 0,1	< 5,1
Stavební materiály	Zdivo 1	6,5 ± 1,4	9,4 ± 1,6	23,8 ± 2,4
	Zdivo 2	583 ± 38	598 ± 38	14,9 ± 2,2
	Plynosilikát	138 ± 9	138 ± 9	8,2 ± 1,7
	Škvárobeton 1	162 ± 11	163 ± 11	170,1 ± 10,5
	Škvárobeton 2	6,6 ± 0,7	6,5 ± 0,6	33,1 ± 3,0
Ostatní	Měděná struska	1,9 ± 0,3	2,2 ± 0,3	< 4,8
	Brusivo se ZrO ₂	0,91 ± 0,18	0,91 ± 0,19	30,6 ± 2,9
	Zirkonová moučka	3,9 ± 0,4	4,3 ± 0,4	6,3 ± 1,6
	Vrtný kal s ropou	< 3,1	< 4,4	9,0 ± 2,8
	Fosfosádrovec	633 ± 50	626 ± 50	559 ± 31

4. Průměrný poměr aktivit ve výluhu a v pevném materiálu

Průměrně se vyloužilo méně než 0,01 % aktivity uranu a 0,007 % aktivity radia, kromě fosfosádrovce. Z tab. 2 je patrné, že největší průměrný poměr je $1,8 \cdot 10^{-4}$ pro uran a $1,0 \cdot 10^{-4}$ pro radium. Z toho vyplývá, že když bude aktivita v pevném NORM 1 000 Bq/kg, pak by ve výluhu mohla být aktivita izotopů uranu 0,18 Bq/l a radia 0,1 Bq/l. Pokud použijeme pro přepočítání celkovou aktivitu alfa Doporučení DR-RO-5.3 (dále jen Doporučení) [3], pak bude hodnota celkové aktivity alfa ve výluhu 0,51 Bq/l. Jedná se o průměrnou hodnotu, nikoli maximální, a slouží tedy spíše k odhadu.

Fosfosádrovec je materiál, který nepřevyšoval UÚ v pevné matici, přesto bylo ve výluhu nalezeno řádově více uranu i radia než u ostatních vzorků, což lze vysvětlit částečnou rozpustností materiálu (konduktivita výluhu = 380 mS/m) a hlavně extrémně nízkým pH výluhu (pH = 2,62). Zkoumaný vzorek ovšem nepochází z České republiky – byl získán v rámci mezinárodní porovnávací zkoušky.

Tab. 2. Podíl aktivit ve vodném výluhu a v pevné matici

Typ materiálu NORM	Uran	Radium
Úpravny vod	$1,8 \cdot 10^{-4}$	$2,9 \cdot 10^{-5}$
Produkty spalování	$4,7 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Stavební materiály	$1,2 \cdot 10^{-4}$	$1,9 \cdot 10^{-5}$
Ostatní kromě fosfosádrovce	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Průměr kromě fosfosádrovce	$9,4 \cdot 10^{-5}$	$6,4 \cdot 10^{-5}$
Fosfosádrovec	$1,6 \cdot 10^{-2}$	$1,4 \cdot 10^{-3}$

5. Vyluhování destilovanou vodou s upraveným pH

Výluh byl proveden na jednom vzorku popílku s použitím destilované vody, u které bylo upraveno pH kyselinou chlorovodíkovou nebo hydroxidem sodným v rozmezí 2,8–10,8. V získaných výluzích byla měřena aktivita ^{238}U a ^{226}Ra . Množství vylouženého uranu i radia s nižším pH stoupá, při pH 2,8 je aktivita uranu o 50 % vyšší, u aktivity radia dokonce 3x vyšší než při pH 6–10.

6. Celková objemová aktivita alfa výluhu

Z výsledků objemových aktivit ^{238}U , ^{234}U a ^{226}Ra byla spočítána celková objemová aktivita alfa pomocí příspěvků jednotlivých izotopů k celkové objemové aktivitě alfa, uvedených v Doporučení na str. 69. Tyto RN jsou hlavními přispěvateli k celkové objemové aktivitě alfa ve vodách. V tab. 3 jsou vybrané materiály, u nichž byla ve výluhu převýšena UÚ pro celkovou objemovou aktivitu alfa v kapalných NORM 0,5 Bq/l. Je zřejmé, že kromě fosfosádrovce jde o vzorky s překročenou UÚ v pevném NORM 1 000 Bq/kg.

Tab. 3. Aktivita vybraných NORM a porovnání s celkovou objemovou aktivitou alfa ve výluhu

Typ vzorku	^{226}Ra [Bq/kg]	^{238}U [Bq/kg]	Celková alfa [Bq/l]
Struska E4	1 100	1 190	0,69
Obvodové zdivo 2	3 310	2 460	1,20
Škvárobeton 1	4 400	4 700	0,58
Fosfosádrovec	388	40	2,10

7. Závěr

V ČR nejsou referenční hodnoty pro výluhy přírodních RN stanoveny, avšak je možné porovnat aktivity ve vodném výluhu s uvolňovacími limity pro kapalné NORM. Ty jsou 0,5 Bq/l pro RN emitující alfa záření a 1 Bq/l pro RN emitující beta záření (podle Vyhlášky č.422/2016 Sb., O radiační ochraně).

Bylo testováno 30 vzorků různých materiálů NORM, z toho 29 z ČR, 1 z ciziny (fosfosádrovec). 12 vzorků mělo překročenou uvolňovací úroveň 1 000 Bq/kg pro pevné NORM. Tři vzorky NORM s aktivitou nad 1 000 Bq/kg vykazaly vypočítanou celkovou objemovou aktivitu alfa výluhu vyšší, než je UÚ pro celkovou objemovou aktivitu alfa 0,5 Bq/l pro uvolňování kapalných odpadů NORM do povrchové vody.

Vyluhovatelnost záleží na typu NORM, u produktů spalování také na typu spalování a způsobu odsíření spalin. Vlivem působení vody téměř nedochází k rozpouštění RN u kalů z úpraven vod a abraziv. Na základě výsledků je možné tvrdit, že NORM jsou většinou inertní látky, a pokud nejsou překročeny UÚ pro pevné látky, pravděpodobně nedojde k negativnímu ovlivnění podzemních vod a životního prostředí. Pro odhad dlouhodobého chování NORM v životním prostředí je však potřeba přihlédnout k obecným fyzikálně-chemickým vlastnostem materiálu i k tomu, jakému prostředí bude materiál vystaven.

Literatura

[1] G E T, s. r. o.; Česká geologická služba; Vysoká škola chemicko-technologická v Praze. Souhrnná výzkumná zpráva řešení s pasporty vymezených objektů, závěry a doporučeními. Výzkum obsahů Be, Ge, Ga a In v odkalištích popílků ze spalování uhlí na území ČR. Projekt TITSMPO816. Praha: G E T, s. r. o., 2021.

[2] ČSN EN 12457, Charakterizace odpadů – Vyluhování – Ověřovací zkouška vyluhovatelnosti zrnitých odpadů a kalů – Část 4: Jednostupňová vsádková zkouška při poměru kapalné a pevné fáze 10 l/kg pro materiály se zrnitostí menší než 10 mm (bez zmenšení velikosti částic nebo s ním), 2003.

[3] SÚJB, Doporučení SÚJB DO-RO-5.3 (Rev. 0.0), Praha 2017.

STUDY OF THE LEACHABILITY OF NATURAL RADIONUCLIDES FROM SOLID WASTE

Keywords: NORM; natural radionuclides; leachability

This study focuses on the leaching process of naturally occurring radionuclides from solid NORM materials released into the environment in the Czech Republic. The aim was to assess the behavior of selected radionuclides in aqueous leachates from various types of solid waste generated at workplaces pursuant to Section 87 of Decree No. 422/2016 Coll.

For the evaluation, the standard one-stage batch test according to ČSN EN 12457–4 was used (liquid-to-solid ratio 10 L/kg, duration 24 h, laboratory temperature). In leachates prepared with distilled water, the activities of radionuclides ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , and ^{228}Th were monitored, along with pH and conductivity.

Additionally, the influence of pH on radionuclide release was investigated for a fly ash sample. The pH of the leaching water was adjusted within the range of 3–11 (using HCl or NaOH). The results showed that as pH decreases, the leaching of uranium and radium increases, which corresponds to the expected behavior.

Overall, the results confirm the high chemical stability of solid NORM materials released in the Czech Republic and the minimal risk of their impact on the environment.

SORPCE VYBRANÝCH RADIONUKLIDŮ VE VZORCÍCH NANOSORBENTŮ

Michaela Kozlovská¹, Dominika Jurdová¹, Hana Sýbková¹

¹SÚJCHBO, v. v. i., Kamenná 71, 262 31 Milín

e-mail: kozlovska@sujchbo.cz

Klíčová slova: nanosorbenty; účinnost sorpce; ionexové sorpční kolony; scintilační kapalinová spektrometrie; gamaspektrometrie

Abstrakt

V rámci výzkumného projektu VB02000076 „Nanosorbenty pro dekontaminaci radioaktivních kapalných odpadů“ byla v SÚJCHBO, v. v. i., v roce 2025 testována účinnost sorpce radionuklidů v různých typech anorganických křemičitých nanosorbentů, lišících se velikostí měrného povrchu, strukturou a přítomností přechodových kovů. Účinnost sorpce jednotlivých radionuklidů v testovaných nanosorbentech byla porovnávána s účinností sorpce týchž radionuklidů v aktivovaném silikagelu a komerčních sorbentech. Objemová aktivita jednotlivých testovaných kapalných vzorků před a po průchodu ionexovými sorpčními kolonkami byla měřena pomocí scintilační kapalinové spektrometrie, pro ověření pak byla objemová aktivita některých vzorků měřena gamaspektrometricky.

1. Úvod

V článku je popsáno testování sorpční účinnosti různým způsobem zaktivovaných křemičitých nanosorbentů, křemičitých nanosorbentů s přidavkem titanu, zaktivovaného silikagelu a v neposlední řadě i specializovaných komerčních sorbentů pro sorpci jednotlivých radionuklidů při prokapávání roztoků radionuklidů U_{nat} a ^{137}Cs .

2. Metodika

Ke stanovení sorpční účinnosti jednotlivých vzorků byly využívány skleněné sorpční kolonky o objemu 10 ml, v nichž byly jednotlivé zaktivované vzorky nanosorbentů, zaktivovaného silikagelu a komerčních sorbentů opakovaně prokapávány zneutralizovanými roztoky radionuklidů U_{nat} a ^{137}Cs . Objemová aktivita zneutralizovaného roztoku radionuklidu před prokapáním sorpčními kolonkami s jednotlivými typy sorpčních materiálů se u radionuklidu U_{nat} pohybovala v rozmezí 880–1 760 Bq/l, u radionuklidu ^{137}Cs pak bylo rozmezí objemové aktivity roztoků před prokapáním 840–1 140 Bq/l.

Sorpční kolonky byly ve spodní části utěsněny vatou. Parametry zaktivovaných vzorků nanosorbentů a silikagelu jsou uvedeny v *tab. 1*. Jednotlivé vzorky nanosorbentů, silikagelu a komerčních sorbentů, všechny o objemu 10 ml, umístěné v sorpčních kolonkách, byly třikrát po sobě prokapány 100 ml roztoku daného radionuklidu. První prokapání následovalo okamžitě po nalití roztoku daného radionuklidu do sorpčních kolonek, druhé prokapání následovalo s odstupem 24 h od nalití roztoku daného radionuklidu do sorpčních kolonek a konečně třetí prokapání bylo prováděno až po uplynutí 72 h od nalití roztoku daného radionuklidu do sorpčních kolonek, respektive v případě 3. prokapání roztoku radionuklidu U_{nat} až po uplynutí 96 h od nalití roztoku daného radionuklidu do sorpčních kolonek s nanosorbenty obsahujícími titan. Sorpční účinnost byla poté vypočítána na základě porovnání hodnot objemových aktivit roztoků daného radionuklidu před a po prokapání daným vzorkem v sorpční kolonce.

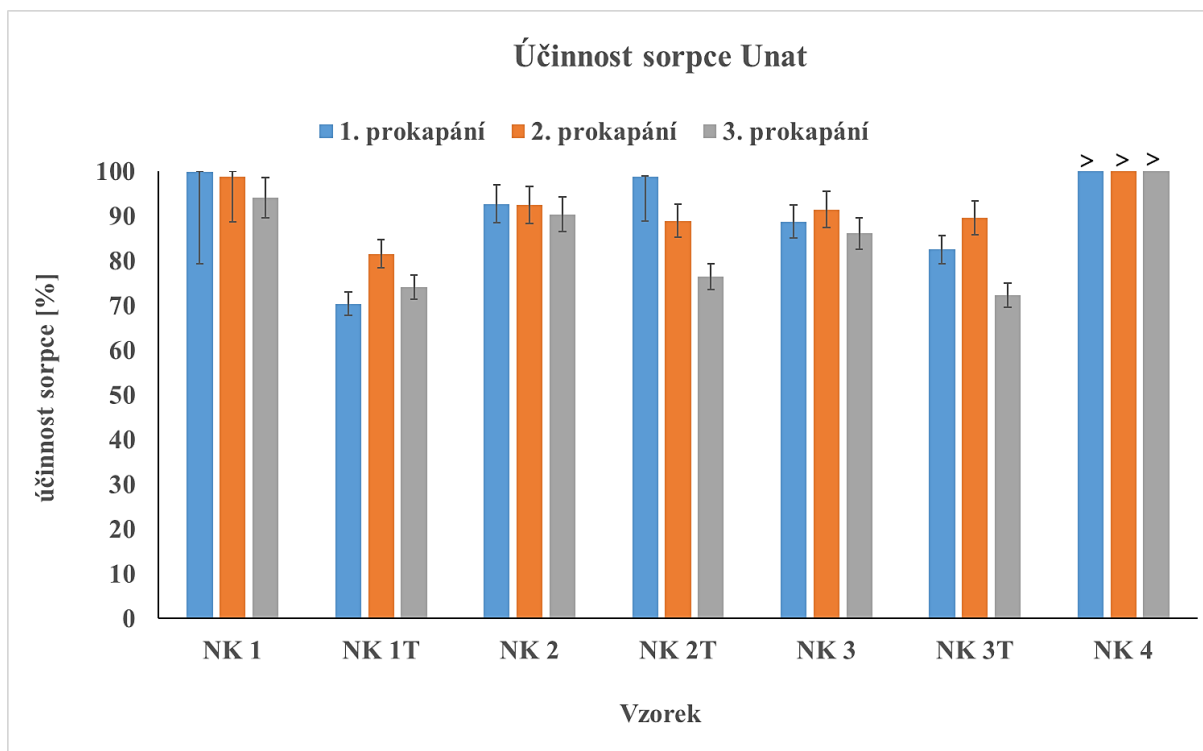
Tab. 1. Parametry vzorků nanosorbentů a silikagelu

Označení vzorku	Poznámky	Zrnitost [mm]	Měrný povrch granule [m ² /g]	Hmotnost vzorku v kolonce [g]	Povrch vzorku v kolonce [m ²]
NK 1	---	0,6–1,0	617	4,57	2 820
NK 2	---	0,6–1,0	610	4,62	2 818
NK 3	---	0,6–1,0	520	4,33	2 252
NK 4	---	0,6–1,0	531	6,75	3 584
NK 1T	tepelná úprava během granulace	0,6–1,0	628	4,71	2 958
NK 2T	tepelná úprava během granulace	0,6–1,0	620	4,26	2 641
NK 3T	tepelná úprava během granulace	0,6–1,0	519	3,85	1 998
1b5%Ti	---	0,18–0,4	612	6,43	3 935
2b5%Ti	---	0,18–0,4	651	6,56	4 270
3b5%Ti	---	0,18–0,4	558	5,21	2 907
4b5%Ti	---	0,18–0,4	604	5,73	3 461
Silikagel	---	0,5–1,0	519	5,43	2 818

Pozn.: Vzorek nanosorbentu NK 4T byl vyřazen z experimentu, protože u něj byly granulky rozdrčené, a tudíž doba prokapání roztoku tímto nanosorbentem byla neúměrně dlouhá.

3. Výsledky sorpční účinnosti pro radionuklid U_{nat}

Na obr. 1 jsou prezentovány sorpční účinnosti zgranulovaných nanosorbentů bez obsahu titanu pro radionuklid U_{nat} . Pro tento radionuklid nebyla porovnávána sorpční účinnost jednotlivých nanosorbentů se sorpční účinností aktivovaného silikagelu o zrnitosti 0,5–1,0 mm při jednotlivých prokapáních radionuklidu U_{nat} , jelikož tato účinnost byla stanovena již v roce 2024 v rozmezí 83,3 % až 89,9 %.

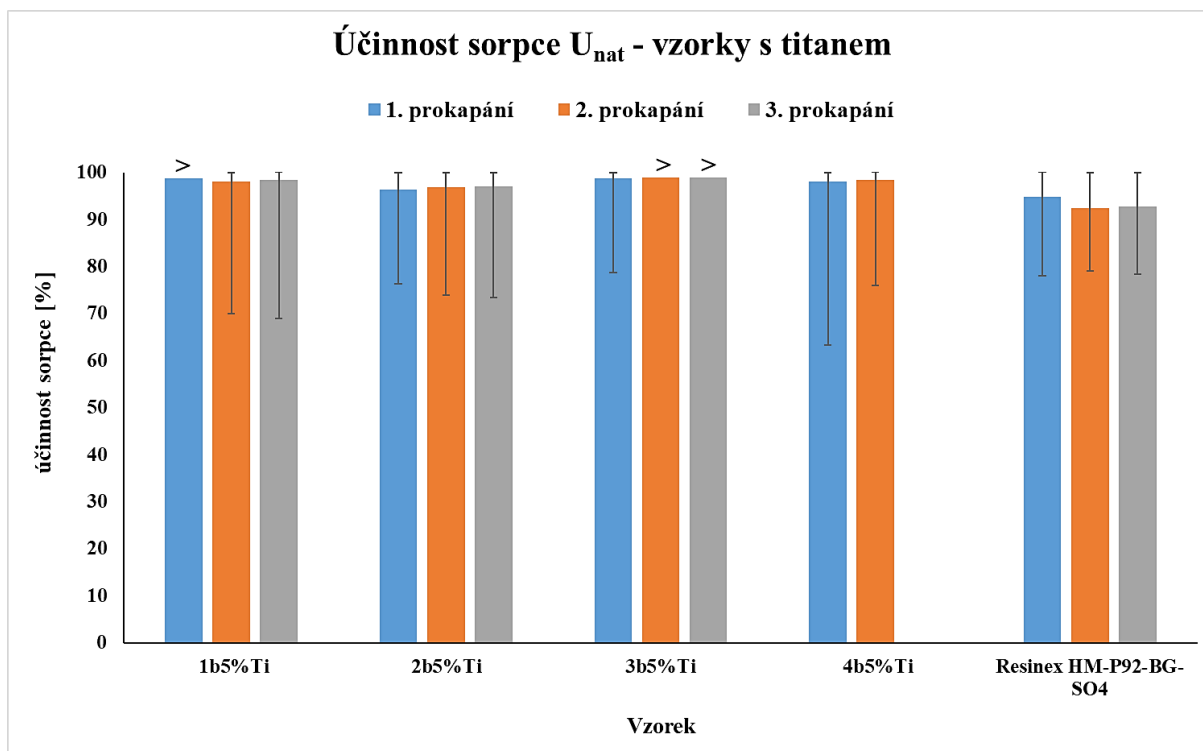


Obr. 1. Sorpční účinnost zgranulovaných vzorků nanosorbentů pro U_{nat} ; chybové úsečky reprezentují rozšířenou kombinovanou standardní nejistotu stanovení

Nejvyšší účinnost sorpce zneutralizovaného roztoku U_{nat} – téměř 100 % – nastala u vzorku nanosorbentu NK 4, ovšem u tohoto nanosorbentu byly granulky velmi jemné a částečně rozdrčené, a tak doba prokapání roztoku vzorkem tohoto nanosorbentu byla podstatně delší než u ostatních vzorků nanosorbentů. Druhou nejvyšší účinnost sorpce měl nanosorbent NK 1 – při prvním prokapání téměř 100 %, při třetím prokapání více než 94 %. Všechny tepelně upravené nanosorbenty (s označením „T“ v názvu) měly nižší účinnost sorpce radionuklidu U_{nat} než stejně připravené nanosorbenty bez tepelné úpravy. Účinnost sorpce u T nanosorbentů rovněž klesala rychleji než u nanosorbentů bez tepelné úpravy.

Na obr. 2 jsou prezentovány sorpční účinnosti zgranulovaných nanosorbentů s obsahem 5 % titanu pro radionuklid U_{nat} . Sorpční účinnost těchto nanosorbentů pro radionuklid U_{nat} byla porovnána se sorpční účinností komerčně používaného sorbentu Resinex HM-P92-BG-SO₄, který je používán v DIAMO, s. p., o. z. Příbram v iontových výměnných kolonách k odstraňování uranu z důlních vod, jež jsou pozůstatkem těžby uranové rudy v minulosti.

Jak je patrné z obr. 2, všechny vzorky nanosorbentů s obsahem titanu mají téměř stoprocentní sorpční účinnost, která dokonce převyšuje sorpční účinnost komerčně používaného sorbentu Resinex HM-P92-BG-SO₄.



Obr. 2. Sorpční účinnosti zgranulovaných vzorků nanosorbentů s obsahem titanu a komerčně používaného sorbentu Resinex HM-P92-BG-SO₄ pro U_{nat} ; chybové úsečky reprezentují rozšířenou kombinovanou standardní nejistotu stanovení

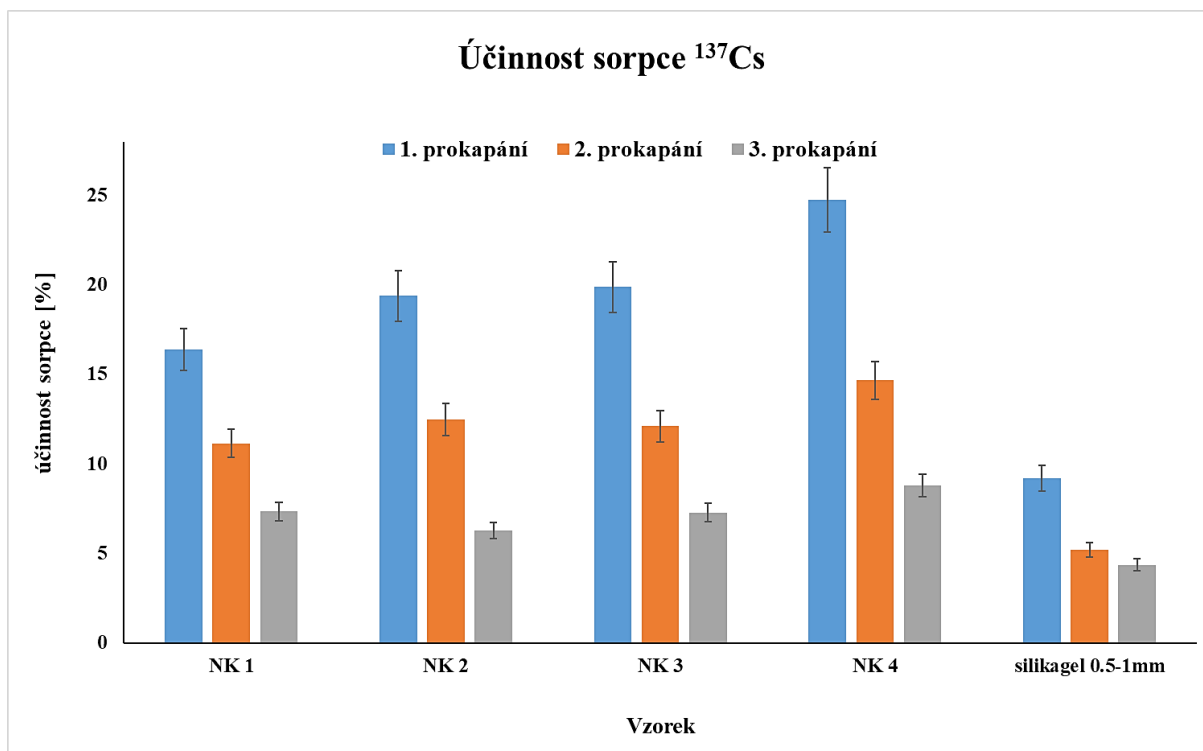
Pozn.: Před třetím prokapáváním roztoku U_{nat} vzorkem 4b5%Ti se rozbila skleněná kolonka se vzorkem, proto na obr. 2 nejsou prezentovány výsledky tohoto prokapání

4. Výsledky sorpční účinnosti pro radionuklid ^{137}Cs

Na obr. 3 jsou prezentovány sorpční účinnosti zgranulovaných nanosorbentů bez obsahu titanu pro radionuklid ^{137}Cs . Jako referenční vzorek byl použit aktivovaný silikagel.

Účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích zgranulovaných nanosorbentů se při prvním, okamžitém prokapání pohybovala od 16,4 % do 24,7 %. Nejvyšší účinnost sorpce byla u vzorku č. 4, ale u tohoto vzorku byly granulky velmi jemné a částečně rozdrčené, a tak prokapání trvalo podstatně delší dobu. Při dalších prokapáních, jež následovala po smáčení nanosorbentů v roztoku radionuklidu ^{137}Cs po dobu 24 h a 72 h, se účinnost sorpce tohoto radionuklidu v nanosorbentech rychle snižovala – při třetím prokapání dosahovala pouze jednotky procent. To mohlo naznačovat, že v nanosorbentech docházelo ke zpětné sorpci radionuklidu ^{137}Cs , zachyceného ve vzorcích nanosorbentů, do roztoku tohoto radionuklidu.

U aktivovaného silikagelu s průměrem zrn 0,5–1,0 mm byla účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs ovšem ještě nižší – při prvním, okamžitém prokapání činila pouze 9,2 %. Při druhém a třetím prokapání, která následovala po smáčení silikagelu v roztoku radionuklidu ^{137}Cs po dobu 24 h a 72 h, se účinnost sorpce tohoto radionuklidu v silikagelu rovněž rychle snižovala – při třetím prokapání dosáhla jen 4,4 %. I u vzorku aktivovaného silikagelu bylo možné předpokládat, že mohlo docházet ke zpětné sorpci radionuklidu ^{137}Cs ze silikagelu do roztoku.

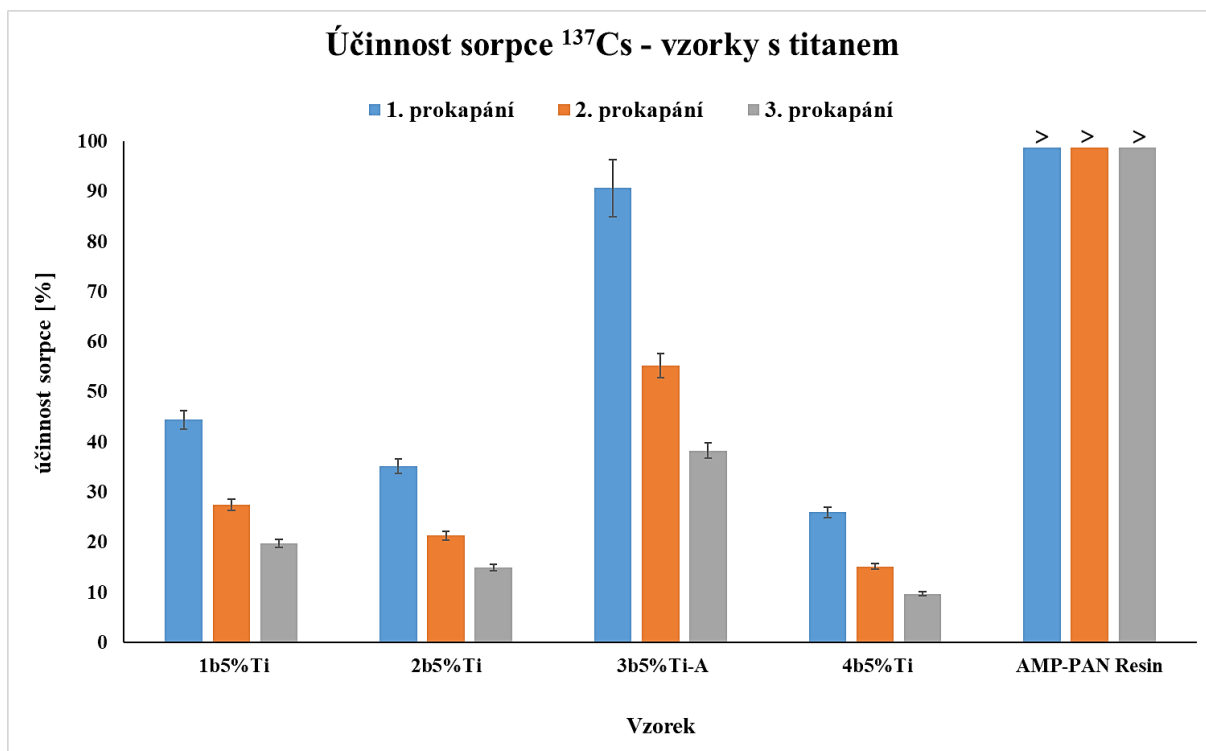


Obr. 3. Sorpční účinnosti zgranulovaných vzorků nanosorbentů bez obsahu titanu a referenčního vzorku zaktivovaného silikagelu pro radionuklid ^{137}Cs ; chybové úsečky reprezentují rozšířenou kombinovanou standardní nejistotu stanovení

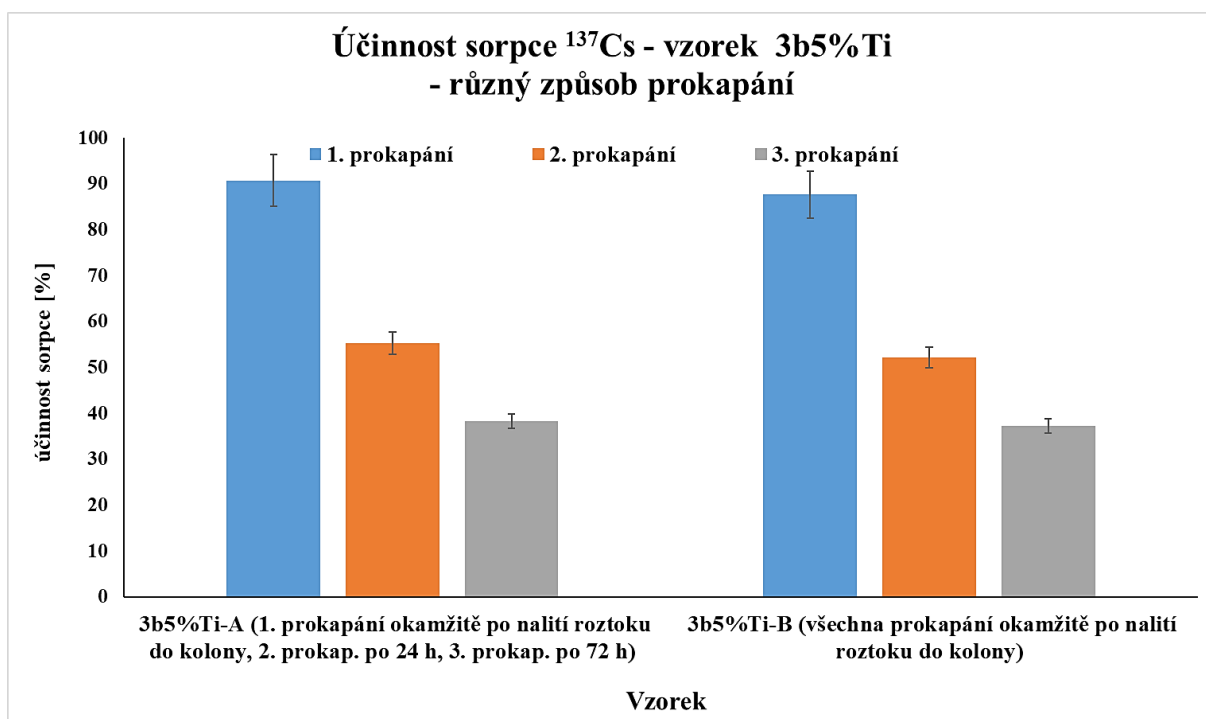
Na obr. 4 jsou prezentovány sorpční účinnosti zgranulovaných nanosorbentů s obsahem 5 % titanu pro radionuklid ^{137}Cs . Jako referenční vzorek byl použit komerční sorbent pro sorpci cesia AMP-PAN Resin, vyráběný firmou TRISKEM International.

Účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs se při prvním prokapání vzorky nanosorbentů s obsahem titanu pohybovala od 26,0 % do více než 90 % u vzorku 3b5%Ti. Při dalších prokapáních účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs v těchto vzorcích nanosorbentů rychle klesala – při třetím prokapání se účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs ve vzorcích nanosorbentů s obsahem titanu pohybovala jen v rozmezí 9,7 % až 38,3 %, nejvyšší účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs vykazoval vzorek 3b5%Ti. Naproti tomu komerční vzorek AMP-PAN Resin dosahoval při všech třech prokapáních téměř sto procentní účinnosti sorpce radionuklidu ^{137}Cs .

Pro potvrzení nebo vyvrácení domněnky, že snižování účinnosti sorpce při jednotlivých prokapáních roztoku radionuklidu ^{137}Cs je způsobeno zpětnou sorpcí tohoto radionuklidu zpět do roztoku v sorpční kolonce, bylo provedeno porovnání účinnosti sorpce radionuklidu ^{137}Cs v dalším vzorku nanosorbentu 3b5%Ti při třech prokapáních stejného roztoku tohoto radionuklidu, která probíhala vždy okamžitě po nalití roztoku radionuklidu ^{137}Cs do sorpční kolony. Porovnání účinnosti sorpce radionuklidu ^{137}Cs ve vzorku nanosorbentu 3b5%Ti při různých způsobech prokapání je prezentováno na obr. 5.



Obr. 4. Sorpční účinnosti zgranulovaných vzorků nanosorbentů s 5% obsahem titanu a referenčního vzorku komerčního sorbentu AMP-PAN Resin pro radionuklid ^{137}Cs ; chybové úsečky reprezentují rozšířenou kombinovanou standardní nejistotu stanovení



Obr. 5. Sorpční účinnosti radionuklidu ^{137}Cs ve zgranulovaném vzorku nanosorbentu 3b5%Ti při různém způsobu prokapávání roztoku radionuklidu ^{137}Cs tímto vzorkem; chybové úsečky reprezentují rozšířenou kombinovanou standardní nejistotu stanovení

Z obr. 5 je patrné, že stanovené hodnoty účinnosti sorpce radionuklidu ^{137}Cs ve vzorku nanosorbentu 3b5%Ti jsou při různých způsobech prokapání v rámci nejistoty shodné, čímž byla vyvrácena domněnka, že rychle se snižující účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs ve vzorku 3b5%Ti je způsobena desorpací radionuklidu ^{137}Cs z nanosorbentu zpět do roztoku. Pokles sorpční účinnosti při jednotlivých prokapáních je spíše způsoben nedostatečným množstvím titanových iontů na vnějším i vnitřním povrchu nanosorbentu.

5. Závěr

Při prokapávání roztoků radionuklidů U_{nat} a ^{137}Cs jednotlivými vzorky různým způsobem zaktivovaných křemičitých nanosorbentů, křemičitých nanosorbentů s přísávkem titanu, zaktivovaného silikagelu a specializovaných komerčních sorbentů bylo provedeno porovnání jejich sorpční účinnosti. Sorpční účinnost zaktivovaných křemičitých nanosorbentů s přísávkem titanu je pro oba radionuklidy vyšší než sorpční účinnost zaktivovaných křemičitých nanosorbentů bez přísávku přechodových kovů a převyšuje i sorpční účinnost zaktivovaného silikagelu. Účinnost sorpce všech vzorků nanosorbentů s obsahem titanu pro radionuklid U_{nat} byla při všech prokapáních téměř stoprocentní, a dokonce převyšovala i sorpční účinnost komerčně používaného sorbentu. Nejvyšší účinnost sorpce radionuklidu ^{137}Cs vykazoval vzorek nanosorbentu s obsahem titanu – při prvním prokapání činila účinnost sorpce tohoto radionuklidu více než 90 %, při dalších prokapáních však účinnost sorpce tohoto radionuklidu ve vzorcích nanosorbentů rychle klesala.

Poděkování

Tento projekt (VB02000076 s názvem: „Nanosorbenty pro dekontaminaci radioaktivních kapalných odpadů“) je spolufinancován se státní podporou Technologické agentury ČR v rámci Programu SECTECH2.

SELECTED RADIOISOTOPES' SORPTION IN NANOSORBENT SAMPLES

Keywords: *nanosorbents; sorption efficiency; ion-exchange sorption columns; liquid scintillation spectrometry; gamma spectrometry*

As part of the research project VB02000076: “Nanosorbents for the Decontamination of Radioactive Liquid Waste”, radionuclide sorption efficiency was tested in 2025 at the National Institute for Nuclear, Chemical and Biological Protection (SÚJCHBO, p. r. i.). Various types of inorganic silica nanosorbents, differing in specific surface area, structure, and the presence of transition metals, were directly compared with activated silica gel and commercial sorbents to assess their sorption efficiency for individual radionuclides. The activity concentration of each tested liquid sample, before and after passing through ion-exchange sorption columns, was measured by liquid scintillation spectrometry. Selected samples were also analyzed by gamma spectrometry to verify the comparison results.

ŠTÚDIUM RÁDIOAKTIVITY SEDIMENTOV DUNAJA

Enrico Mariaca, Mária Vojtková, Gabriela Wallová, Ivana Petránová

*Výskumný ústav vodného hospodárstva, Nábr. arm. gen. L. Svobodu 5 (7), 812 49 Bratislava
e-mail: enrique.mariaca@vuvh.sk*

Kľúčové slová: U-238; U-234; Dunaj; povrchové vody; sedimenty

Abstrakt

Hodnotenie rádioaktivity v povrchových vodách a v sedimentoch predstavuje dôležitú súčasť environmentálneho rádiologického monitorovania. Vzorky vody a sedimentov odobratých pozdĺž rieky Dunaj boli v rámci projektu JDS5 analyzované na prítomnosť prirodzene sa vyskytujúcich a antropogénnych rádionuklidov. Poskytli sme referenčné údaje o rozložení a koncentráciách izotopov uránu pozdĺž rieky Dunaj. Pomer aktivít $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ vo vzorkách sedimentov naznačuje, že tieto izotopy sa nachádzajú v stave blízkom rovnováhe, zatiaľ čo vo vzorkách vody sa pomer aktivít $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ pohyboval v rozmedzí, ktoré poukazuje na absenciu rovnovážneho stavu. Namerané hodnoty celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta spĺňali regulačné limity pre kvalitu pitnej vody. Získané údaje prispievajú ku komplexnému pochopeniu distribúcie rádionuklidov vo vodnom systéme Dunaja a poskytujú vedecký základ pre hodnotenie rádiologického vplyvu a k rozvoju dlhodobých monitorovacích programov.

1. Úvod

Medzinárodná monitorovacia sieť (TNMN) je dôležitým nástrojom v rámci Dohovoru o ochrane rieky Dunaj (DRPC), ktorého zmluvné strany spolupracujú v oblasti monitorovania a hodnotenia kvality vôd. Sieť bola formálne spustená v roku 1996 a jej cieľom je poskytovať komplexný prehľad o znečistení a dlhodobých trendoch kvality vody a znečisťujúcich látok v Dunaji a jeho hlavných prítokoch. Požiadavky na pravidelné hodnotenie stavu vôd v povodí Dunaja vyplývajú aj z Rámcovej smernice EÚ o vode (WFD), ktorá stanovuje postupy a ciele spolupráce medzi krajinami.

Okrem každoročného hodnotenia kvality vody publikovaného v ročenkách TNMN sa každých päť rokov realizujú Spoločné prieskumy Dunaja (Joint Danube Survey – JDS), ktoré poskytujú komplexný obraz o stave vodného prostredia v celom povodí. Prvý prieskum JDS1 v roku 2001 priniesol po prvýkrát porovnateľné údaje o celom toku rieky a analyzoval viac ako 140 biologických, chemických a bakteriologických parametrov. Tieto údaje boli využité pri prvej analýze povodia Dunaja podľa Rámcovej smernice o vode.

Druhý prieskum JDS2 vytvoril rozsiahlu databázu o stave vodného ekosystému Dunaja a jeho hlavných prítokov. Po prvýkrát sa realizoval aj prieskum rýb pozdĺž celého toku Dunaja, čo prispelo k harmonizácii metodík medzi členskými a nečlenskými krajinami EÚ. Výsledky JDS2 boli využité pri vypracovaní prvého Plánu manažmentu povodia Dunaja.

Tretí prieskum JDS3 priniesol dovtedy najväčší objem poznatkov o znečistení Dunaja. Potvrdil vysokú biodiverzitu rieky a zároveň výrazne rozšíril poznatky o hydromorfologických podmienkach prostredníctvom meraní hydrologických, morfologických a hydraulických

charakteristikách pozdĺž celého toku. Po prvýkrát sa uskutočnilo aj komplexné testovanie antibiotickej rezistencie a analyzovali sa stovky organických látok, čo poskytlo nové informácie o prioritných znečisťujúcich látkach v povodí Dunaja.

Štvrtý Spoločný prieskum Dunaja (JDS4) bol realizovaný s väčším zapojením národných expertov jednotlivých krajín povodia Dunaja. Väčšina terénnych prác a odberov vzoriek bola vykonaná národnými tímami, zatiaľ čo medzinárodný tím zabezpečoval koordináciu a metodickú podporu. Tento prístup prispel k posilneniu spolupráce medzi krajinami, harmonizácii monitorovacích metód a k získaniu rozsiahleho súboru porovnateľných údajov o kvalite vody, biologických prvkoch kvality a hydromorfologických charakteristikách v celom povodí Dunaja [1]. Čo sa týka rádiochemických ukazovateľov, v tomto prieskume bol zainteresovaný rakúsky tím, ktorý mal za úlohu stanoviť objemové aktivity ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra v sedimentoch (z 39 odberových miest) [2].

Piaty spoločný prieskum Dunaja (JDS5) v roku 2025, v rámci ktorého boli analyzované vzorky povrchových vôd a sedimentov na prítomnosť prirodzene sa vyskytujúcich a antropogénnych rádionuklidov. V laboratóriu rádiochemie VÚVH sa stanovovali celkové objemové aktivity alfa, celkové objemové aktivity beta a objemové aktivity ^{238}U a ^{234}U v povrchových vodách (z 36 odberových miest) a sedimentoch (z 37 odberových miest). Rakúsky tím mal za úlohu stanoviť objemové aktivity ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra v sedimentoch (z 37 odberových miest).

2. Odberové miesta

Odberové miesta boli navrhnuté tak, aby reprezentatívne pokrývali celý tok rieky Dunaj, s dôrazom na zachytenie pozdĺžnych zmien v distribúcii sledovaných rádionuklidov. Výber významných prítokov bol realizovaný prioritne na základe ich hydrologickej významnosti, vyjadrenej priemerným prietokom, ako aj rozsahu ich povodia, ktoré podmieňujú potenciálny prísun prírodných aj antropogénnych rádionuklidov. Do štúdie boli preto zahrnuté najmä vodné toky ako Sáva (~ 1 700 m³/s), Tisa (~ 800 m³/s), Inn (~ 735 m³/s), Dráva (~ 670 m³/s), Veľká Morava (~ 200–230 m³/s), Váh (~ 140–150 m³/s), Prut (~ 110 m³/s), Morava (~ 100–120 m³/s) a Hron (~ 50–60 m³/s).

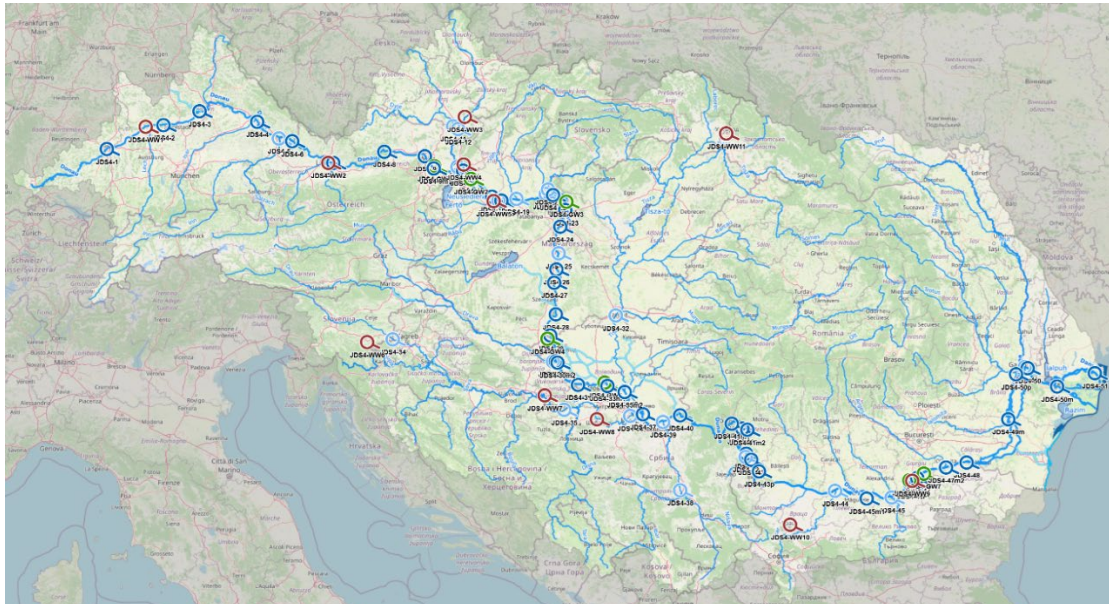
Z hľadiska štúdia izotopov uránu (^{238}U a ^{234}U) predstavujú tieto prítoky významné zdroje variability, keďže ich hydrologický režim, geologické podložie a intenzita zvetrávacích procesov priamo ovplyvňujú koncentrácie aj izotopové pomery uránu v riečnej vode a sedimentoch [3], [4]. Kľúčovým parametrom je pomer $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, ktorý poskytuje informáciu o geochemických procesoch prebiehajúcich v systéme voda–hornina. Hodnoty blízke sekulárnej rovnováhe ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} \approx 1$) sú typické pre uzavreté systémy alebo pevné fázy (sedimenty), zatiaľ čo zvýšené hodnoty ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} > 1$) indikujú preferenčné uvoľňovanie ^{234}U do vodnej fázy [5]; [6].

Alpské prítoky, ako napr. Inn a Dráva, sa vyznačujú relatívne stabilným prietokovým režimom s významným podielom tavenia snehu a ľadovcov. Tieto podmienky podporujú intenzívne mechanické zvetrávanie a transport jemnozrnných sedimentov, pričom v rozpustenej fáze možno pozorovať zvýšené hodnoty pomeru $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v dôsledku vyššie uvedených procesov [7].

Naopak, prítoky s rozsiahlym povodím na Balkáne, predovšetkým Sáva, predstavujú významný zdroj uránu v dôsledku odtoku z geologicky heterogénnych oblastí, ako aj potenciálneho antropogénneho zaťaženia. Rieky východnej časti povodia, ako Tisa, sú charakteristické výraznou variabilitou prietokov, čo vedie k epizodickému zvýšeniu transportu suspendovaných častíc počas povodní. Tieto udalosti majú zásadný význam pre redistribúciu uránu medzi

rozpustenou a pevnou fázou a následnú akumuláciu v dne riečneho sedimentu, kde sa pomer $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ zvyčajne približuje k hodnote sekulárnej rovnováhy [4], [6].

Menšie prítoky, napriek nižšiemu prietoku, môžu lokálne významne ovplyvniť koncentrácie ^{238}U aj izotopový pomer $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, najmä v oblastiach so špecifickým geologickým podložím (napr. uránové mineralizácie) alebo v blízkosti bodových zdrojov znečistenia. Z tohto dôvodu je ich zahrnutie do monitorovacej siete nevyhnutné pre komplexné zhodnotenie priestorovej variability izotopového zloženia uránu v systéme rieky Dunaj.



Obr. 1. Odberové miesta v rámci JDS4

3. Odber a predúprava vzoriek

Vzorky vody na stanovenie celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta, ako aj objemovej aktivity izotopov uránu, sa odoberali do dvojlitrových polyetylénových (ďalej PE) fľaš.

Vzorky sedimentov sa odoberali tak, aby boli jemnozrnné, bez kameňov, piesku, listov alebo fragmentov dreva. Odber sedimentov sa realizoval z miesta pobrežnej zóny trvalo zaplavenej vodou manuálne, pomocou ochranných rukavíc alebo pomocou plastovej či nerezovej naberáčky. Odoberala sa vrchná vrstva najjemnejšieho sedimentu do hĺbky približne 10 cm, ktorá sa zhomogenizovala a uložila do dvojlitrovej PE fľaše so širokým hrdlom do plna. Ku každej vzorke sedimentu sa z rovnakého miesta odoberali aj dva litre vody do PE fľaše.

Tab. 1. Zoznam odberových miest povrchových vôd Dunaja a jeho prítokov

JDS5 #	Vzorka	Miesto odberu	Krajina	Latitude	Longitude	Rieka
1	JDS5-1-R-SW GRB:WRISK	Böfingler Halde	DE	48,4240	10,0269	Danube
2	JDS5-2-R-SW GRB:WRISK	Bittenbrunn 700 m below power station	DE	48,7360	11,1551	Danube
3	JDS5-3-L-SW GRB:WRISK	Above Klösterl – Kelheim	DE	48,9176	11,8657	Danube
4	JDS5-4-R-SW GRB:WRISK	Niederalteich – Mühlau	DE	48,7745	13,0091	Danube
5	JDS5-5-L-SW GRB:WRISK	Inn at Passau-Ingling below power station	DE	48,55678	13,43575	Inn
6	JDS5-6-M-SW GRB:WRISK	Jochenstein	DE/AT	48,5207	13,7022	Danube
7	JDS5-7-R-SW GRB:WRISK	Enghagen	AT	48,2404	14,5120	Danube
8	JDS5-8-L-SW GRB:WRISK	Oberloiben	AT	48,3883	15,5227	Danube
9	JDS5-9-L-SW GRB:WRISK	Downstream Vienna, downstream HPP Freudenau	AT	48,1629	16,5035	Danube
10	JDS5-10-R-SW GRB:WRISK	Hainburg, upstream Morava	AT	48,1634	16,9904	Danube
11	JDS5-11-E-SW-GRB:WRISK	Pohansko	CZ	48,72349	16,88528	Morava/Dyje
12	JDS5-12-E-SW-GRB:WRISK	Lanžhot	CZ	48,68721	16,98931	Morava
13	JDS5-13-L-SW GRB:WRISK	Devín	SK	48,18768	16,97596	Morava
14	JDS5-14-R-SW GRB:WRISK	Bratislava	SK	48,1400	17,0840	Danube
15	JDS5-15-L-SW GRB:WRISK	Medved'ov / Medve	SK/HU	47,7895	17,6598	Danube
17	JDS5-17-R-SW GRB:WRISK	Komárno	SK	47,76091	18,14233	Váh
18	JDS5-18-R-SW GRB:WRISK	Kamenica	SK	47,82608	18,72334	Hron
19	JDS5-19-R-SW GRB:WRISK	Salka	SK	47,88596	18,76256	Ipeľ
30	JDS5-30-P-SW GRB:WRISK	Tisza mouth (rkm 1.0)	RS	45,147	20,2808667	Tisza
31	JDS5-31-R-SW GRB:WRISK	Jesenice na Dolenjskem	SI	45,86092	15,692	Sava
32	JDS5-32-L-SW GRB:WRISK	Jamena	RS/BA	44,87828	19,08364	Sava
33	JDS5-33-L-SW GRB:WRISK	Sava mouth (rkm 7.0)	RS	44,793	20,3960667	Sava
34	JDS5-34-P-SW GRB:WRISK	Downstream Pančevo	RS	44,8145	20,6444	Danube
35	JDS5-35-E-SW GRB:WRISK	Varvarin	RS	43,74	21,38	Velika Morava
36	JDS5-36-P-SW GRB:WRISK	Velika Morava mouth	RS	44,709267	21,0357	Velika Morava
37	JDS5-37-L-SW GRB:WRISK	Banatska Palanka / Bazias	RS/RO	44,8051	21,3838	Danube
38	JDS5-38-L-SW GRB:WRISK	Upstream Timok (Rudujevac / Gruia)	RS/RO	44,2609	22,6850	Danube
39	JDS5-39-L-SW GRB:WRISK	Timok mouth (rkm 0.2)	RS/BG	44,214917	22,67215	Timok
40	JDS5-40-L-SW-GRB:WRISK	Pristol / Novo Selo Harbour	RO/BG	44,1723	22,7822	Danube
40	JDS5-40-R-SW-GRB:WRISK	Pristol / Novo Selo Harbour	RO/BG	44,1723	22,7822	Danube
41	JDS5-41-R-SW-GRB:WRISK	Iskar mouth (Gigen)	BG	43,70597	24,45639	Iskar
42	JDS5-42-R-SW-GRB:WRISK	Jantra mouth (Novgrad)	BG	43,61241	25,58934	Jantra
43	JDS5-43-R-SW-GRB:WRISK	Russenski Lom mouth (Ruse)	BG	43,81306	25,93583	Russenski Lom
44	JDS5-44-R-SW-GRB:WRISK	Downstream Ruse/Giurgiu (Marten)	BG/RO	43,9108	26,0670	Danube
45	JDS5-45-L-SW-GRB:WRISK	Chiciu / Silistra	RO/BG	44,1369	27,0511	Danube
45	JDS5-45-R-SW-GRB:WRISK	Chiciu / Silistra	RO/BG	44,1369	27,0511	Danube
46	JDS5-46-L-SW GRB:WRISK	Giurgiulesti	MD/RO	45,471874	28,196734	Pрут
47	JDS5-47-R-SW-GRB:WRISK	Reni	RO/UA	45,4563	28,2601	Danube

Tab. 2. Zoznam odberových miest sedimentov Dunaja a jeho prítokov

JDS5 #	Vzorka	Miesto odberu	Krajina	Latitude	Longitude	Rieka
1	JDS5-1-R-SE SER:WRISK	Böfingler Halde	DE	48,4241	10,0269	Danube
2	JDS5-2-R-SE SER:WRISK	Bittenbrunn 700 m below power station	DE	48,7360	11,1551	Danube
3	JDS5-3-L-SE SER:WRISK	Above Klösterl – Kelheim	DE	48,9176	11,8657	Danube
4	JDS5-4-R-SE SER:WRISK	Niederalteich – Mühlau	DE	48,7745	13,0091	Danube
5	JDS5-5-L-SE SER:WRISK	Inn at Passau-Ingling below power station	DE	48,55678	13,43575	Inn
6	JDS5-6-M-SE SER:WRISK	Jochenstein	DE/AT	48,5207	13,7022	Danube
7	JDS5-7-R-SE SER:WRISK	Enghagen	AT	48,2404	14,5120	Danube
8	JDS5-8-L-SE SER:WRISK	Oberloiben	AT	48,3883	15,5227	Danube
9	JDS5-9-L-SE SER:WRISK	Downstream Vienna, downstream HPP Freudenau	AT	48,1629	16,5035	Danube
10	JDS5-10-R-SE SER:WRISK	Hainburg, upstream Morava	AT	48,1634	16,9904	Danube
11	JDS5-11-E-SE SER:WRISK	Pohansko	CZ	48,72349	16,88528	Morava/Dyje
12	JDS5-12-E-SE SER:WRISK	Lanžhot	CZ	48,68721	16,98931	Morava
13	JDS5-13-L-SE SER:WRISK	Devín	SK	48,18768	16,97596	Morava
14	JDS5-14-R-SE SER:WRISK	Bratislava	SK	48,1400	17,0840	Danube
15	JDS5-15-L-SE SER:WRISK	Medved'ov / Medve	SK/HU	47,7895	17,6598	Danube
16	JDS5-16 R SE SER:WRISK	Gönyü	HU	47,7427	17,8440	Danube
17	JDS5-17-R-SE SER:WRISK	Komárno	SK	47,76091	18,14233	Váh
18	JDS5-18-M-SE SER:WRISK	Kamenica	SK	47,82608	18,72334	Hron
19	JDS5-19-R-SE SER:WRISK	Salka	SK	47,88596	18,76256	Ipeľ
30	JDS5-30-P-SE SER:WRISK	Tisza mouth (rkm 1.0)	RS	45,147	20,28087	Tisza
31	JDS5-31-R-SE SER:WRISK	Jesenice na Dolenjskem	SI	45,86092	15,692	Sava
32	JDS5-32-L-SE SER:WRISK	Jamena	RS/BA	44,87828	19,08364	Sava
33	JDS5-33-L-SE SER:WRISK	Sava mouth (rkm 7.0)	RS	44,793	20,39607	Sava
34	JDS5-34-P-SE SER:WRISK	Downstream Pančevo	RS	44,8145	20,6444	Danube
35	JDS5-35-E-SE SER:WRISK	Varvarin	RS	43,74	21,38	Velika Morava
36	JDS5-36-P-SE SER:WRISK	Velika Morava mouth	RS	44,70927	21,0357	Velika Morava
37	JDS5-37-L-SE SER:WRISK	Banatska Palanka / Bazias	RS/RO	44,8051	21,3838	Danube
38	JDS5-38-L-SE SER:WRISK	Upstream Timok (Radujevac)	RS/RO	44,2609	22,6850	Danube
39	JDS5-39-L-SE SER:WRISK	Timok mouth (rkm 0.2)	RS/BG	44,21492	22,67215	Timok
40	JDS5-40-R-SE SER:WRISK	Pristol / Novo Selo Harbour	RO/BG	44,1723	22,7822	Danube
41	JDS5-41-R-SE SER:WRISK	Iskar mouth (Gigen)	BG	43,70597	24,45639	Iskar
42	JDS5-42-R-SE SER:WRISK	Jantra mouth (Novgrad)	BG	43,61241	25,58934	Jantra
43	JDS5-43-R-SE SER:WRISK	Russenski Lom mouth (Ruse)	BG	43,81306	25,93583	Russenski Lom
44	JDS5-44-R-SE SER:WRISK	Downstream Ruse/Giurgiu (Marten)	BG/RO	43,9108	26,0670	Danube
45	JDS5-45-L-SE SER:WRISK	Chiciu / Silistra	RO/BG	44,1369	27,0511	Danube
46	JDS5-46-L-SE SER:WRISK	Giurgiulesti	MD/RO	45,47187	28,19673	Pрут
47	JDS5-47-R-SE SER:WRISK	Reni	RO/UA	45,4563	28,2601	Danube

Presné GPS súradnice miesta odberu boli zaznamenané do protokolu o odbere a následne do webovej aplikácie JDS5 pre zber vzoriek. Počas skladovania a transportu boli vzorky vody a sedimentu uchovávané pri teplote (5 ± 3) °C.

3.1. Stanovenie celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta vo vzorkách povrchovej vody

V závislosti od vodivosti sa objem vzorky (1 až 1,5 litra) preliat do sklenej nádoby s plastovou fóliou (HDPE – vysokohustotný polyetylén, 15 μm , o rozmeroch cca 40×50 cm) a odparil sa do sucha. Pevný zvyšok vzorky sa následne vyžihol počas 2 hodín pri teplote 420 °C.

Na niklovú misku sa navážilo 0,2 g vyžihanej zhomogenizovanej vzorky. Následne sa vzorka pokvapkala etanolom, rovnomerne rozmiestnila na misku a vysušila na elektrickej platničke.

Následujúci deň sa vzorky merali pomocou nízkopozadového proporcionálneho detektora LB 4200 (Canberra). Detekčné limity pre stanovenie celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta pre povrchové vody sú v podmienkach nášho laboratória na úrovniach 0,04 Bq/l a 0,02 Bq/l.

3.2. Stanovenie aktivity ^{238}U a ^{234}U vo vzorkách povrchových vôd a sedimentov

3.2.1. Príprava vzoriek povrchových vôd na separáciu

Na stanovenie izotopov uránu vo vzorkách povrchových vôd sa použil objem vzorky 200 ml prefiltrovaný cez membránový filter s priemerom pórov 0,45 μm a okyslený na $\text{pH} \approx 1$.

3.2.2. Príprava vzoriek sedimentov na separáciu

V laboratóriu sa vzorky sedimentov spracovali mokrým sitovaním s veľkosťou pórov 63 μm a následne sa vysušili pri teplote 45 °C.

Vzorky pre naše laboratórium sa ďalej spracovali metódou lyofilizácie a vzorky pre rakúsky tím sa spracovali metódou mletia.

Po vysušení pri 105 °C sa 2 g každého sedimentu vyžihali v porcelánových téglíkoch v elektrickej muflovej peci pri teplote 420 °C počas 24 hodín. Vyžihané vzorky sedimentu sa následne spracovali mikrovlnným rozkladom (0,5 g vzorky + 9 ml konc. HNO_3 + 1 ml H_2O_2 , 35 min., 1 800 MW, 210 °C).

Každá vzorka sa prefiltrovala cez papierový filter a premyla dostatočným množstvom destilovanej vody. Výsledný roztok sa prefiltroval cez membránový filter s priemerom pórov 0,45 μm . Vzorka sa opatrne odparila do sucha a rezíduum sa rozpustilo 5 ml konc. HNO_3 . Tento krok sa zopakoval ešte 2krát. Posledné rezíduum sa rozpustilo v 200 ml destilovanej vody a upravilo na $\text{pH} \approx 1$.

3.2.3. Proces separácie a merania vzoriek povrchových vôd a vzoriek sedimentov

Na stanovenie izotopov ^{234}U a ^{238}U vo vzorkách vôd a sedimentoch sa použila extrakčná chromatografia (metóda Eichrom ACS07) so sorbentom UTEVA resin od Eichrom [8]. Ide o rýchlu a spoľahlivú metódu stanovenia uránu pre uvedené matrice, ktorá je efektívnejšia a účinnejšia než tradičné techniky iónovej výmeny, extrakcie rozpúšťadlom a precipitácie. Ako stopovací rádionuklid sa použil ^{232}U na sledovanie rádiochemického výťažku.

Po separácii uránu sa pripravil zdroj na meranie alfa spektrometriou mikrozrážaním s NdF_3 na polypropylénové filtre (metóda Eichrom SPA01) [9].

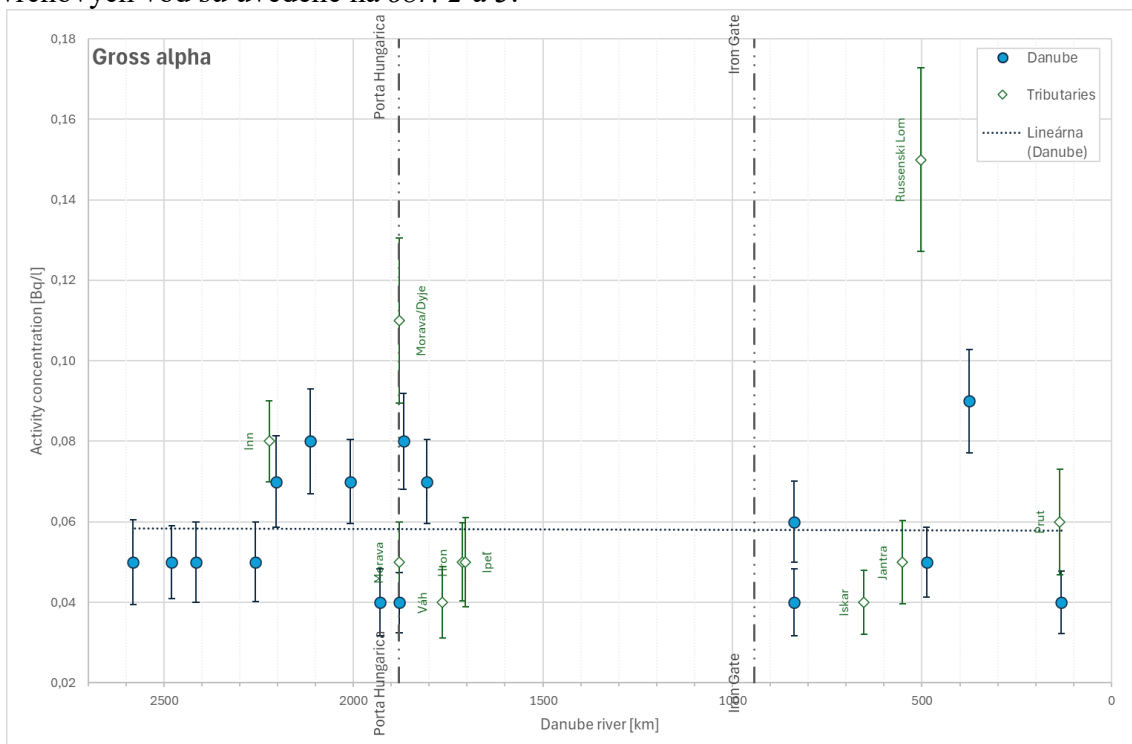
Na stanovenie izotopov uránu vo vzorkách vôd a sedimentov sa použil alfa spektrometrický systém Alpha Analyst 7200 (Canberra). Detekčné limity pre stanovenie objemovej aktivity ^{234}U , ^{238}U pre povrchové vody sú v podmienkach nášho laboratória 0,007 Bq/l a pre vzorky sedimentov sú na úrovniach 0,7 Bq/kg.

Presnosť a správnosť metódy pre stanovenie aktivity vzoriek sedimentov boli overené pomocou štandardných referenčných materiálov sedimentu a pôdy (IAEA-SEDIMENT-135, IAEA-SOIL-375) z Medzinárodnej agentúry pre atómovú energiu (IAEA).

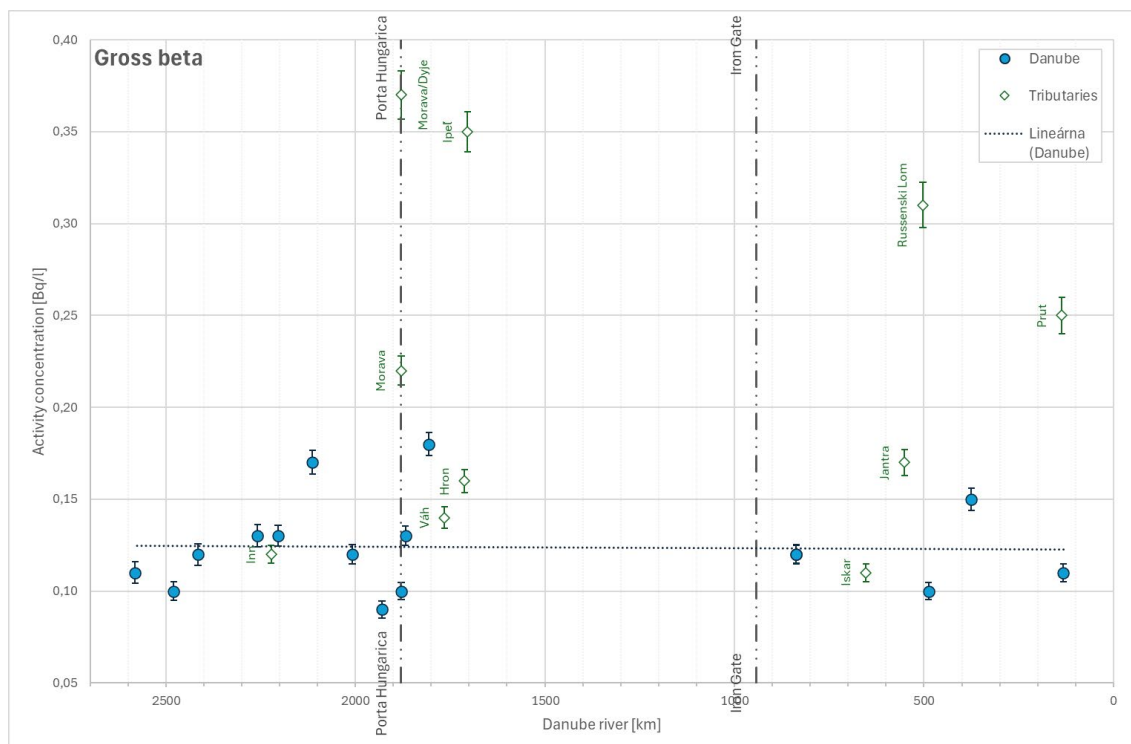
4. Výsledky a diskusia

4.1. Vzorky povrchových vôd

Celková objemová aktivita alfa a celková objemová aktivita beta v analyzovaných vzorkách povrchových vôd sú uvedené na obr. 2 a 3.



Obr. 2. Celková objemová aktivita alfa vo vzorkách povrchových vôd



Obr. 3. Celková objemová aktivita beta vo vzorkách vody

Vo všeobecnosti boli celkové objemové aktivity beta vyššie než zodpovedajúce celkové objemové aktivity alfa. Maximálne namerané hodnoty celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta boli nižšie než 0,5 Bq/l, resp. 1 Bq/l, čo sú odporúčané skríningové úrovne pre pitnú vodu podľa Svetovej zdravotníckej organizácie [10].

Najvyššia celková objemová aktivita alfa (0,15 Bq/l) bola zaznamenaná v prítoku rieky Russenski Lom (JDS5-43-R-SW). Tento prítok vykazoval aj zvýšenú celkovú objemovú aktivitu beta (0,31 Bq/l) spolu so zvýšenými aktivitami ^{234}U a ^{238}U (0,039 a 0,038 Bq/l).

Geologické podmienky povodia rieky Russenski Lom významne ovplyvňujú úroveň prirodzenej rádioaktivity vo vodách, nakoľko je táto oblasť tvorená prevažne karbonátovými horninami (vápence, dolomity), ktoré sa vyznačujú nízkym obsahom uránu, avšak významnú úlohu tu môžu zohrávať hydrogeochemické podmienky.

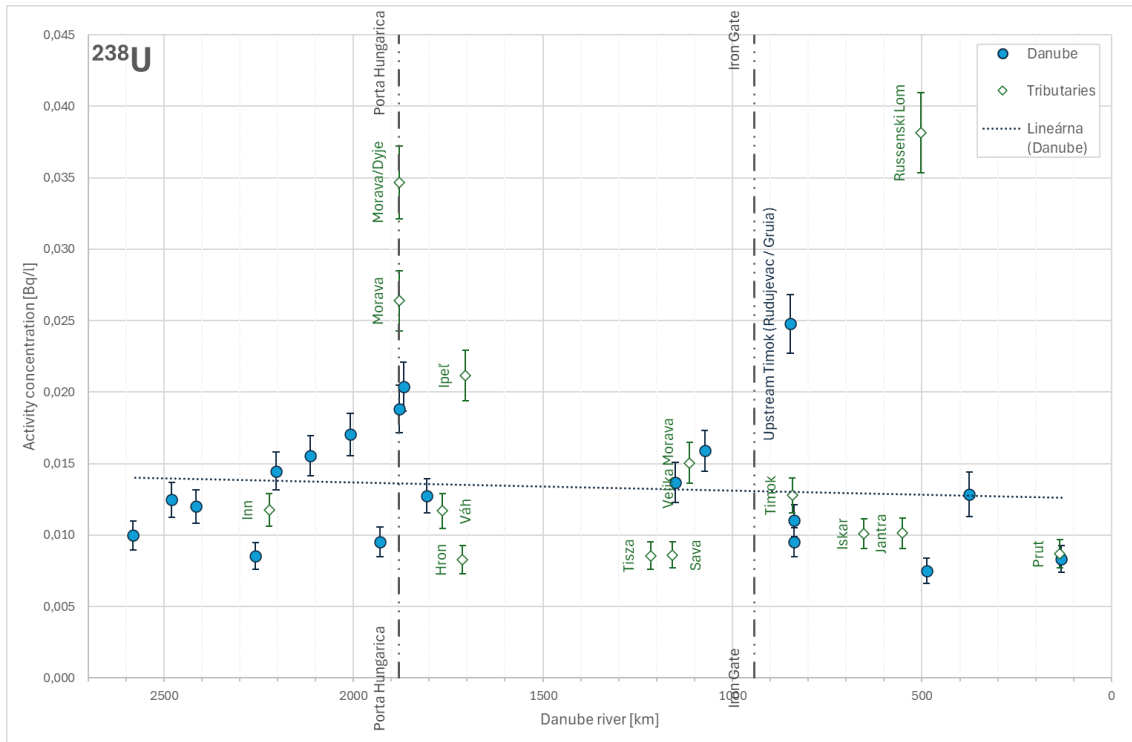
V oxidačnom a mierne alkalickom prostredí sa urán vyskytuje prevažne vo forme U(VI), ktorý je rozpustný a mobilný. Jeho mobilita je výrazne podporená tvorbou stabilných uranyl-karbonátových komplexov, ktoré dominujú v prírodných vodách bohatých na karbonáty a zvyšujú rozpustnosť uránu [11]. Tento mechanizmus môže viesť k miernemu zvýšeniu koncentrácie ^{238}U a tým celkovej objemovej aktivity alfa aj v prostredí s nízkym obsahom uránu v horninách.

Hodnoty objemových aktivít ^{238}U na rieke Dunaj sa pohybovali prevažne v rozmedzí 0,008 – 0,025 Bq/l (s jemne klesajúcim trendom) (obr. 4). Pomer $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ sa pohyboval od 0,71–1,42 s výraznejším trendom stúpania (obr. 5). Toto je spôsobené prirodzeným uvoľňovaním ^{234}U z minerálov a sedimentov do vody postupne v smere toku. Geologické podmienky horného toku podporujú relatívnu stabilitu pomeru izotopov [12].

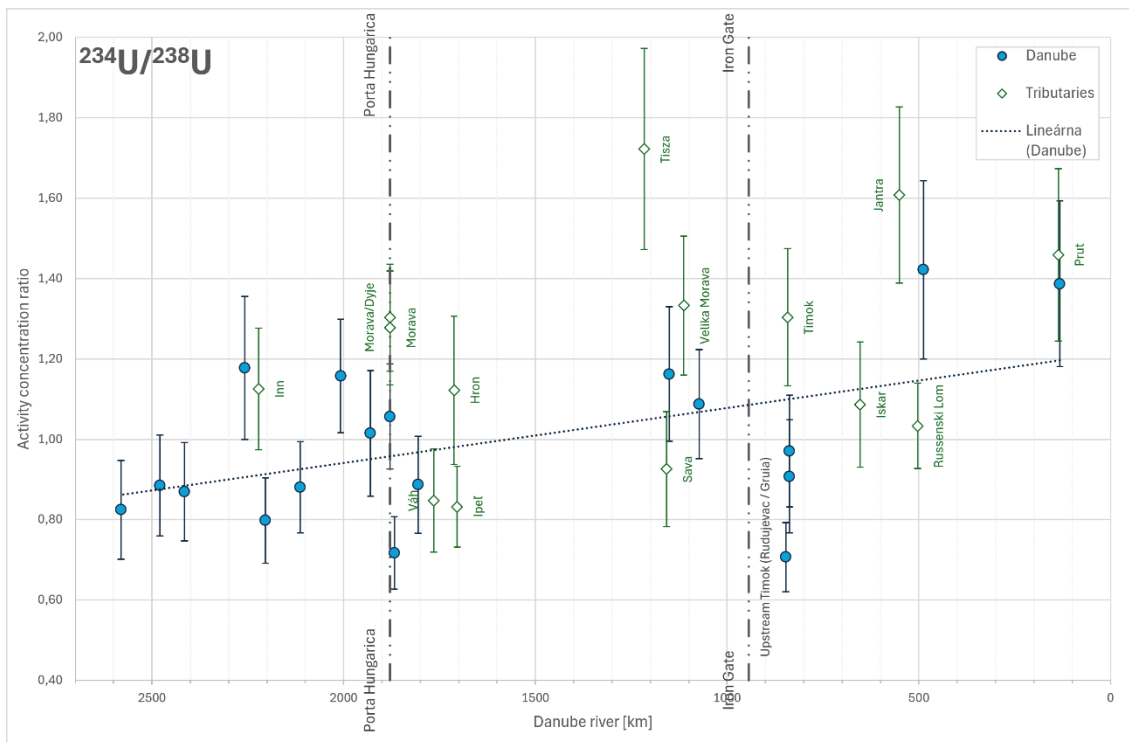
Anomáliu vykazuje miesto Radujevač (v blízkosti vodnej nádrže Železná brána), kde pomer $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ klesol až na hodnotu 0,71 (obr. 5). Predpokladaným dôvodom je výrazná akumulácia sedimentov, ako dôsledok výstavby vodnej elektrárne Železné vráta. To môže narúšať stabilizáciu systému, čím sa následne obmedzí prísun mobilného ^{234}U do vody. Zároveň sa nad touto nádržou nachádza rieka Pek, ktorá je ovplyvnená ťažbou medi v oblasti Majdanpek [13].

V prítokoch rieky Dunaj boli zaznamenané najvyššie hodnoty objemových aktivít ^{238}U v Russenskom Lome (0,038 Bq/l) a sútoku Morava/Dyje (0,035 Bq/l). Významné prítoky (Tisza, Sava, Morava, Prut, Jantra) vykazovali vyššie pomery $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ vo vode, často v rozmedzí 0,83–1,72.

Prítoky vykazovali väčšiu variabilitu v koncentráciách aj izotopových pomeroch, pričom niektoré hodnoty presahovali tie pozorované v samotnom Dunaji. To poukazuje na vplyv lokálnych hydrogeologických podmienok a rôznych príspevkov podzemných vôd.



Obr. 4. Aktivita ^{238}U vo vzorkách vody



Obr. 5. Pomer aktivít $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ vo vzorkách vody

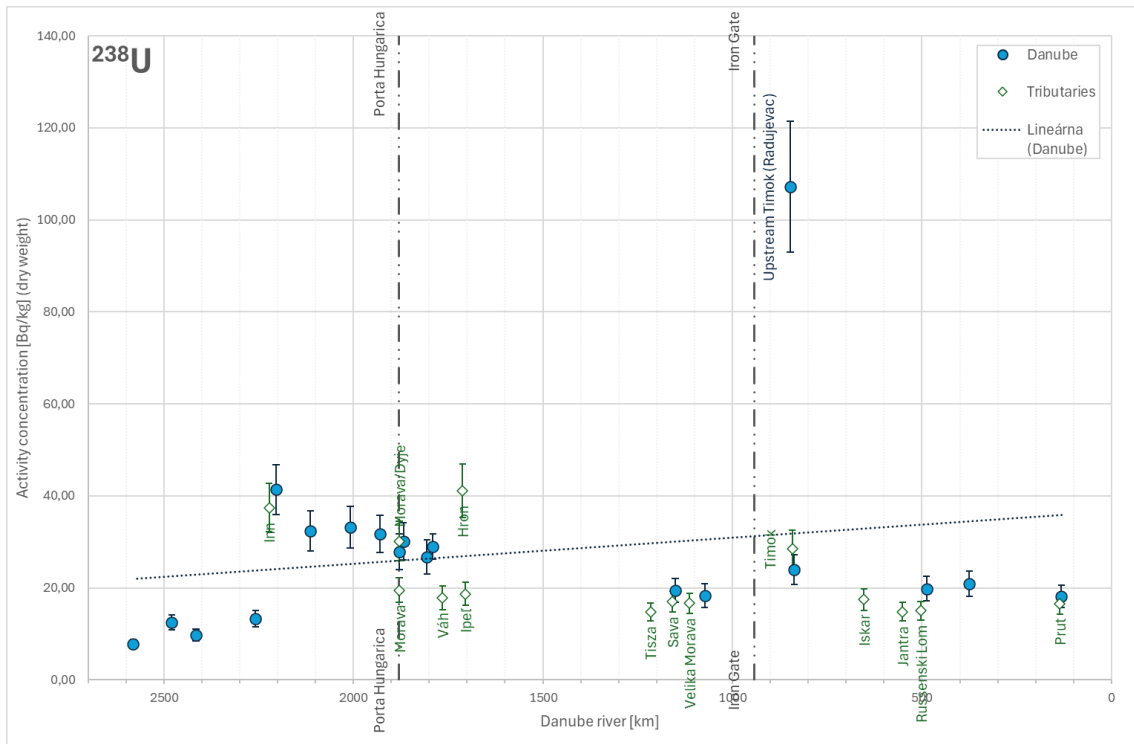
4.2. Vzorky sedimentov

Namerané aktivity ^{238}U v sedimentoch Dunaja sa pohybovali v rozsahu 7,75 až 107,18 Bq/kg, pričom výrazné maximum bolo zaznamenané na odberovom mieste Radujevač (obr. 6).

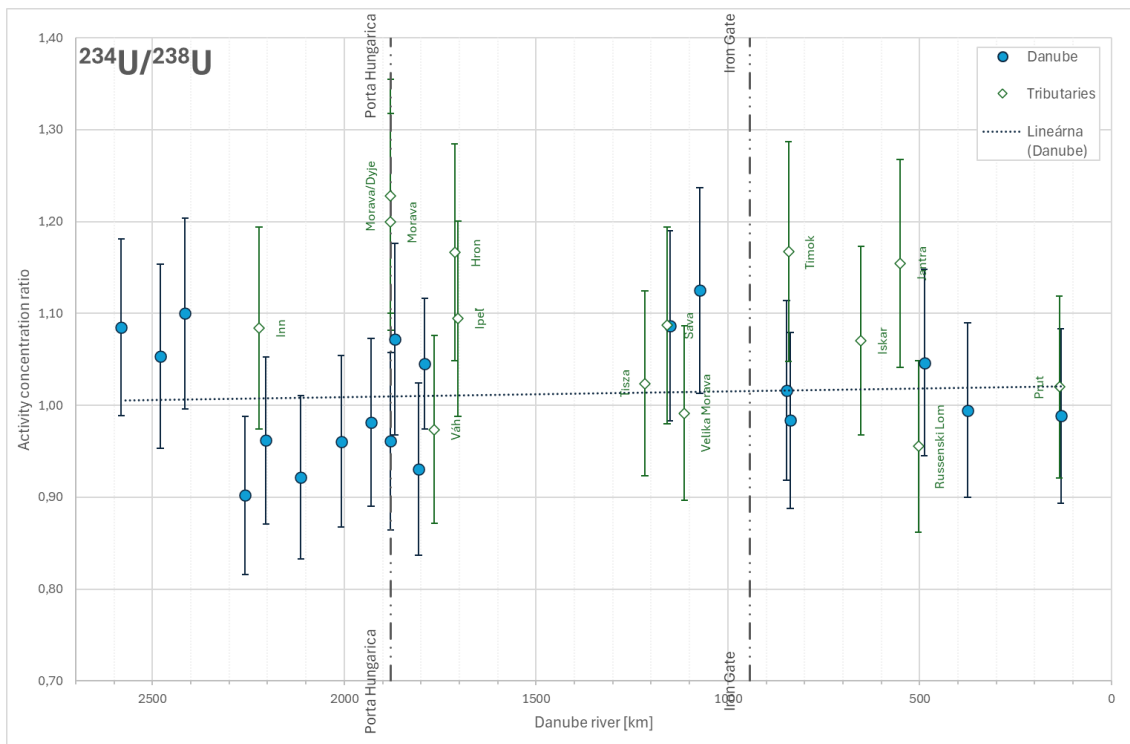
Pomer aktivít $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ bol blízky hodnote jedna (0,90–1,13), čo naznačuje stav blízky sekulárnej rovnováhy a absenciu významných izotopových frakcionačných efektov (obr. 7).

Sedimenty z prítokov Dunaja vykazovali porovnateľné rozsahy aktivít uránu, pričom niektoré prítoky (napr. Hron, Inn) vykazovali lokálne vyššie aktivity uránu ^{238}U nad 37,0 Bq/kg. Mierne zvýšené pomery $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ v prítokoch (napr. Morava, Morava/Dyje) sa pohybovali v hodnotách nad 1,20. Táto variabilita pravdepodobne odráža rozdiely v geologickom prostredí a lokálnych hydrogeochemických podmienkach.

Distribúcia rádionuklidov je zároveň ovplyvnená interakciou so sedimentami, pričom urán môže byť sorbovaný na povrchy minerálov (napr. oxidy Fe, ílové minerály) a následne uvoľňovaný pri zmene redoxných podmienok [12].



Obr. 6. Aktivita ²³⁸U vo vzorkách sedimentu



Obr. 7. Pomer aktivít ²³⁴U/²³⁸U vo vzorkách sedimentu

5. Záver

Namerané hodnoty celkovej objemovej aktivity alfa a celkovej objemovej aktivity beta boli vo všeobecnosti nízke, pričom beta aktivity prevyšovali alfa aktivity, a všetky hodnoty boli pod odporúčanými limitmi WHO (2022) pre pitnú vodu.

Najvyššie aktivity boli zaznamenané v prítoku rieky Russenski Lom, kde zvýšené aktivity uránu a celkovej alfa/beta aktivity pravdepodobne súvisia so zosilnenými interakciami voda–hornina vo vápencovom kaňone, ktoré podporujú mobilizáciu prirodzených rádionuklidov z karbonátového podložia.

Celkové výsledky potvrdzujú, že distribúcia uránu v sedimentoch Dunaja a jeho prítokov je primárne riadená prirodzenými geochemickými procesmi bez významného antropogénneho vplyvu alebo narušenia izotopovej rovnováhy. Lokálne zvýšené aktivity pravdepodobne súvisia s prirodzenými akumuláciami materiálov bohatých na urán.

Získané východiskové údaje môžu byť referenčnými údajmi pre budúce výskumy súvisiace s rádiologickým mapovaním alebo monitorovaním životného prostredia v tejto oblasti.

Literatúra

- [1] I. LIŠKA. Together for a cleaner and healthier Danube: Joint Danube Survey 4, Vienna: ICPDR, 2021, pp. 5–8.
- [2] F. J. MARINGER, R. KADAN, C. LANDSTETTER, E.-M. LINDNER-LESCHINSKI, L. KLEINRATH, M. KORNER, A. REDL A H. WIEDNER. Together for a cleaner and healthier Danube: Joint Danube Survey 4, Vienna: ICPDR, 2021, pp. 523–533.
- [3] M. IVANOVICH A R. S. HARMON. Uranium-Series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine and Environmental Sciences, Oxford University Press, 1992.
- [4] D. PORCELLI, P. W. SWARZENSKI. The behavior of U- and Th-series nuclides in groundwater, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 52, pp. 317–361.
- [5] J. K. OSMOND, J. B. COWART. “Ground water”, University Press, 1992.
- [6] F. CHABAUX, J. RIOTTE, O. DEQUINCEY, “U-Th-Ra fractionation during weathering and river transport”, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 52, 2003, p. 533–576.
- [7] N. VIGIER, B. BOURDON, S. TURNER, C. J. ALLEGRE, “Erosion timescales derived from U-series disequilibria in rivers”, *Earth and Planetary Science Letters*, 193, 2001, p. 549–563.
- [8] Eichrom. „Analytical Procedure, Method No. ACS07 – Uranium In Soil,“ 2014. [Online]. Available: https://www.eichrom.com/wp-content/uploads/2018/02/acs07-16_uranium-in-soil.pdf

- [9] Eichrom. „Analytical Procedure, Method No. SPA01 – Rare Earth Fluoride Microprecipitation,“ 2014. [On-line]. Available: <https://www.eichrom.com/wp-content/uploads/2018/02/spa01-12-rareearthfluorideprecip.pdf>
- [10] WHO, Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition Incorporating the First Addendum, Geneva: World Health Organization, 2022.
- [11] F. P. CARVALHO, S. FESENKO, A. R. HARBOTTLE, T. LAVROVA, N. G. MITCHELL, T. E. PAYNE. The Environmental Behaviour of Uranium, Vienna: IAEA, 2016.
- [12] P. J. NOLAN, S. E. BONE, K. M. CAMPBELL, D. PAN, O. M. HEALY, M. STANGE, J. R. BARGAR, K. A. WEBER. „Uranium(VI) attenuation in a carbonate-bearing oxic alluvial aquifer,“ *Elsevier*, 2021.
- [13] O. A. CULICOV, T. TRTIĆ-PETROVIĆ, R. BALVANOVIĆ, A. PETKOVIĆ, S. RAŽIĆ. „Spatial distribution of multielements including lanthanides in sediments of Iron Gate I Reservoir in the Danube River,“ 2021.

STUDY OF THE RADIOACTIVITY OF DANUBE RIVER SEDIMENTS

Keywords: ^{238}U ; ^{234}U ; Danube; surface waters; sediments

The assessment of radioactivity in surface waters and bottom sediments represents an important component of environmental radiological monitoring. Water and sediment samples collected along the Danube River were analyzed within the JDS5 project for the presence of naturally occurring and potentially anthropogenic radionuclides. We provided baseline data on the distribution and concentrations of uranium isotopes along the Danube River. The activity ratio of $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ in sediment samples indicates that these isotopes are in a state close to equilibrium, whereas in water samples the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratio ranged within values indicating a lack of equilibrium. The measured values of gross alpha activity and gross beta activity complied with regulatory limits for drinking water quality. The obtained data contribute to a comprehensive understanding of radionuclide distribution in the Danube aquatic system and provide a scientific basis for assessing radiological impact and for the development of long-term monitoring programs.

ZPRÁVA O POSTUPU VÝZKUMU MOŽNOSTI DEGRADACE GENŮ ANTIBIOTICKÉ REZISTENCE GAMA ZÁŘENÍM

Jakub Sochor

*Katedra jaderné chemie, Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská, České vysoké učení
technické v Praze, Břehová 78/7, 115 19 Praha 1 – Staré Město
e-mail: jakub.sochor@fffi.cvut.cz*

Klíčová slova: geny antibiotické rezistence (ARG); kobalt-60

Abstrakt

Na jaře roku 2024 byl v České republice (ČR) zahájen výzkum možnosti využití gama záření pro degradaci genů antibiotické rezistence (ARG), která je v současné době považována za jeden ze zásadních problémů současného i budoucího zdravotnictví. Právě gama záření by mohlo díky své neselektivitě a obecně účinkům být efektivním způsobem degradace těchto genů (byť spíše pro speciální případy, např. nemocniční čistírny odpadních vod). V tomto příspěvku jsou shrnuty teoretické základy i první výsledky z proběhlých experimentů, jejichž závěry souhlasí s dosud provedenými a publikovanými závěry výzkumných týmů z Čínské lidové republiky a Jižní Koreje.

1. Úvod

Na konferenci Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství v roce 2024 byl prezentován příspěvek [1], který shrnoval aktuální celosvětovou znalost o působení gama záření na geny antibiotické rezistence. Publikovaných článků na toto téma, byť je antibiotická rezistence jedním z hlavních problémů aktuálního zdravotnictví, bylo – a i v roce 2026 je – maximálně 15; mnohem více je rozpracováno téma působení elektronového svazku na ARG. Gama záření má však výhodu z hlediska větší pronikavosti materiálem; bylo by ho tedy možné použít pro větší objemy vody, i když pouze pro speciální účely.

Z hlediska radiační ochrany je ovšem kobaltový zářič mnohem větší zátěží než urychlovač elektronového svazku. Pro následné praktické využití se tedy nabízí otázka, zda získané výsledky degradace budou natolik slibné, že převýší nevýhody plynoucí z nutnosti důkladnější radiační ochrany. Právě míra degradace je základním výsledkem provedených experimentů.

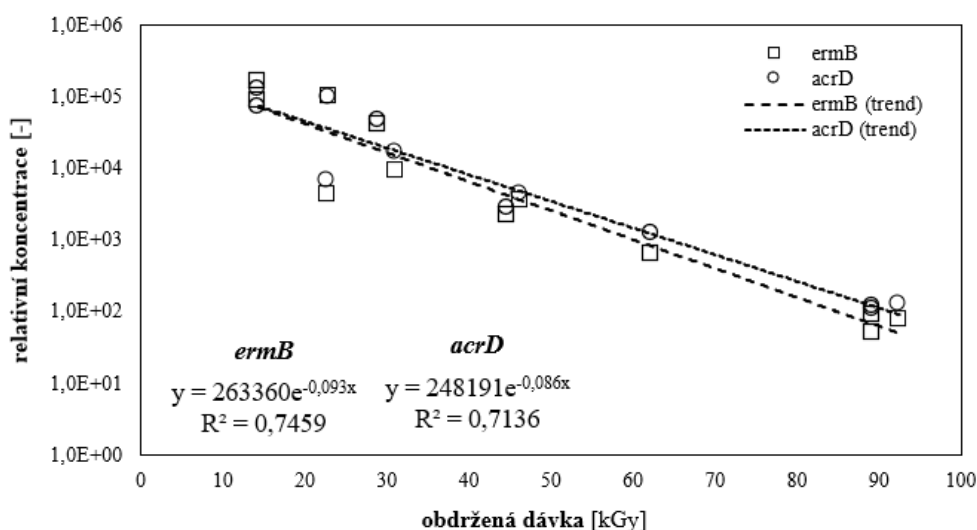
2. Vývoj poznatků v mezinárodním měřítku

Za dva roky, tedy od června 2024, kdy byl prezentován příspěvek [1], byla publikována pouze jedna nová práce věnující se tomuto tématu. Tím je článek korejských výzkumníků (Yonsei University) ze srpna loňského roku, který se však nevěnuje přímo degradaci ARG ve vodě, nýbrž v přebytečném aktivovaném kalu [2]. Dávky, které se pohybovaly do 23,4 kGy, ukázaly pokles abundance ARG pouze o jeden řád. Sami autoři ovšem uvádějí, že takto nízká degradace je způsobena primárně vysokou hustotou ozařovaného kalu. Výsledkem studie je konstatování, že vzhledem k ekonomickým nákladům není tento způsob v porovnání s ostatními metodami degradace rentabilní.

3. První výsledky experimentálních kampaní v ČR

Na základě teoretických předpokladů a metodik, jež byly uvedeny v předchozích článcích (a shrnuty v příspěvku [1]), byly naplánovány dvě experimentální ozařovací kampaně.

Výsledky experimentů, které byly provedeny v rámci první experimentální kampaně v létě 2025, byly zveřejněny ve sborníku konference Vodárenská biologie 2026 [3] a hlavní data z něj jsou uvedeny v grafu na obr. 1 níže. Vzorky modelové vody (odvětraná vodovodní voda s naočkovaným kmenem *Escherichia coli* WG5 se zájmovými ARG) byly ozařovány kobaltovým zdrojem v Centru výzkumu Řež a následně po izolaci genů analyzovány na qPCR. Bližší specifikace použité metodiky ozařování, izolace a kvantifikace jsou uvedeny právě v příspěvku [3].



Obr. 1. Graf poklesu koncentrace ARG ermB a acrD v závislosti na dávce; jednotlivé body průměrem z triplikátů; data prezentována v [3]

Z grafu je zřejmé, že obdržená dávka má logaritmickou závislost s poklesem koncentrace obou genů, přičemž rozdíl mezi oběma geny není statisticky významný (což koresponduje s předpoklady, kdy jednotlivé geny by neměly mít významně rozdílnou reakci na ionizující záření [4]). Podstatným zjištěním je však skutečnost, že i při dávce okolo 90 kGy jsou ve vzorku stále detekovatelné hodnoty obou genů; oproti tomu všechny přítomné bakterie byly degradovány již během velmi nízkých dávek (v rámci nižších jednotek kGy [5]).

I při malém detekovatelném množství existuje totiž riziko opětovného transferu genů do buněk a jejich následné rozmnožení na původní hodnoty. Důležitým parametrem je tedy skutečnost (která byla ověřena experimentem), že při pozdější analýze vzorků (v řádu dní) nedošlo k opětovnému nárůstu množství ARG. Je to dáno absolutní sterilizací ozářené vody.

Při experimentu byl také pozorován vznik zvláštního fialového filmu na filtrech umístěných na CCA médiu při kultivacích vzorků, které byly před samotným ozářením ponechány po dobu 24 hodin při laboratorní teplotě. Při následujícím experimentu byl tento jev opět pozorován (a naopak u vzorků ozářených okamžitě k takovému jevu nedošlo); nejedná se tedy o kontaminaci vzorků. Tento film však nebyl dále kultivovatelný, ale ani rozpustný v běžných laboratorních rozpouštědlech (methanol, ethanol, aceton, ether...). Důvod vzniku bude předmětem dalšího výzkumu; jednou z hypotéz je vznik barviv při degradaci biologického materiálu.

Porovnání výsledků získaných pro degradaci vybraného genu *ermB* popsanych v různých publikacích jsou uvedeny v *tab. 1* níže. Jednotlivé výsledky byly získány s podobnou, ne však zcela stejnou metodikou, a je tedy nutné brát porovnání s rezervou (což je viditelné i z velmi rozdílných hodnot D_{10} , tedy dávků, při níž dojde k eliminaci 90 % přítomných genů).

*Tab. 1. Porovnání vybraných výsledků pro gen *ermB**

Gen antibiotické rezistence <i>ermB</i>				
Publikace	Dávka	Degradace (log)	D_{10} [kGy]	Zdroj
Shen 2019a	30 kGy	1,17	25,6	[6]
Shen 2019b	5 kGy	0,89	5,6	[7]
Chu 2019	25 kGy	cca 0,6	41,7	[8]
	50 kGy	cca 1,11	45,1	
Sochor 2026	92 kGy	4,55	20,2	[3]

4. Závěr

V rámci posledních dvou let byl publikován pouze jeden impaktovaný článek, který se věnoval experimentálním výsledkům ozařování vody gama zářením za účelem degradace ARG v ní přítomných. Zároveň však proběhla první česká experimentální ozařovací kampaň, jež potvrdila výsledky dříve publikovaných výsledků týmu z Čínské lidové republiky, včetně extrémní odolnosti ARG při ozařování gama zářením, která zatím nebyla dostatečně odůvodněna. Během nadcházejících experimentů budou zvyšovány použité dávky až na dávku 150 kGy za účelem zjištění kvantifikace odstranění v celém rozsahu dávek a zároveň bude provedena optimalizace metodiky i z hlediska následného statistického vyhodnocení.

Literatura

- [1] SOCHOR, J. *Možnosti využití ionizujícího záření při řešení problematiky degradace genů antibiotické rezistence ve vodách*. In: *Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství*. 2024. České Budějovice.
- [2] LEE, M. S. et al. *Gamma irradiation optimization reveals operational trade-offs between sludge solubilization efficiency and antibiotic resistance gene removal*. *Environmental Technology & Innovation*, 2025. 40: p. 104579.
- [3] SOCHOR, J. et al. *Degradace vybraných genů antibiotické rezistence vysokoenergetickým gama zářením*. In: *Vodárenská biologie 2026*. 2026: Praha. p. 36–42.
- [4] REISZ, J. A. et al. *Effects of Ionizing Radiation on Biological Molecules—Mechanisms of Damage and Emerging Methods of Detection*. *Antioxidants & Redox Signaling*, 2014. 21(2): p. 260–292.
- [5] BYUN, M.-W. et al. *Gamma Irradiation and Ozone Treatment for Inactivation of Escherichia coli O157:H7 in Culture Media*. *Journal of Food Protection*, 1998. 61(6): p. 728–730.

- [6] SHEN, Y. et al. *Degradation of antibiotics and antibiotic resistance genes in fermentation residues by ionizing radiation: A new insight into a sustainable management of antibiotic fermentative residuals*. Journal of Environmental Management, 2019. 232: p. 171–178.
- [7] SHEN, Y. et al. *Inactivation of antibiotic resistance genes in antibiotic fermentation residues by ionizing radiation: Exploring the development of recycling economy in antibiotic pharmaceutical factory*. Waste Management, 2019. 84: p. 141–146.
- [8] CHU, L. et al. *Degradation of antibiotics and antibiotic resistance genes in erythromycin fermentation residues using radiation coupled with peroxymonosulfate oxidation*. Waste Management, 2019. 96: p. 190–197.

REPORT ON THE PROGRESS OF RESEARCH ON THE POSSIBILITY OF DEGRADATION OF ANTIBIOTIC RESISTANCE GENES BY GAMMA IRRADIATION

Keywords: *antibiotic resistance genes (ARG); cobalt-60*

In the spring of 2024, research was launched in the Czech Republic into the possibility of using gamma radiation to degrade antibiotic resistance genes (ARG), which is currently considered one of the big problems of current and future healthcare. Gamma radiation, due to its non-selectivity and general effects, could be an effective way to degrade these genes (mainly for special cases, e.g. hospital wastewater treatment plants). This paper summarizes the theoretical foundations and first results from the experiments carried out, the conclusions of which agree with the conclusions of research teams from the People's Republic of China and South Korea that have been conducted and published so far.

ODHAD ÚVAZKU EFEKTIVNÍ DÁVKY PRO PŘÍJEM IZOTOPŮ RADIA POŽITÍM VE VYBRANÝCH MINERÁLNÍCH VODÁCH

Miluše Bartusková¹, Matěj Grapa¹, Jan Albrecht¹, Věra Záhorová², Zita Forejtková²

¹Státní ústav radiační ochrany, v. v. i, pobočka Ostrava, Syllabova 1198/21, 703 00 Ostrava

²Státní ústav radiační ochrany, v. v. i, Piletická 57/15A, 500 03 Hradec Králové

e-mail: miluse.bartuskova@suro.cz

Klíčová slova: úvazek efektivní dávky; ²²⁶Ra; ²²⁸Ra; minerální voda

Abstrakt

V letech 2024 a 2025 byly stanoveny objemové aktivity radionuklidů ²²⁶Ra a ²²⁸Ra ve vybraných surových minerálních vodách z Čech a Moravy a dále v několika vzorcích minerálních vod balených, dostupných v běžné obchodní síti, s původem jak v České republice, tak na Slovensku. S pomocí těchto již dříve publikovaných hodnot objemových aktivit byly pro oba radionuklidy vypočteny úvazky efektivní dávky pro příjem radionuklidu požitím jednotlivcem z obyvatelstva. Od 1. února 2026 platí novelizace Vyhlášky 422/2016 Sb., která změnila i hodnotu konverzních faktorů pro oba radionuklidy, ²²⁶Ra i ²²⁸Ra. Vypočtené hodnoty úvazku efektivní dávky požitím se pro ²²⁶Ra pohybují v intervalu $7,1 \cdot 10^{-8}$ až $2,3 \cdot 10^{-5}$ Sv, s aritmetickým průměrem $3,3 \cdot 10^{-6}$ Sv a s mediánem $1,2 \cdot 10^{-6}$ Sv. Pro ²²⁸Ra se úvazek efektivní dávky pohybuje v intervalu $3,7 \cdot 10^{-7}$ až $3,6 \cdot 10^{-5}$ Sv, s aritmetickým průměrem $4,6 \cdot 10^{-6}$ Sv a mediánem $1,7 \cdot 10^{-6}$ Sv. Bylo provedeno porovnání hodnot s hodnotami získanými dříve v zahraničních publikacích.

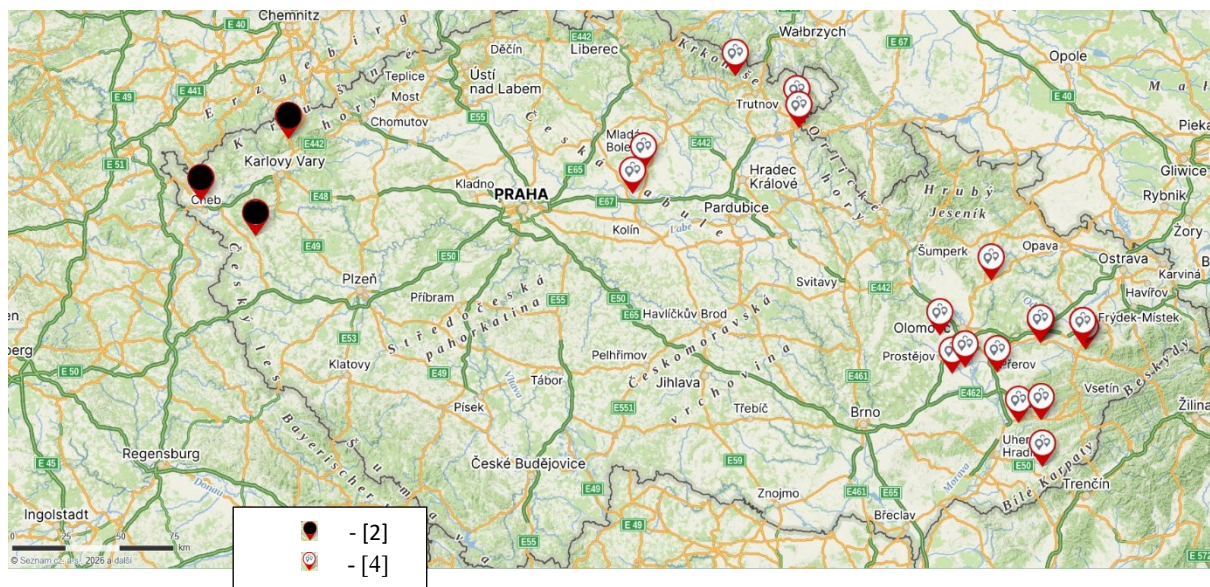
1. Úvod

Radium je radioaktivní prvek, který lze v přírodě nalézt ve stopových množstvích v uranových rudách (v množství cca 10^{-6} ppm). Běžně se vyskytují čtyři jeho izotopy:

- ²²⁶Ra, rozpadající se alfa přeměnou (4870,62 keV) s poločasem rozpadu $T_{1/2} = 1\ 600$ let na ²²²Rn. Z izotopů radia má nejvyšší zastoupení, je součástí uranové rozpadové řady [1].
- ²²⁸Ra, rozpadající se beta přeměnou (45,8 keV) s poločasem rozpadu $T_{1/2} = 5,75$ let na ²²⁸Ac, a to dále beta přeměnou (2 124 keV) s $T_{1/2} = 6,15$ hodiny na ²²⁸Th. Je součástí thoriové rozpadové řady [1].
- ²²⁴Ra, rozpadající se alfa přeměnou (5 788,92 keV) s poločasem rozpadu $T_{1/2} = 3,63$ dní na ²²⁰Rn. Je součástí thoriové rozpadové řady [1].
- ²²³Ra, rozpadající se alfa přeměnou (5 978,99 keV) s poločasem rozpadu $T_{1/2} = 11,44$ dní na ²¹⁹Rn. Je součástí aktiniové rozpadové řady [1].

Radium patří mezi kovy alkalických zemin, je tedy chemickým analogem vápníku a baria. V roztocích tvoří převážně dvojmocné kationty Ra^{2+} . V porovnání s jeho mateřskými prvky v uranové rozpadové řadě (především s ²³⁸U) je radium ve vodě rozpustnější, spolu s vodou v přírodě migruje. Můžeme ho nalézt ve vodních zdrojích, zvláště těch s vyššími koncentracemi rozpuštěných látek.

Hodnoty objemových aktivit některých přírodních radionuklidů v lázeňských pramenech na severozápadě Čech publikovala v ČR Krejčichová [2], mezi nimi i ^{226}Ra . Sledováním objemových aktivit izotopů Ra v minerálních pramenech na Slovensku se zabývala Durecová a kol. [3]. Výsledky stanovení objemových aktivit ^{226}Ra v pramenech ve východních Čechách a na Moravě jsme publikovali v naší předchozí práci Bartusková a kol. [4]. Všechny tyto dříve publikované hodnoty jsou uvedeny v *tab. 1*. Rozložení pramenů analyzovaných v pracích z České republiky [2, 4] je zachyceno na *obr. 1*.



Obr. 1. Umístění pramenů analyzovaných v pracích [2, 4] na mapce ČR

Lze říct, že výsledky objemových aktivit ^{226}Ra ze všech odebíraných míst se pohybují zhruba ve stejném rozsahu $< 0,01\text{--}3\text{ Bq/l}$, s výjimkou pramenu Běhounek, kde je aktivita vyšší, $7,6\text{ Bq/l}$.

Podíl aktivity f_A , která je absorbována do krve po vstupu radionuklidu spolu s potravou nebo vodou do trávicího traktu, je pro radium vysoký. V dokumentu ICRP, 2017 [5] je uvedena pro dospělého jedince hodnota 0,2, jež byla přijata i do české legislativy, konkrétně do Vyhlášky č. 422/2016 Sb. [6]. Ta dále uvádí pro věkovou skupinu 3 měsíce až 1 rok hodnotu $f_A = 0,6$ a pro věkovou skupinu 1–18 let hodnotu $f_A = 0,3$.

Tab. 1. Hodnoty objemových aktivit ^{226}Ra v lázeňských pramenech v severozápadních Čechách [2], na Slovensku [3] a v lázeňských i běžných pramenech ve východních Čechách a na střední a jižní Moravě [4] a v balených minerálních vodách z obchodní sítě

Lázně	Přesnější určení	Období sledování	Počet analýz	Objemová aktivita ^{226}Ra [Bq/l]		Objemová aktivita ^{228}Ra [Bq/l]
				rozsah	průměr	průměr
Karlovy Vary [2]	8 pramenů	1978–1979	24	1,21–2,12	1,70	N
	2 vřídla	1978–1979	24	0,35–3,71	2,02	N
Františkovy Lázně [2]	N	N	N	< $c_{\text{ND}} = 0,1$		N
Mariánské Lázně [2]	N	N	N	< $c_{\text{ND}} = 0,1$		N
Jáchymov [2]	Běhounek	1972–1993	40		7,55	N
	C-1		N		2,48	N
	Curie		N		2,36	N
Kyselka [2]	Mattoni – balená voda	N	N	0,3–0,9		N
Poděbrady [2]	Dymokury	N	N		0,94	N
Jánské Lázně [2]		N	N		< $c_{\text{ND}} = 0,05$	N
Sliač [3]	ZV-5	N	N		0,026	< $c_{\text{ND}} = 0,027$
Sliač [3]	ZV-6	N	N		0,103	-
Sliač [3]	ZV-7	N	N		0,098	0,144
Brusno [3]	BB-21	N	N		0,979	0,078
Čačín [3]	CAM-1	N	N		0,513	0,097
Korytnica [3]	LM-39	N	N		0,007	< $c_{\text{ND}} = 0,035$
Korytnica [3]	LM-37	N	N		0,020	0,028
Bešenova [3]	LM-5	N	N		0,413	0,034
Budiš [3]	MT-25	N	N		0,590	0,067
Turč. Teplice [3]	MT-20	N	N		0,756	< $c_{\text{ND}} = 0,031$
Liptovský Ján [3]	LM-145	N	N		0,213	0,028
Moravský Beroun [4]	Ondrášovský pramen (Ondrášovská kyselka)	2025	1		0,34 ± 0,02	0,41 ± 0,07
Šternberk [4]	Těšíkovský pramen (Těšíkovská kyselka)	2025	1		0,74 ± 0,04	1,96 ± 0,15
Teplice nad Bečvou [4]	Kropáčův pramen (Janáčkův zdroj)	2024–2025	2		1,78 ± 0,11	0,30 ± 0,10
Teplice nad Bečvou [4]	Galašův pramen (Janáčkův zdroj)	2024–2025	2		1,19 ± 0,07	0,25 ± 0,03
Teplice nad Bečvou [4]	Jurikův pramen (Janáčkův zdroj)	2025	1		3,32 ± 0,20	0,26 ± 0,10
Horní Moštěnice [4]	Hanácká kyselka (Horní Moštěnice)	2025	1		0,63 ± 0,04	0,59 ± 0,06
Domamyslice [4]	Pramen u Žabky	2025	1		< $c_{\text{ND}} = 0,03$	< $c_{\text{ND}} = 0,04$
Slatinice [4]	pramen Jana Adama z Lichtenštejna	2025	1		0,53 ± 0,03	0,04

Skalka [4]	Pramen Svatopluk	2025	1		$0,11 \pm 0,01$	$0,09 \pm 0,01$
Hostašovice [4]	Pramen Zrzávka	2025	1		$< c_{ND} = 0,04$	$< c_{ND} = 0,03$
Hostašovice [4]	Pramen Smradlavka	2025	1		$< c_{ND} = 0,01$	$< c_{ND} = 0,03$
Zašová [4]	Pramen Stračka	2025	1		$< c_{ND} = 0,01$	$< c_{ND} = 0,02$
Želechovice nad Dřevnicí [4]	Pramen Sirkovica	2025	1		$0,04 \pm 0,03$	$< c_{ND} = 0,03$
Malenovice (Zlín) [4]	Pramen u Rybníka	2025	1		$< c_{ND} = 0,09$	$< c_{ND} = 0,04$
Záhorovice [4]	Záhorovická kyselka	2025	1		$0,42 \pm 0,03$	$0,29 \pm 0,03$
Nezdenice [4]	Nezdenická kyselka	2025	1		$0,07 \pm 0,01$	$0,04 \pm 0,01$
Náchod [4]	Pramen Hronovka	2025	1		$0,05 \pm 0,01$	$< c_{ND} = 0,03$
Náchod [4]	Pramen Ida	2025	1		$0,01 \pm 0,003$	$< c_{ND} = 0,03$
Náchod [4]	Pramen Všestarka	2025	1		$0,86 \pm 0,05$	$0,29 \pm 0,01$
Poděbrady [4]	Trnkův pramen	2025	1		$0,37 \pm 0,02$	$0,48 \pm 0,02$
Ostrava – obchodní síť [4]	Excelsior	2024	1		$0,06 \pm 0,01$	$0,06 \pm 0,01$
Ostrava – obchodní síť [4]	Lubovnianska	2024	1		$0,06 \pm 0,02$	$0,06 \pm 0,02$
Ostrava – obchodní síť [4]	Magnesia, jemně perlivá	2024	1		$0,14 \pm 0,09$	$0,14 \pm 0,09$
Ostrava – obchodní síť [4]	Kláštorná kalcia, jemně sycená	2024	1		$0,05 \pm 0,01$	$0,05 \pm 0,01$
Ostrava – obchodní síť [4]	Poděbradka, jemně perlivá přírodní	2024	1		$0,28 \pm 0,03$	$0,28 \pm 0,03$

Pozn: v tabulce použitý symbol „ $< c_{ND} =$ “ znamená, že aktivita je nižší než nejnižší detekovatelná aktivita použité metody stanovení.

S hodnotou f_A souvisejí konverzní faktory h_{ing} pro příjem požitím jednotlivcem z obyvatelstva. Konverzní faktor pro příjem radionuklidu je koeficient udávající úvazek efektivní dávky připadající na jednotkový příjem radionuklidu. V legislativě ČR, platné do 31. ledna 2026, byly konverzní faktory pro příjem použitím h_{ing} pro izotopy Ra uvedeny v příloze č. 2 Vyhlášky č. 422/2016 Sb. Jejich hodnoty lze najít v mnoha publikacích, mimo jiné i v Sedlářová a kol. [7]. Po novelizaci vyhlášky k 1. únoru 2026 jsou hodnoty konverzních faktorů pro příjem požitím nově uvedeny v Příloze č. 3 k vyhlášce č. 422/2016 Sb. [6]. Porovnání hodnot ve staré a nové legislativě je uvedeno v tab. 2. V nové legislativě jsou hodnoty konverzních faktorů nižší než v legislativě staré, v obou případech ale platí, že konverzní faktor pro příjem požitím h_{ing} je pro izotop ^{228}Ra vyšší než pro ^{226}Ra . Pro izotopy ^{224}Ra a ^{223}Ra nejsou hodnoty v nové legislativě uvedeny vůbec.

Tab. 2. Porovnání hodnot konverzních faktorů h_{ing} pro příjem požitím pro dospělého jedince, uvedené ve Vyhlášce č. 422/2016 Sb., do 31. ledna 2026 a po novelizaci od 1. února 2026 [6]

Radionuklid	Konverzní faktory h_{ing} pro příjem požitím pro dospělého jedince, uvedené ve Vyhlášce č. 422/2016 Sb. [Sv/Bq]	
	Do 31. 1. 2026	Od 1. 2. 2026
^{226}Ra	$2,8 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-7}$
^{228}Ra	$6,9 \cdot 10^{-7}$	$3,4 \cdot 10^{-7}$
^{224}Ra	$6,5 \cdot 10^{-8}$	neuveden
^{223}Ra	$1,0 \cdot 10^{-7}$	neuveden

Protože konverzní koeficienty pro příjem požitím pro izotopy Ra jsou dosti vysoké, je stanovení objemových aktivit ^{226}Ra i ^{228}Ra důležitou součástí rozšířeného radiologického rozboru vod, jak je uveden ve Vyhlášce č. 422/2016 Sb., v platném znění [6] a v Doporučeních SÚJB DR-RO-5.1 (Rev. 0.0) pro pitnou vodu pro veřejnou potřebu a balenou vodu [8] a DR-RO-5.3 (Rev. 0.0) pro NORM pracoviště [9].

Při počítání úvazku efektivní dávky pro příjem požitím je důležité znát roční spotřebu dané poživatiny nebo vody. Roční příjem radionuklidu požitím, I_{ing} , získáme podle rovnice:

$$I_{ing} = S \otimes c \quad (1)$$

kde S je roční spotřeba a c je objemová aktivita daného radionuklidu.

Úvazek efektivní dávky E se počítá podle rovnice:

$$E = I_{ing} \otimes h_{ing} \quad (2)$$

2. Výsledky

Naměřené objemové aktivity z práce Bartusková a kol. [4], uvedené ve tvaru $c_{\text{Ra}} \pm U$, kde U je rozšířená nejistota, se pohybovaly pro objemovou aktivitu ^{226}Ra , $c_{\text{Ra-226}}$, v rozmezí ($< c_{\text{ND}} = 0,01$) – ($3,32 \pm 0,20$) Bq/l, kde c_{ND} znamená nejmenší detekovatelnou aktivitu. Pro objemovou aktivitu ^{228}Ra , $c_{\text{Ra-228}}$, se pohybovaly v rozmezí ($< c_{\text{ND}} = 0,02$) – ($1,96 \pm 0,15$) Bq/l. Ty jsme používali pro další výpočty.

Pro výpočet ročního příjmu radionuklidů ^{226}Ra a ^{228}Ra požitím minerálních vod jsme potřebovali znát množství minerální vody požitá za rok. Zde se nabízejí dva přístupy:

- a) Použit hodnotu 730 l, která je uvedena ve Směrnici rady 2013/51/EURATOM [10] a převzata do Doporučení DR-RO-5.1 [8]. Ta je však platná pouze pro vodu pitnou, definovanou v [8] jako: zdravotně nezávadná voda, která ani při trvalém požívání nevyvolá onemocnění nebo poruchy zdraví, jejíž smyslově postižitelné vlastnosti a jakost nebrání jejímu požívání a užívání pro hygienické potřeby fyzických osob a pro vodu balenou, která je v [8] definována jako: voda stočená do láhve nebo kontejneru, která je určena k prodeji, tj. balená kojenecká, balená pitná a balená pramenitá voda. Na minerální vodu se nevztahuje.
- b) Použit reálnou hodnotu pro spotřeby minerálních vod v ČR, kterou zveřejňuje Český statistický úřad (ČSÚ).

Přístup podle bodu b) jsme zvolili jako správnější, jelikož spotřeba minerální vody je ve skutečnosti opravdu mnohem nižší než spotřeba pitné vody používané i k vaření. Podle údajů uvedených ČSÚ v publikaci Spotřeba potravin v roce 2024 průměrný dospělý člověk v roce 2024 spotřeboval 52,6 litru minerální vody ročně [11]. Spotřeby jsou uvedeny pro roky 2015–2024, z hodnot pro jednotlivé roky jsme vypočetli hodnotu aritmetického průměru, jež činí 55,11 litru za rok. Tuto průměrnou hodnotu spotřeby jsme použili pro výpočet ročního příjmu radioizotopů a úvazků efektivní dávky způsobené požitím minerální vody. Námi získané hodnoty pro radioizotopy ^{226}Ra a ^{228}Ra jsou uvedeny v *tab. 3*.

Podle vztahů (1) a (2) byly pro ^{226}Ra a ^{228}Ra vypočteny hodnoty ročního příjmu a úvazku efektivní dávky obou radionuklidů požitím minerální vody, které by průměrný obyvatel Čech obdržel při konzumaci předpokládaného množství analyzovaných minerálních vod:

Pro radionuklid ^{226}Ra se

- roční příjem $I_{\text{ing. Ra-226}}$ pohybuje v širokém intervalu 0,5 až 180,0 Bq/rok, s aritmetickým průměrem 25 Bq/rok a mediánem 9,2 Bq/rok;
- úvazek efektivní dávky pohybuje v intervalu $7,1 \cdot 10^{-8}$ až $2,3 \cdot 10^{-5}$ Sv, s aritmetickým průměrem $3,3 \cdot 10^{-6}$ Sv a mediánem $1,2 \cdot 10^{-6}$ Sv.

Pro radionuklid ^{228}Ra se

- roční příjem $I_{\text{ing. Ra-228}}$ pohybuje v širokém intervalu 1,1 až 106,4 Bq/rok, s aritmetickým průměrem 13,7 Bq/rok a mediánem 4,9 Bq/rok;
- úvazek efektivní dávky pohybuje v intervalu $3,7 \cdot 10^{-7}$ až $3,6 \cdot 10^{-5}$ Sv, s aritmetickým průměrem $4,6 \cdot 10^{-6}$ Sv a mediánem $1,7 \cdot 10^{-6}$ Sv.

Tab. 3. Roční příjmy požitím a úvazky efektivní dávky pro příjem požitím radionuklidů ^{226}Ra a ^{228}Ra v minerálních vodách

Datum odběru	Místo odběru	Název pramene	Roční příjem [Bq/rok]		Úvazek efektivní dávky požitím minerálních vod	
			^{226}Ra	^{228}Ra	^{226}Ra	^{228}Ra
05. 11. 2024	Ostrava – obchodní síť	Excelsior	9,2	3,3	1,2E-06	1,1E-06
05. 11. 2024	Ostrava – obchodní síť	Lubovnianska	10,9	3,3	1,4E-06	1,1E-06
05. 11. 2024	Ostrava – obchodní síť	Magnesia, jemně perlivá	8,7	7,6	1,1E-06	2,6E-06
05. 11. 2024	Ostrava – obchodní síť	Kláštorná kalcia, jemně syčená	7,6	27,2	9,9E-07	9,2E-06
05. 11. 2024	Ostrava – obchodní síť	Poděbradka, jemně perlivá přírodní	15,2	15,2	2,0E-06	5,2E-06
30. 05. 2025	Moravský Beroun	Ondrášovský pramen (Ondrášovská kyselka)	18,5	22,3	2,4E-06	7,6E-06
30. 05. 2025	Šternberk	Těšíkovský pramen (Těšíkovská kyselka)	40,2	106,4	5,2E-06	3,6E-05
1. 11. 2024 a 8. 7. 2025	Teplice nad Bečvou	Kropáčův pramen (Janáčkův zdroj)	96,7	16,3	1,3E-05	5,5E-06
1. 11. 2024 a 8. 7. 2025	Teplice nad Bečvou	Galašův pramen (Janáčkův zdroj)	64,6	13,6	8,4E-06	4,6E-06
08. 07. 2025	Teplice nad Bečvou	Jurikův pramen (Janáčkův zdroj)	180,3	14,1	2,3E-05	4,8E-06
08. 07. 2025	Horní Moštěnice	Hanácká kyselka (Horní Moštěnice)	34,2	32,0	4,4E-06	1,1E-05
08. 07. 2025	Domamyslice	Pramen u Žabky	1,6	2,2	2,1E-07	7,4E-07
08. 07. 2025	Slatinice	Pramen Jana Adama z Lichtenštejna	28,8	2,2	3,7E-06	7,4E-07
16. 07. 2025	Skalka	Pramen Svatopluk	6,0	4,9	7,8E-07	1,7E-06
16. 07. 2025	Hostašovice	Pramen Zrzávka	2,2	1,6	2,8E-07	5,5E-07
16. 07. 2025	Hostašovice	Pramen Smradlavka	0,5	1,6	7,1E-08	5,5E-07
16. 07. 2025	Zašová	Pramen Stračka	0,5	1,1	7,1E-08	3,7E-07
19. 08. 2025	Želechovice nad Dřevnicí	Pramen Sirkovica	2,2	1,6	2,8E-07	5,5E-07
19. 08. 2025	Malenovice, okres Zlín	Pramen u Rybníka	1,6	2,2	2,1E-07	7,4E-07
19. 08. 2025	Záhorovice	Záhorovická kyselka	22,8	15,7	2,96E-06	5,4E-06
28. 07. 2025	Nezdenice	Nezdenická kyselka	3,8	2,2	4,94E-07	7,4E-07
29. 07. 2025	Náchod	Pramen Hronovka	2,7	1,6	3,53E-07	5,5E-07
29. 07. 2025	Náchod	Pramen Ida	0,5	1,6	7,06E-08	5,5E-07
29. 07. 2025	Náchod	Pramen Všestarka	46,7	15,7	6,07E-06	5,4E-06
29. 07. 2025	Poděbrady	Trnkův pramen	20,1	26,1	2,61E-06	8,9E-06

3. Závěr

Bylo zjištěno, že pro oba sledované radionuklidy, ^{226}Ra i ^{228}Ra , se vypočtené roční příjmy ingescí i úvazky efektivní dávky pohybují v širokém intervalu asi 2,5 řádů. To je způsobeno velkou variabilitou objemových aktivit obou radionuklidů ve vodě. Tento jev pravděpodobně souvisí s geologickým složením podloží i s hydrogeologickými podmínkami na daném území. Velmi podobný rozsah hodnot však bývá uváděn i v jiných pracích, např. Chmielewska a kol. [12], Bem a kol. [13] nebo Maciejewski, Kowalska [14].

Vesterbacka a kol. [15] počítali úvazky dávkového ekvivalentu pro příjem vody ze 176 vrtaných studní ve Finsku. Pro ^{226}Ra vypočetli maximální roční úvazek efektivní dávky $2,1 \cdot 10^{-4}$ Sv, který byl pozorován ve 2–4 % sledovaných studní, pro ^{228}Ra činila maximální hodnota $1,6 \cdot 10^{-4}$ Sv, pozorovaná v 1–2 % sledovaných studní. Durecová a kol. [3] předpokládali při svých výpočtech úvazků efektivních dávek na Slovensku konzumaci 350 l minerální vody ročně. Úvazky efektivní dávky požitím vody podle jejich výpočtu pro ^{226}Ra vycházejí $6,96 \cdot 10^{-7}$ až $9,59 \cdot 10^{-5}$ Sv, pro ^{228}Ra pak $6,76 \cdot 10^{-6}$ až $3,48 \cdot 10^{-5}$ Sv. Úvazky efektivních dávek z obou citovaných prací jsou vyšší než námi zjištěné hodnoty – pro české minerální vody pro ^{226}Ra jsou $3,3 \cdot 10^{-6}$ Sv (aritmetický průměr) a medián $1,2 \cdot 10^{-6}$ Sv. Pro ^{228}Ra je aritmetický průměr úvazku efektivní dávky $4,6 \cdot 10^{-6}$ Sv a medián $1,7 \cdot 10^{-6}$ Sv.

Porovnání námi vypočtených úvazků efektivní dávky požitím minerální vody je poměrně složité, protože v literatuře bývají používány různé údaje o roční spotřebě minerální vody, a také proto, že došlo ke změně hodnot konverzních faktorů h_{ing} pro příjem požitím. Dřívější publikace používaly hodnoty konverzních faktorů platné v době vzniku, proto porovnání nebude úplně správné – za jeho účelem bychom museli provést výpočty s hodnotou koeficientů starých, již neplatných.

Referenční hodnota pro roční úvazek efektivní dávky způsobené požitím vody je podle doporučení ICRP Publication 103 [16] stanovena na $1 \cdot 10^{-4}$ Sv, do české legislativy je převzata v Doporučení DR-RO-5.1 [8]. Těchto hodnot požívání minerální vody v množství uvedeném ČSÚ jako průměrná hodnota nebývá dosahováno. Námi vypočtené hodnoty jsou nižší.

Poděkování

Projekt byl vypracován v s využitím dat získaných v rámci Institucionálního výzkumu SÚRO, v. v. i., pro rok 2024, Indikátoru 5.14.: Zavedení a ověření metody stanovení ^{228}Ra v podzemní vodě na pobočkách Ostrava a Hradec Králové, a Institucionálního výzkumu SÚRO, v. v. i., pro rok 2025, Indikátoru 5.16: Stanovení objemových aktivit Ra-228 v důlních a minerálních vodách pomocí radiochemického srážení s následným měřením spektrometrií gama.

Literatura:

- [1] NuDat3. Interactive Chart of Nuclides and Nuclear Structure and Decay Search. National Nuclear Data Center (NNDC) at Brookhaven National Laboratory. Dostupné na: <https://www.nndc.bnl.gov/nudat3/>, přístup 1. 10. 2025.
- [2] KREJBICOVÁ, Z. Radioactivity of mineral waters in Bohemia. Czech J. Phys. 49/S1 (1999).
- [3] DURECOVÁ, A., DUREC, F., BURSOVÁ, D. Determination of ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{223}Ra and ^{228}Ra in mineral water samples of the Slovak Republic. Czechoslovak Journal of Physics, vol. 56, ps: D247-255 (2006).

- [4] BARTUSKOVÁ, M., GRAPA, M., ALBRECHT, J., ZÁHOROVÁ, V., FOREJTKOVÁ, Z., ŽENATÁ, I. Pilotní stanovení objemových aktivit Ra-228 a Ra-226 v surové a balené minerální vodě v ČR. Zborník abstraktov. XLVI. Dni radiačnej ochrany, 9.–13. listopadu 2025, Hotel SATEL, Poprad, Slovensko, 83 s./strana 67–68. Slovenská nukleárna spoločnosť, Trnava, 2025, ISBN: 978-80-89928-07-1. Dostupné na: <https://indico.fjfi.cvut.cz/event/352/>, přístup 3. 1. 2026.
- [5] ICRP, 2017. Occupational intakes of radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).
- [6] Vyhláška č. 422/2016 Sb. Vyhláška o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, platné od 1. 2. 2026 (Vyhláška č. 13/2026 Sb.).
- [7] SEDLÁŘOVÁ, B., POHLOVÁ, I., NOVÁK, M. Možnosti stanovení radia 228 ve vodách. Radiologické metody v hydrosféře 23, 25. – 26. dubna 2023, Hotek u Kata, Kutná Hora, Česká republika, Petráková Kánská Klára (edit.), str. 55/92. ISBN 978-80-88238-27-0.
- [8] DR-RO-5.1 (Rev. 0.0) Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou potřebu a v balené vodě, SÚJB, 2017. Dostupné na: <https://sujb.gov.cz/dokumenty-a-publikace/navody-a-doporuceni>, přístup 6. 3. 2026.
- [9] DR-RO-5.3 (Rev. 0.0) Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona, SÚJB, 2017. Dostupné na: <https://sujb.gov.cz/dokumenty-a-publikace/navody-a-doporuceni>, přístup 6. 3. 2026.
- [10] SMĚRNICE RADY 2013/51/EURATOM, kterou se stanoví požadavky na ochranu zdraví obyvatelstva, pokud jde o radioaktivní látky ve vodě určené k lidské spotřebě. Dostupné na: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?qid=1452865792351&uri=CELEX:32013L0051>. Přístup 13. 3. 2026.
- [11] ČSÚ, Spotřeba potravin – 2024, Datum vydání: 01. 12. 2025. Kód: 270139-25. Dostupné na: <https://csu.gov.cz/produkty/spotreba-potravin-2024>, přístup 6. 3. 2026.
- [12] CHMIELEWSKA, I., CHAŁUPNIK, S., WYSOCKA, M., SMOLIŃSKI, A. Radium measurement in bottled natural mineral-, spring- and medicinal waters from Poland, Water Resources and Industry 24 (2022) 100133. Dostupné na: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2020.100133>, přístup 1. 6. 2025.
- [13] BEM, H., DŁUGOSC-LISIECKA, M., MAZUREK-RUDNICKA, D., SZAJERSKI, P. Occurrence of ^{222}Rn and $^{226,228}\text{Ra}$ in underground water and ^{222}Rn in soil and their mutual correlations for underground water supplies in souther Greater Poland, Environ Geochem Health (2021) 43:3099-3114. Dostupné na: <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00792-z>, přístup 1. 6. 2025.
- [14] MACIEJEWSKI, P., KOWALSKA, A. ^{222}Rn and ^{226}Ra concentrations in selected shallow circulation groundwaters from the Fore-Sudetic Monocline area, Environ Geochem Health (2023).
- [15] VESTERBACKA, P., TURTIAINEN, T., HEINÄVAARA, S., ARVELA, H. Activity concentrations of ^{226}Ra and ^{228}Ra in drilled well water in Finland, Radiat Prot Dosimetry, 2006;121(4):406-12. doi: 10.1093/rpd/ncl067. Epub 2006 Jun 15.
- [16] ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103.

ESTIMATION OF EFFECTIVE DOSE FOR INGESTION RA ISOTOPES INTAKEN WITH SELECTED SPRING WATERS

Keywords: effective dose; ^{226}Ra ; ^{228}Ra ; spring water

In 2024 and 2025, the concentrations of radionuclides ^{226}Ra and ^{228}Ra were determined in selected raw spring waters from Bohemia and Moravia. Furthermore, in several samples of bottled mineral waters available in the general trade network, originating in both the Czech Republic and Slovakia. Using these previously published values of volume activities, the ingestion effective dose for the intake of the radionuclide by an individual from the population were estimated for both radionuclides. Since 1. 2. 2026, the amendment to Decree 422/2016 Coll. has been in force, which has also changed the value of the conversion factors for both radionuclides, ^{226}Ra and ^{228}Ra . The calculated values of the effective dose due to ingestion for ^{226}Ra range from $7.1\text{E-}8$ to $2.3\text{E-}5$ Sv, with an arithmetic mean of $3.3\text{E-}6$ Sv and a median of $1.2\text{E-}6$ Sv. For ^{228}Ra , the effective dose ranges from $3.7\text{E-}7$ to $3.6\text{E-}5$ Sv, with an arithmetic mean of $4.6\text{E-}6$ Sv and a median of $1.7\text{E-}6$ Sv. A comparison of the values with values obtained previously in foreign publications was performed.

Stanovenie antropogénnych rádionuklidov v zložkách hydrosféry v okolí jadrových elektrární

Dušan Galanda, Miriama Monoková, Natália Žabková

Úrad verejného zdravotníctva Slovenskej republiky

Odbor radiačnej ochrany

e-mail: dusan.galanda@uvzs.sk

Kľúčové slová: radiačná monitorovacia sieť; ožiarenie obyvateľstva; antropogénne radionuklidy; environmentálne monitorovanie

Abstrakt

Úrad verejného zdravotníctva Slovenskej republiky plní funkciu ústredia radiačnej monitorovacej siete Slovenskej republiky, vykonáva monitorovanie radiačnej situácie, zbiera a spracováva údaje o výsledkoch monitorovania na účely hodnotenia ožiarenia a vplyvu žiarenia na obyvateľstvo.

Plány monitorovania sa každoročne aktualizujú, pričom pri výbere a počte monitorovacích miest a sledovaných zložiek sa zohľadňujú okrem iného aj výsledky z predchádzajúceho obdobia.

Súčasťou kontroly z hľadiska ochrany pred vonkajším a vnútorným ožiarением je aj monitorovanie rádioaktívnych látok v zložkách hydrosféry, ktoré tvorí neoddeliteľnú časť monitorovacích plánov.

Medzi monitorované zložky patria zrážková voda, pitná voda, povrchová voda, podzemná úžitková voda a odpadová voda. Najväčšia pozornosť je zameraná na rádionuklidy ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{40}K , ^3H .

V roku 2023 sa do plánu monitorovania Úradu verejného zdravotníctva Slovenskej republiky zaviedlo vo vybraných vzorkách vôd, sedimentov a vodných rastlín z okolia jadrovo-energetických zariadení na území Slovenskej republiky aj stanovenie objemových aktivít ^{241}Am a $^{239,240}\text{Pu}$ metódami extrakčnej chromatografie v kombinácii s alfaspektrometriou a v roku 2024 sa súčasťou monitorovacieho plánu stalo stanovenie ^{14}C , okrem iného aj vo vodných rastlinách.

Výsledky stanovení sú každoročne prezentované vo výročnej správe o radiačnej situácii na území Slovenskej republiky a o ožiarení obyvateľstva.

MĚŘENÍ PŘÍRODNÍCH VZORKŮ OBSAHUJÍCÍCH ^{129}I POMOCÍ URYCHLOVAČOVÉ HMOTNOSTNÍ SPEKTROMETRIE

**Vít Mareš¹, Tomáš Prášek¹, Mojmír Němec¹, Miriam Mindová¹, Martin
Daňo¹, Barbora Sedlářová²**

¹Fakulta jaderná a fyzikálně inženýrská ČVUT v Praze

²Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i.

e-mail: vit.mares@fffi.cvut.cz

Klíčová slova: AMS; ICP-MS; poměr $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$; mapování ČR; vrty

Abstrakt

Radionuklid ^{129}I lze využít ke sledování kontaminace, stáří nebo cirkulace vody na Zemi. Jeho stopová množství v environmentálních vzorcích jsou stanovována formou izotopového poměru $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$. Hodnoty tohoto poměru pro území České republiky (ČR) nejsou známé a aktivně sledované. ^{129}I je radionuklid s poločasem přeměny 15,7 milionu let, který vzniká při štěpení ^{235}U v jaderných reaktorech. Kromě toho byla v posledních 100 letech koncentrace ^{129}I zvýšena oproti přírodnímu pozadí globálním jaderným spadem v důsledku testů jaderných zbraní a některých mimořádných událostí, z nichž nejvýznamnější byla pro ČR havárie v Černobylu. Jód je vzhledem ke své speciaci velmi pohyblivý v životním prostředí a náročný na zpracování a stanovení. Nicméně, kombinací urychlovačové hmotnostní spektrometrie a hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem může být poměr $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$ stanoven. V této práci mapujeme aktuální poměr $^{129}\text{I} / ^{127}\text{I}$ analýzou přírodních vzorků a také ovlivnění podzemních vod antropogenní činností na území ČR.

POROVNÁNÍ METOD STANOVENÍ ^{210}Pb A ^{210}Po VE VODÁCH A PEVNÝCH MATERIÁLECH

Ivan Hupka

Státní ústav radiální ochrany, v. v. i.

e-mail: ivan.hupka@suro.cz

Klíčová slova: olovo; polonium; extrakční chromatografie; LSC

Abstrakt

Stanovení objemové nebo hmotnostní aktivity ^{210}Pb a ^{210}Po ve vzorcích životního prostředí může být v některých případech komplikované, zejména co se týče fyzikálních a radiochemických vlastností těchto prvků. V materiálu přítomné olovo a polonium lze odseparovat využitím postupu spolusrážení s $\text{Fe}(\text{OH})_3$ a následné extrakční chromatografie pomocí Sr resinu. Eluát (6M HCl) s obsahem olova je pak odpařen, znovu rozpuštěn v 1M HNO_3 a po přidavku nasycené kyseliny šťavelové sražen jako $\text{Pb}(\text{COO})_2$. Naproti tomu eluát s obsahem polonia je odpařen a rozpuštěn v 0,5M HCl a nakonec autodeponován na stříbrném plíšku. Modifikované postupy uvádějí možnost rozpuštění buď v 2M HCl (postup A), nebo v 1M HNO_3 (postup B) a převedení na kolonku naplněnou extrakčním činidlem. Nejdřív je bismut vymytý dalším proplachem 2M HCl (postup A), nebo 1M HNO_3 (postup B). Polonium je následně eluováno 6M HNO_3 (postup A), anebo 1M + 0,1M HNO_3 . Olovo pak může být eluováno 6M HCl (postup A), anebo 0,1M kyselinou citronovou, 0,1M citronanem amonným, nebo 0,01M EDTA (postup B) a po naředění alikvot roztoku smíchám se scintilačním koktejlem a proměřen pomocí LSC. Tyto dvě varianty separace jsou popsány v ČSN EN ISO 13163.

Tento příspěvek shrnuje vybrané analytické postupy stanovení ^{210}Pb a ^{210}Po a vychází z použití LSC jakožto vhodné a nenáročné detekce Pb na detektoru Hidex ULLA s využitím různých elučních činidel (HCl, EDTA, kyselina citronová) a vybraných scintilačních koktejlů, konkrétně Ultima Gold LLT, QuickSafe 450 a Supersolve.

COMPARISON OF METHODS OF ^{210}PB AND ^{210}PO ACTIVITY DETERMINATION IN SOLID AND LIQUID SAMPLES

Keywords: lead; polonium; extraction chromatography; liquid scintillation counting

The assessment of specific activity and activity concentration of ^{210}Pb and ^{210}Po in environmental samples can be challenging in terms of physical and radiochemical properties of the mentioned elements. Lead and polonium present in a material can be separated by coprecipitation with $\text{Fe}(\text{OH})_3$ followed by extraction using Sr resin. The eluate (6M HCl) containing Pb fraction is evaporated, redissolved in 1M HNO_3 and precipitated in a form of

Pb(COO)₂ after the addition of saturated oxalic acid. On the other hand, the eluate containing Po fraction is evaporated, redissolved in 0,5M HCl and ultimately, Po is autodeposited on a silver disc. Modified procedures that were published describe two other options of dissolution of a sample, either in 2M HCl (method A) or in 1M HNO₃ (method B) and its subsequent transfer onto a column containing extraction resin. First, bismuth is eluted with additional solution of 2M HCl (method A) or 1M HNO₃ (method B). Polonium is eluted using 6M HNO₃ (method A) or with a solution of 1M + 0,1M HNO₃. Lead can be eluted either by 6M HCl (method A) or by 0,1M citric acid, 0,1M ammonium citrate or by 0,01M EDTA (method B). After dilution the aliquot of elution solution is mixed with scintillation cocktail and measured by LSC. These two methods are described thoroughly in ČSN EN ISO 13163.

This contribution summarises selected analytical procedures of ²¹⁰Pb and ²¹⁰Po activity determination by using LSC as a means of a suitable and straightforward detection of Pb with Hidex ULLA detector using several elution reagents (HCl, EDTA, citric acid) and different available scintillation cocktails (Ultima Gold LLT, QucikSafe 450 and Supersolve).

POZNÁMKY KE STANOVENÍ TRITIA VE VODÁCH PODLE NORMY ČSN EN ISO 9698

Tomáš Bouda, Lukáš Neumajer, Šárka Stupková

ALS Czech Republic, s.r.o., Laboratoř Česká Lípa, Bendlova 1687/7, 470 01 Česká Lípa
e-mail: Tomas.Bouda@ALSglobal.com

Klíčová slova: ČSN EN ISO 9698; přímé měření tritia ve vodách; destilační separace tritia; interference přirozených radionuklidů; užití pentahydrátu thiosíranu místo bezvodého thiosíranu; užití disiřičitanu místo thiosíranu

Abstrakt

Normu ČSN EN ISO 9698 používáme ke stanovení tritia v přírodních vodách řadu let, k odstranění interferencí ostatních radionuklidů využíváme destilační separaci. Norma ve výjimečných případech umožňuje tzv. přímé měření tritia bez destilační separace. Některé laboratoře však toto přímé stanovení používají neodůvodněně paušálně. Provedli jsme řadu experimentů, které ukázaly, že zejména vliv radonu 222, obsaženého zejména v podzemních vodách, nelze tímto způsobem eliminovat. A provádí-li se monitoring obsahu tritia v přírodních vodách, nelze přímou metodu použít ke stanovení správných hodnot obsahu tritia. Pokud jde o monitoring radioaktivity pitných vod z hlediska legislativních limitů obsahu tritia na úrovni 100 Bq/l, kdy postačuje detekční limit stanovení tritia 10 Bq/l, lze výjimečně použít přímou metodu, jestliže se ve vodách současně monitorují objemová aktivita radonu 222 a celkové objemové aktivity alfa a beta. V normě se doporučuje před destilací přidávek bezvodého thiosíranu sodného k eliminaci radiojodu. Zjistili jsme, že mnohem vhodnější je nahradit bezvodý thiosíran disiřičitanem, neboť při použití zejména staršího thiosíranu se při destilaci může destilát zakalít elementární sírou. Je možné použít též pentahydrát thiosíranu sodného, pokud se předem ověří jeho radiochemická čistota z hlediska obsahu tritia.

1. Úvod

Norma ČSN EN ISO 9698 [1] pro případ přímého stanovení tritia ve vodách v kapitole 4 výslovně uvádí: *U přímého měření vzorků surové vody s použitím kapalínové scintilační metody je nezbytné brát v úvahu možnou přítomnost dalších radionuklidů emitujících záření beta. Aby se zamezilo rušivým vlivům těchto radionuklidů, pokud jsou detekovány, provádí se stanovení tritia po úpravě vzorku destilací. Tři postupy destilace jsou popsány v přílohách B, D a E.*

V kapitole 7.3.2 Kontrola kalibrace je pro případ přímého měření tritia navíc uvedeno:

Při použití přímého měření je nutné připravit zhášecí křivku pro každý typ analyzované vody. Zhášecí křivka je platná pouze pro:

daný typ měřicího zařízení;

daný typ scintilačního koktejlu;

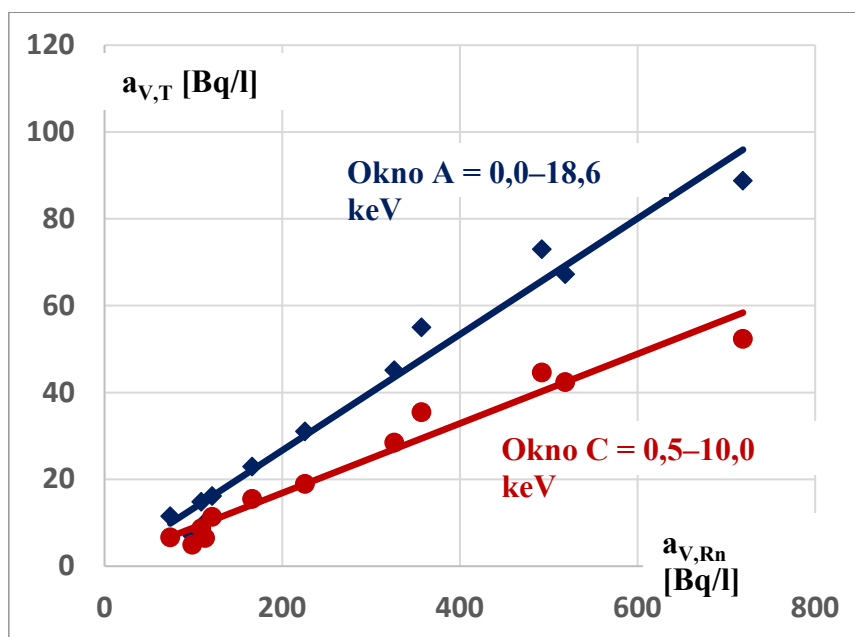
daný poměr scintilačního koktejlu a zkoušeného vzorku.

Přesto některé laboratoře používají tuto „přímou metodu“ ke stanovení tritia i ve vodách, jež tomuto požadavku nevyhovují. Odkazují se na to, že norma přímé měření bez destilační separace umožňuje. Argumentují dokonce tím, že jejich účasti v MPZ vyhovují, i když v tomto

případě jde o RM tritia bez obsahu jiných radionuklidů. I proto jsme provedli několik praktických experimentů k posouzení možných interferencí, při stanovení tritia v přírodních vodách ovlivněných jen přítomností přirozených radionuklidů.

2. Interference ^{222}Rn na stanovení tritia ve vodách přímou metodou

K otestování velikosti interference ^{222}Rn , který je ve vyšších objemových aktivitách přítomen zejména v podzemních vodách, jsme použili „radonovou vodu“ od ČHMI IIZ [2], jež se používá k ověřování měřidel na stanovení objemové aktivity ^{222}Rn a která neobsahuje ve významné míře žádné další přírodní radionuklidy. Celková výchozí objemová aktivita ^{222}Rn byla 777 Bq/l. Naředěním této vody běžnou destilovanou vodou jsme připravili sadu vzorků s různou objemovou aktivitou ^{222}Rn . Stanovení tritia jsme provedli podle našeho SOP [3] vycházejícího z normy ČSN EN ISO 9698 [1] s tím, že jsme vzorky radonové vody nedestilovali, ale 10,0 ml vzorku výchozí či naředěné radonové vody jsme smíchali s 10 ml scintilátoru Ultima gold LLT (PerkinElmer) a provedli jsme měření obsahu tritia standardním postupem (měřicí okno A 0-18,6 keV, okno C 0,5-10 keV). Některé připravené scintilační lahvičky jsme měřili i s časovým odstupem, abychom získali širší škálu vzorků s různou objemovou aktivitou ^{222}Rn v době měření. Vyhodnocovali jsme pomocí zhásecích křivek zdánlivou objemovou aktivitu tritia v závislosti na objemové aktivitě ^{222}Rn k datu měření daného vzorku radonové vody. Naměřené hodnoty jsou znázorněny na *obr. 1*.



Obr. 1. Závislost zdánlivé objemové aktivity tritia $a_{v,T}$ na skutečné objemové aktivitě ^{222}Rn $a_{v,Rn}$ (pro měřicí okna A = 0,0–18,6 keV; C = 0,5–10,0 keV)

Standardně vyhodnocujeme objemovou aktivitu tritia z okna C, rozšířené okno A slouží ke kontrole toho, zda nejsou přítomny žádné radionuklidy s vyšší energií záření beta, než má tritium. V případě ^{222}Rn je jeho příspěvek k aktivitě tritia v okně C cca 8 % a v okně A cca 13 %.

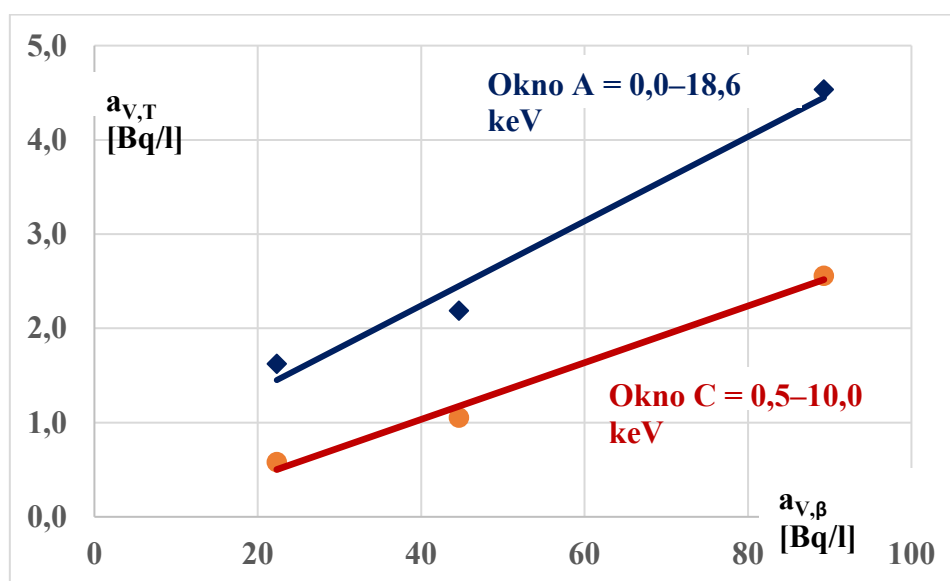
Z obr. 1 vyplývá, že vzorky podzemní vod s aktivitou ^{222}Rn vyšší než 120 Bq/l je třeba před stanovením tritia destilovat, pokud jde jen o legislativní limit tritia 100 Bq/l [4], tj. když je nejmenší detekovatelná objemová aktivita tritia 10 Bq/l postačující. Pokud jde však o monitoring přírodního obsahu tritia ve vodách na úrovni jednotek Bq/l, je nutné vzorky vod destilovat před stanovením vždy. Jinak jsou výsledky pozitivně ovlivněny v důsledku přítomnosti ^{222}Rn ve vodě.

3. Stanovení tritia v radonové vodě s použitím destilační metody

K ověření účinnosti oddělení ^{222}Rn ze vzorku vody při destilační separaci tritia jsme provedli ve dvou vzorcích radonové vody s výchozí aktivitou 777 Bq/l stanovení tritia ve vzorku destilátu. Výsledek stanovení tritia byl v obou případech „< 2 Bq/l“. To potvrzuje očekávané 100% oddělení ^{222}Rn ze vzorku vody při destilační separaci. Vzhledem k tomuto lze jednoznačně doporučit provádět stanovení tritia v přírodních vodách, zejména při monitoringu objemové aktivity tritia, jen s použitím destilační separace.

4. Přímé stanovení tritia ve vzorcích vod s vyšší koncentrací draslíku, tj. s vyšší objemovou aktivitou beta ^{40}K

Připravili jsme sadu vzorků s vyšší objemovou aktivitou beta ^{40}K a stanovili jsme v nich objemovou aktivitu tritia [3], aniž bychom separovali tritium pomocí destilace. Naměřené hodnoty jsou znázorněny na obr. 2. V případě ^{40}K je jeho příspěvek k aktivitě tritia v okně C cca 2,6 % a v okně A cca 5,0 % vzhledem k celkové objemové aktivitě beta ^{40}K .



Obr. 2. Závislost zdánlivé objemové aktivity tritia $a_{v,T}$ na skutečné objemové aktivitě beta ^{40}K $a_{v,\beta}$ (pro měřicí okna A = 0,0–18,6 keV; C = 0,5–10,0 keV)

V běžných pitných vodách, kdy je celková objemová beta aktivita daná přítomností ^{40}K menší než cca 0,50 Bq/l, je příspěvek ^{40}K k aktivitě tritia zanedbatelný. Nicméně v silně zasolených vodách může být významnější, zejména jedná-li se o screening obsahu tritia v přírodních vodách.

5. Vliv ostatních přírodních radionuklidů na stanovení tritia přímou metodou

Pokud jde o pitné vody, lze příspěvek přírodních radionuklidů k objemové aktivitě tritia stanovovaného přímou metodou podobně jako v případě ^{40}K zanedbat, samozřejmě s výjimkou ^{222}Rn , zejména s ohledem na legislativní limit obsahu tritia 100 Bq/l. Nicméně pokud o vzorku vody nemáme další informace, je vždy třeba preferovat destilační separaci před vlastním stanovením. Pitné vody s indikativní dávkou na úrovni 0,10 mSv/rok mohou mít např. aktivitu izotopů uranu ^{238}U a ^{234}U cca 3 Bq/l [4], a to již může být významnější příspěvek k aktivitě tritia, především v případě monitoringu přírodního obsahu tritia.

6. Revize normy ISO 9698 s ohledem na přímou metodu stanovení tritia

V současné době probíhají práce na revizi mezinárodní normy ISO 9698 [5]. Co se týče přímého měření obsahu tritia ve vodách, nejsou v návrhu revize této normy [5] oproti platné verzi normy [1] žádné změny, platí tedy, co bylo uvedeno již v kapitole 1. Obecně není přímé měření obsahu tritia akceptovatelné bez řady opatření. Např. zhášecí křivka by se měla dle normy [1, 5] stanovit pro každý typ analyzované vody a měl by se brát ohled na možnou přítomnost dalších radionuklidů. Pokud separuji tritium z analyzované vody destilací, je matrice měřených vzorků stejná, jde o destilovanou vodu, tj. postačuje jedna zhášecí křivka pro každé měřicí okno.

7. Poznámky k používání přídavku bezvodého thiosíranu sodného ke vzorku vody před destilační separací tritia

V původní [1] a bohužel i v revidované normě ISO 9698 [5] se chybně uvádí, že v případě přítomnosti jódu slouží přídavek thiosíranu sodného či manganistanu draselného k oxidaci vzorku vody. V případě thiosíranu sodného nejde samozřejmě o oxidaci, nýbrž o redukci jódu na jodid.

Norma doporučuje používání bezvodého thiosíranu sodného, protože pentahydrát thiosíranu sodného obsahuje 36 % krystalové vody. Nicméně bezvodý thiosíran sodný je méně stabilní než pentahydrát, je hygroskopický a podléhá oxidaci. Pokud se použije před destilací vzorku vody přídavek „staršího“ bezvodého thiosíranu sodného, může dojít k zakalení destilátu elementární sírou, jež se destiluje s vodní párou.

Řešením je použití stabilního pentahydrátu thiosíranu sodného, jestliže předem ověříme, že není kontaminovaný tritiem. Pokud uvažuje přípustné zvýšení objemové aktivity tritia ve vzorku analyzované vody jako 1/10 detekčního limitu 2,0 Bq/l, mohla by hmotnostní aktivita tritia v pentahydrátu thiosíranu sodného být 127 Bq/kg.

Nám se svého času osvědčilo použití disiřičitanu sodného $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$, který neobsahuje krystalovou vodu, je stabilní a oxiduje se maximálně na síran.

8. Závěr

Norma ČSN EN ISO 9698 pro stanovení tritia ve vodách metodou kapalinové scintilační spektrometrie umožňuje za specifických podmínek použít tzv. přímé měření, kdy se analyzovaný vzorek vody smísí se scintilátorem a připravená homogenní směs se dá měřit LSC analyzátozem. Obecně je nutno předem z analyzovaného vzorku oddělit destilací vodu s tritiem, a tím odstranit vliv přítomných jiných radionuklidů. Některé laboratoře však používají přímou metodu paušálně, čímž dochází k pozitivnímu ovlivnění měřených údajů.

V práci je ukázáno, že u přírodních vzorků vod má nejvyšší vliv ^{222}Rn , 8–13 % jeho aktivity se projeví jako příspěvek k aktivitě tritia. Je diskutováno, za jakých podmínek je použití přímého měření tritia akceptovatelné. Pokud jde o monitoring přírodního obsahu tritia ve vodách na

úrovni jednotek Bq/l, je nutné vzorky vod destilovat před stanovením vždy. Jinak jsou výsledky pozitivně ovlivněny přítomností ^{222}Rn i jiných radionuklidů ve vodě.

Literatura

- [1] ČSN EN ISO 9698 (75 7635): Kvalita vod – Tritium – Kapalinová scintilační spektrometrie, Česká technická norma, prosinec 2019, 25 s.
- [2] SOUKUP, T., KAČUR, M. ČMI, Oblastní inspektorát Praha, Oddělení legální metrologie veličin ionizujícího záření, Radiová 1288/1a, Referenční materiál Ern O ^{222}Rn radonové vody k ověřování měřidel aktivity radonu ^{222}Rn ve vodě, 21. 1. 2026.
- [3] Standardní operační postup ALS Czech Republic, s.r.o. CZ_SOP_D06_07_365: Stanovení objemové aktivity tritia kapalinovou scintilační měřicí metodou (LSC), 2021, 28 s.
- [4] Vyhláška č. 13/2026 Sb., ze dne 29. 1. 2026, kterou se mění vyhláška č. 422/2016 Sb. ze dne 14. 12. 2016, o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, účinnost od 1. 2. 2026.
- [5] Revize normy ISO 9698: ISO/TC 147/SC 3 N 670 „ISO_CD 9698 (Tritium LSC) – Draft for CD Consultation“. 26th November 2025, 6–28 st.

NOTES ON THE DETERMINATION OF TRITIUM IN WATER ACCORDING TO THE STANDARD ČSN EN ISO 9698

Keywords: ČSN EN ISO 9698; direct measurement of tritium in water; distillation separation of tritium; interference of natural radionuclides; use of thiosulfate pentahydrate instead of anhydrous thiosulfate; use of bisulfite instead of thiosulfate

We have been using the ČSN EN ISO 9698 standard to determine tritium in natural waters for many years, and to eliminate interference from other radionuclides we use distillation separation. In exceptional cases, the standard allows for the so-called direct measurement of tritium without distillation separation. However, some laboratories use this direct determination in an unjustified blanket manner. We have conducted several experiments that have shown that the influence of radon 222, which is mainly contained in groundwater, cannot be eliminated in this way. And if the tritium content in natural waters is monitored, the direct method cannot be used to determine the correct values of the tritium content. If it is a matter of monitoring the radioactivity of drinking water in terms of the legislative limits of the tritium content at the level of 100 Bq/L, when the detection limit of tritium determination of 10 Bq/L is sufficient, the direct method can be used exceptionally if the volume activity of radon 222 and the gross volume alpha and beta activities are monitored in the waters at the same time. The standard recommends the addition of anhydrous sodium thiosulfate before distillation to eliminate radioiodine. We have found that it is much more appropriate to replace anhydrous thiosulfate with bisulfite, since when using especially older thiosulfate, the distillate can become cloudy with elemental sulfur during distillation. It is also possible to use sodium thiosulfate pentahydrate, if its radiochemical purity is verified in advance in terms of tritium content.

OVĚŘOVÁNÍ STANOVENÝCH MĚŘIDEL PŘI VÝSKYTU NEŽÁDOUCÍCH INTERFERENCÍ

Tomáš Soukup

*Český metrologický institut – OI Praha, Radiová 1a, 102 00 Praha 10
e-mail: tomas.soukup@cmi.gov.cz*

Klíčová slova: metrologie; fyzikální veličiny; nežádoucí interference

Abstrakt

Předpisy radiační ochrany vyžadují někdy určení veličin, které nelze přímo měřit (určují vliv ionizujícího záření na člověka), nebo jejichž hodnota je na hraně možností běžného měření (ochrana životního prostředí). S problémy eliminace nežádoucích interferencí se musí vyrovnat nejen měřicí laboratoř, ale i orgány legální metrologie při dozoru. Postupy metrologických zkoušek musejí vzít v úvahu všechny faktory tak, aby byl při zkoušce měřidla splněn účel použití měřidla: možnost posouzení dodržení norem radiační ochrany.

1. Úvod

Základní veličina radiační ochrany efektivní dávka je fyzikálně neměřitelná a musí být nahrazena určením ekvivalentní dávky a výpočtem. Pro ochranu životního prostředí je významná veličina aktivita s jednotkou Becquerel. Definice této jednotky [1] však vychází z naprosté znalosti radioaktivní přeměny v měřeném vzorku, s čímž u skutečně měřených vzorků nemůžeme počítat. Výjimkou jsou vzorky laboratorně připravené. Převod skutečně měřené veličiny (četnost impulsů) na aktivitu vzorku nedefinovaného složení (životní prostředí) vyžaduje spoléhat na jisté kompromisy. Úkol legální metrologie (tj. úředníka, zastupujícího zájmy společnosti na ochraně zdraví a životního prostředí) je metrologickou zkouškou porovnat výsledek měření známého vzorku (referenční vzorek) s aktivitou etalonu. Jak je to s poměrem odezvy reálného vzorku a skutečné aktivity, můžeme jen odhadovat.

2. Spektroskopická měřidla

Největší komplikace při vyhodnocování výsledků měření spektrometrů gama je bezmezná důvěra v algoritmy. Nesmyslné výsledky mohou dokonce vyústit v nevyhovující výsledek měření při metrologické zkoušce. Náhodné artefakty, vyhodnocené automaticky jako píky, nebo nepřesnost v energetické kalibraci způsobí chybnou identifikaci píku od nepřítomného nuklidu. Naopak přítomnost nečekaného nuklidu může navést pracovníka laboratoře na chybnou interpretaci. Jiný druh chyb může nastat při nesprávném zadání složení matrice nebo měřicí geometrie. Vyhodnocovací program pak počítá s nesprávnou účinností měření. Pokud nastane tato chyba, je správnost měření ovlivněna různě podle energie záření gama. Je věcí správné komunikace mezi metrologickým úřadem a uživatelem měřidla, aby ověřovací vzorek odpovídal způsobu měření. Podle použití spektrometru musí zkušební vzorek obsahovat několik nuklidů s energií záření gama v celém energetickém rozsahu. Pak mohou interferující píky způsobit zmíněnou chybu. Je pravda, že ne vždy lze metrologický vzorek připravit podle obvyklé laboratoře, ale v rámci požadavků předpisů radiační ochrany by měla metrologická zkouška kontrolovat měření i ne zcela standardních vzorků.

Daleko složitější je správné měření, a tedy i zkoušení spektrometrických měřidel alfa. Pokud není účelem měření stanovení aktivity na vzorcích principiálně velmi tenkých, musí být příprava měřicího vzorku součástí metrologické zkoušky. Účelem měření je zpravidla stanovení objemové nebo hmotnostní aktivity z objemného vzorku (kapalina – roztok, případně objemová aktivita ve vzdušnině), a proto by metrologická zkouška měla zahrnovat i přípravu vzorku na měření (ideálně také vzorkování). V tom případě by mělo být ovlivnění vyloučeno postupem přípravy, tedy metodikou přípravy. Pokud by zkouška vynechala tento krok, nesplnila by požadavky radiační ochrany, a sice stvrzení správnosti stanovení skutečně objemové aktivity. Kontrola metodiky není součástí metrologické zkoušky, nicméně výsledky této metodiky ano.

3. Nespektrometrická měřidla

Určení správné hodnoty veličiny je u nespektrometrických měřidel ještě složitější a z hlediska radiační ochrany neméně důležité. Správné stanovení aktivity je podmíněno skutečnou znalostí složení vzorku. To ovlivňuje i metrologickou zkoušku.

Jestliže se mohou vyskytnout nežádoucí interference při měření, je zapotřebí připravit metrologickou zkoušku s těmito ovlivňujícími prvky. Osvědčenou metodou je zkušební vzorek přesně odpovídající těm obvyklým, připravený metodou standardního přídatku [2]. Při měření vzorků životního prostředí lze narazit na překvapení, pokud bude obsahovat vzorek něco nečekaného (např. ^3H na pozadí ^{222}Rn). Změny pozadových parametrů mohou zcela zásadně ovlivnit i výsledek měření zkušební vzorku s přídatkem (vliv radonu ve výpustích může být názorným příkladem). Metrologické zkoušky technologických vod by neměly takové interference přinášet, pokud známe složení vypouštěných vod, ale kdybychom opravdu znali jejich přesné složení, nemuseli bychom je měřit.

4. Ukazatelé

Stanovení ukazatelů (např. celková objemová aktivita alfa nebo beta) je z hlediska radiační ochrany velmi významné. Při regulaci ozáření osob jsou využívány např. [3]. Z hlediska legální metrologie ovšem nejde o veličiny, navázané na základní fyzikální jednotky, a nelze hledat shodu se základním etalonem veličiny. Pokud je ověřování takových měřidel vyžadováno zvláštní legislativou (požadavky regulačních orgánů), je nutné vzít v úvahu smysl měření (radiační ochrana) a poté jej poměřovat s vhodnou metrologickou veličinou.

Vyhodnocení nežádoucího ovlivnění je už opravdu věcí odborného posouzení, nelze brát v úvahu pouze striktní předpisy, normy a vyhlášky.

5. Závěr

Zákon [4] v částech o stanovených měřidlech nařizuje Českému metrologickému institutu dozírat na správnost měřidel a měření, používaných při ochraně zdraví a životního prostředí. Postupy ověření stanovených měřidel musejí odpovídat účelu a významu těchto měření. Úkolem ČMI není vyhledávat chyby v odpovědných laboratořích, ale skutečně dohlížet na ochranu veřejných zájmů. Z tohoto hlediska stojí pracovníci ČMI i dozorovaných laboratoří na stejné pozici: ochránit veřejný zájem. Chybná interpretace výsledku měření takový zájem neochrání.

Literatura

- [1] ČSN EN ISO 80000-10 – Veličiny a jednotky – Část 10: Atomová a jaderná fyzika.
- [2] SOUKUP, T. Účel a postupy státní metrologické kontroly měřidel, Radiologické metody v hydrosféře, Kutná Hora 2023.
- [3] SOUKUP, T. Stanovení ukazatelů kvality vod z hlediska metrologie, Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství, České Budějovice 2024.
- [4] SBÍRKA ZÁKONŮ: Zákon č. 505/1990 Sb. „Zákon o metrologii“, § 3, odst. 1 a 3 „Měřidla“.

VERIFICATION OF SPECIFIC MEASURING INSTRUMENTS IN THE CASE OF UNWANTED INTERFERENCES

Keywords: *metrology; physical quantities; unwanted interferences*

Radiation protection regulations sometimes require the determination of quantities that cannot be measured directly (determine the effect of ionizing radiation on humans) or whose value is on the edge of the possibilities of conventional measurement (environmental protection). Not only the measuring laboratory, but also the legal metrology authorities during supervision must cope with the problems of eliminating unwanted interference. Metrological test procedures must take into account all factors so that the purpose of using the measuring instrument is fulfilled during the test: the possibility of assessing compliance with radiation protection standards.

OPTIMALIZACE SEPARACE STRONCIA V MATRICÍCH S VYSOKÝM OBSAHEM INTERFERENCÍ IONTŮ

Radim Kunc

ALS Czech Republic, s.r.o.

e-mail: radim.kunc@alsglobal.com

Klíčová slova: stroncium; stroncium 90; separace; katex; vápník; hořčík

Abstrakt

Tento příspěvek se zabývá optimalizací separace stroncia před stanovením jeho radionuklidu Sr-90 v matricích s vysokým obsahem interferujících iontů vápníku a hořčíku. Tyto ionty mohou výrazně snižovat chemickou výtěžnost stroncia během separace a zhoršovat dosažitelný detekční limit pro následné stanovení Sr-90. Je porovnán původní postup s optimalizovanou variantou metody založené na použití polovičního množství katexu dle jeho kapacity. Vyhodnoceny byly klíčové výkonnostní parametry, zejména účinnost odstranění interferentů a výtěžnost stroncia. Diskutovány jsou rovněž přínosy optimalizace z hlediska úspory materiálu, chemikálií a času.

1. Úvod

Stroncium je vzhledem ke své chemické podobnosti běžně doprovázeno ionty vápníku a hořčíku, které negativně ovlivňují následné stanovení jeho izotopů na nízkých detekčních limitech [1, 2]. Izotopy stroncia, zejména Sr-90, jsou problematické z pohledu radiační ochrany. Jde o radionuklid s poločasem rozpadu přibližně 28,9 roku, který je β -zářičem a při svém rozpadu vytváří dceřiný radionuklid Y-90 s vysokou energií β záření [1].

Separace stroncia patří mezi základní operace při stanovení radionuklidu Sr-90. Po separaci lze aktivitu Sr-90 stanovit např. pomocí proporcionálního detektoru, kapalinové scintilační spektrometrie (LSC) nebo β -spektrometrie [1, 2].

Jelikož je stroncium chemicky podobné vápníku a vápník je prvek účastnící se biologických procesů, může se i stroncium těchto procesů účastnit. V organismu se může ukládat např. při tvorbě kostní tkáně, tj. při vzniku fosforečnanu vápenatého. Přítomnost radionuklidu Sr-90 v kostní tkáni může vést k dlouhodobému ozáření kostní dřeně a zvyšovat riziko vzniku nádorových onemocnění [3, 4].

V laboratořích ALS je již řadu let zavedena separace pomocí ionexového lože pro půdy a mořské vody. Tyto dvě matrice jsou obecně nejnáročnější na zpracování, protože obsahují značná množství vápníku, hořčíku, popř. železa. Cílem optimalizace je snížení množství ionexu a související redukce spotřeby činidel a časové náročnosti separace u těchto dvou matric.

2. Princip a postup separace

A) původní postup

Sr^{2+} spolu s dalšími dvojmocnými Ca^{2+} a Mg^{2+} ionty jsou sorbovány dle teoretické kapacity katexu na silně kyselý katex v Na^+ nebo H^+ cyklu na sorpční kolonu. Poté dochází k eluci Mg^{2+} a Ca^{2+} pomocí mléčnanu amonného. Mléčnan amonný téměř kvantitativně odstraňuje z katexu Mg^{2+} , Ca^{2+} se odstraňuje z více než 90 %, ale Sr^{2+} je poměrně dobře zadržován a z dostatečné části (zpravidla více jak 35 %) zůstává na koloně. Na závěr se Sr^{2+} eluuje pomocí kyseliny chlorovodíkové [5].

Pro simulaci půdního výluhu byl použit směsný roztok CaCl_2 , MgCl_2 a SrCl_2 . Koncentrace jednotlivých iontů jsou uvedeny v *tab. 1*. Pro simulaci mořské vody byla použita mořská sůl, která se rozpustila v odpovídajícím množství vody. Je uvedeno v *tab. 2*.

Postup: Vypočtené množství katexu (dle teoretické kapacity ionexu) se vloží do kolony průměru cca 2 cm (v případě půd; v případě mořských vod 1 cm) a na ionexové lože se aplikuje vzorek. Po aplikaci se promyje destilovanou vodou a dále se pokračuje elucí Ca^{2+} a Mg^{2+} pomocí mléčnanu amonného. Následuje promytí demi vodou a uvolnění Sr^{2+} kyselinou chlorovodíkovou. Eluát kyseliny chlorovodíkové se Sr^{2+} a neodstraněnými zbytky iontů pak dále podstupují další krok separace (není předmětem tohoto příspěvku).

B) optimalizovaný postup

V předchozím postupu se Ca^{2+} , Mg^{2+} a Sr^{2+} sorbovaly na katex podle jeho kapacity (tzn. že pro všechny Sr^{2+} , Ca^{2+} a Mg^{2+} bylo místo na ionexu,) ale v tomto případě se použilo poloviční množství katexu dle jeho kapacity. Jinak je celý postup totožný.

Podle teorie [6] má nejvyšší afinitu ke katexu Sr^{2+} , pak Ca^{2+} a nakonec Mg^{2+} . Jak velká je afinita Sr^{2+} , Ca^{2+} a Mg^{2+} ke katexu v prostředí jejich směsi, je předmětem optimalizace. Na jedné straně afinita Sr^{2+} má nejvyšší afinitu ke katexu, na druhé straně proti tomu působí vysoká koncentrace jiného iontu s nižší afinitou. Je otázka, jak systém dospěje do rovnováhy, zda se nasorbuje a udrží Sr^{2+} na katexu, nebo Ca^{2+} (případně Mg^{2+}) nedovolí se Sr^{2+} nasorbovat, protože jsou v nadbytku.

Postup: Vypočtené množství katexu (poloviční množství dle teoretické kapacity ionexu) se vloží do kolony průměru cca 2 cm (v případě půd; v případě mořských vod 1 cm) a na ionexové lože se aplikuje vzorek. Po aplikaci se promyje destilovanou vodou a dále se pokračuje elucí Ca^{2+} a Mg^{2+} pomocí mléčnanu amonného. Následuje promytí demi vodou a uvolnění Sr^{2+} kyselinou chlorovodíkovou. Eluát kyseliny chlorovodíkové se Sr^{2+} a neodstraněnými zbytky iontů pak dále podstupují další krok separace (není předmětem tohoto příspěvku).

3. Výsledky měření

V tab. 1 jsou uvedeny počáteční a koncové koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} a také procenta odstranění jednotlivých iontů a výtěžnost Sr^{2+} . Počáteční koncentrace vápníku a hořčíku jsou velmi vysoké. Naopak koncové jsou zhruba o 1 až 3 řády nižší. Stroncium ubývalo velmi pomalu a ve všech případech ho zůstala více než polovina původního množství. Počáteční objem byl 1 litr, koncový objem 2 litry. Měření bylo prováděno na ICP-OES.

Tab.1. Výsledky měření s polovičním obsahem katexu – matrice půdy

Kationt	Počáteční koncentrace $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}/\text{Sr}^{2+}$ [mg/l]			Koncové koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} [mg/l]			Odstranění Ca^{2+} a Mg^{2+} /výtěžnost Sr^{2+} [%]		
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}
Měření 1	16600/10600/9.98			711	3,19	6,86	95,7	>99,9	68,8
Měření 2				1440	8,53	7,18	91,4	>99,9	71,9
Měření 3				1690	13,5	7,52	89,8	99,9	75,3
Měření 4				1036	9,00	6,82	93,8	99,9	68,3
Měření 5				962	3,10	7,20	94,2	>99,9	72,2
Měření 6	16600/10600/9.98			406	4,02	5,12	97,6	>99,9	51,3
Měření 7				350	2,40	5,21	97,9	>99,9	52,2
Měření 8				450	1,81	5,15	97,3	>99,9	51,6
Měření 9				824	4,51	6,20	95,0	>99,9	61,9
Měření 10				489	1,03	5,80	96,5	>99,9	69,3
Měření 11	15500/2400/14.8			719	0,78	9,20	95,4	>99,9	62,1
Měření 12				374	0,63	8,76	97,6	>99,9	59,1
Měření 13				420	0,81	9,04	97,3	>99,9	61,0
Měření 14				322	0,77	8,70	97,9	>99,9	58,7
Měření 15				473	0,88	9,14	96,4	>99,9	73,4

V tab. 2 jsou uvedeny počáteční a koncové koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} a také procenta odstranění jednotlivých iontů a výtěžnost Sr^{2+} . Počáteční koncentrace vápníku a hořčíku jsou ve stovkách až tisících mg/l. Naopak koncové jsou zhruba o 1 až 2 řády nižší. Stroncium ubývalo velmi pomalu a ve všech případech ho zůstaly více než 2/3 původního množství. Počáteční objem byl 4 litry, koncový objem 2 litry. Měření bylo prováděno na ICP-OES.

Tab. 2. Výsledky měření s polovičním obsahem katexu – matrice mořské vody

Kationt	Počáteční koncentrace $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}/\text{Sr}^{2+}$ [mg/l]			Koncové koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} [mg/l]			Odstranění Ca^{2+} a Mg^{2+} /výtěžnost Sr^{2+} [%]		
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Sr^{2+}
Měření 1	329/1210/6.25			122	39,1	8,56	81,5	98,4	68,5
Měření 2				148	59,0	8,93	77,5	97,6	71,4
Měření 3				129	40,3	8,62	80,4	98,3	75,3
Měření 4				135	35,8	9,06	79,5	98,5	68,3
Měření 5				119	45,1	8,15	81,9	98,1	72,2

4. Diskuze

Matrice půdy

Byly provedeny experimenty s řádovým přebytkem Ca^{2+} a Mg^{2+} vůči Sr^{2+} , které běžně potkáváme při zpracování vzorků půd a mořských vod. V těchto maticích je právě stěžejní problém vyseparovat stroncium s dostatečným výtěžkem. Podle výsledků měření lze usoudit, že afinita stroncia vůči katexu je dostatečná i v případě vysoké (řádově vyšší) koncentrace Ca^{2+} a Mg^{2+} na polovičním množství katexu dle jeho kapacity. Z výsledků je patrné, že odstranění Ca^{2+} je většinou nad 90 %, v průměru více než 95,5 %. Účinnost odstranění hořčíku je takřka 100 %. Na druhou stranu výtěžnost Sr^{2+} je vždy nad 50 %, v průměru skoro 64 %.

Počáteční koncentrace Ca^{2+} , Mg^{2+} a Sr^{2+} byly zvoleny na základě zkušeností rozkladů půd (cca 50 g), jejich postupné extrakci rozkladnou směsí a doplnění na objem 1 litr po filtraci. Součástí půd bývá velmi často i železo. Obsah stroncia bývá v půdách mírně vyšší (cca desítky mg/l při 50 g vzorku), ale záměrně byl snížen, aby byly kladeny větší nároky na metodu separace. Železo, resp. Fe^{3+} lze odstranit před aplikací na katexy, proto zde již není zmiňováno.

Matrice mořské vody

Mořská voda obsahuje výrazně méně Ca^{2+} a Mg^{2+} , avšak obsahuje hodně NaCl. Chlorid sodný, resp. afinita sodíku ke katexu je velmi malá a sorpci Sr^{2+} v těchto koncentracích ovlivňuje zanedbatelně. Experiment byl proveden zejména pro úplnost, protože mořská voda obecně bývá problematická vzhledem k vysokému obsahu solí. Z výsledků je patrné, že odstranění Ca^{2+} je většinou nad 80 %, v průměru též mírně nad 80 %. Účinnost odstranění hořčíku je přes 98 %. Na druhou stranu výtěžnost Sr^{2+} je vždy nad 67 %, v průměru skoro 70 %.

Výhody optimalizace

Výhodou obecně je úspora katexu, chemikálií a menší časová náročnost laboratorního postupu.

Množství chemikálií se odvíjí od množství katexu, jenž během separace nakonec přejde do NH_4^+ formy a dále do H^+ formy. Pokud je ho potřeba více, je pak i větší spotřeba chemikálií. V dalším případě jde o úsporu času potřebnou pro přípravu těchto chemikálií. Za zmínku stojí také produkce nižšího množství odpadů k následné likvidaci.

5. Závěr

S metodou separace na katexech máme v ALS více než 10 let zkušeností. V rámci zefektivnění tohoto procesu bylo přistoupeno k optimalizaci množství používaného materiálu a snížení časové náročnosti. Z výše uvedeného vyplývá, že pro naše účely je možno snížit množství katexu na polovinu, a tím pádem dále snížit množství dalších chemikálií a uspořit čas pracovníka. Jelikož bylo prokázáno, že metoda je funkční i na polovičním množství dle teoretické kapacity, nabízí se zde i další krok optimalizace. Tímto krokem by bylo snížení množství katexu při nastavení efektivního poměru výšky a šířky kolony s cílem dosáhnout co nejvyššího teoretického počtu pater pro separaci.



Obr. 1. Separační kolony na stroncium

Literatura

- [1] FANTÍNOVÁ, K. Detekce a stanovení aktivity Sr-90 ve vzorcích životního prostředí měřením brzděného záření. Praha: Státní ústav radiační ochrany (SÚRO), 2015.
- [2] Státní úřad pro jadernou bezpečnost (SÚJB). Monitorování radiační situace v ČR. Praha: SÚJB, 2022. Informace o Sr-90 v životním prostředí a chemickém chování ve vzorcích. Dostupné na: Monitorování radiační situace – Úvod – SÚJB.
- [3] HAVRÁNKOVÁ, E et. al. Základy radiobiologie, Praha, 2005.
- [4] Stroncium – Velký lékařský slovník on-line, dostupné: stroncium | Velký lékařský slovník (on-line).
- [5] MARHOL, M. et.al. Měníče iontů v chemii a radiochemii, 1st ed.; Academia: Praha, 1976.
- [6] JELÍNEK, L. et al. Desalinační a separační metody v úpravě vody, 1st ed.; Vydavatelství VŠCHT Praha: Praha, 2008.

THE OPTIMALIZATION OF STRONTIUM SEPARATION IN MATRICES WITH SIGNIFICANT CONTENT OF ION INTERFERENCES

Keywords: *strontium; strontium 90; separation; cation exchange resin; calcium; magnesium*

This work describes the strontium separation prior to analysis of Sr-90 radionuclide in the presence of significant calcium and magnesium amount. These elements can prevent the determination of Sr-90 for required limits. There is mentioned usual procedure and new procedure after optimalization. The analytical method performances are mentioned as well. At the end of this work there are listed the advantages of method.

RADIOCHEMICKÉ UKAZATELE V POVRCHOVÉ VODĚ A RADIOIZOTOPY V ŘÍČNÍCH SEDIMENTECH: PREZENTACE DAT ČHMÚ PROSTŘEDNICTVÍM ISVS A OPENDAT

Pavel Stierand

*Český hydrometeorologický ústav
e-mail: pavel.stierand@chmi.cz*

***Klíčová slova:** monitoring; radiochemické ukazatele; radionuklidy; OpenData; ISVS*

Abstrakt

Každoroční monitoring radiochemických ukazatelů v povrchových vodách a radioizotopů v říčních sedimentech zajišťuje Český hydrometeorologický ústav (ČHMÚ). Ačkoli radiochemické ukazatele tvoří menší část celkového monitoringu, představují důležitý zdroj informací pro odborníky zabývající se hodnocením radionuklidů v životním prostředí. Text se zaměřuje na tok dat, jejich validaci a zpřístupnění prostřednictvím informačních systémů veřejné správy (ISVS) a platformy OpenData ČHMÚ. Součástí je porovnání obou přístupů a zdůraznění jejich komplementarity při zajištění transparentnosti a dostupnosti environmentálních dat.

1. Úvod

Monitoring radionuklidů v povrchových vodách a říčních sedimentech je součástí dlouhodobého sledování stavu vodního prostředí v České republice. Radiochemické ukazatele poskytují informace o přítomnosti přírodních i antropogenních radionuklidů, o historické kontaminaci a o geochemických procesech v říčních ekosystémech.

ČHMÚ zajišťuje odběry vzorků a koordinaci monitoringu, zatímco analýzy provádějí akreditované laboratoře podniků Povodí a Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka (VÚV TGM). Validovaná data jsou ukládána do informačních systémů veřejné správy (ISVS) a vybrané datové sady jsou publikovány jako OpenData.

- OpenData ČHMÚ: <https://opendata.chmi.cz> [1]
- Vodní informační systém veřejné správy (VODA ISVS): <https://voda.gov.cz> [2]

Cílem článku je představit způsob zpracování a zpřístupnění radiochemických dat a porovnat roli ISVS a OpenData v jejich prezentaci.

2. Metody

2.1 Rámec monitoringu

Radiochemické ukazatele jsou sledovány každoročně v rámci národního monitoringu vod. Patří mezi ně:

1. Tritium (^3H)
2. Cesium-137 (^{137}Cs)
3. Stroncium-90 (^{90}Sr)
4. Radionuklidy přírodních řad (^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{234}U , ^{238}U)
5. ^{210}Pb a další izotopy v sedimentech

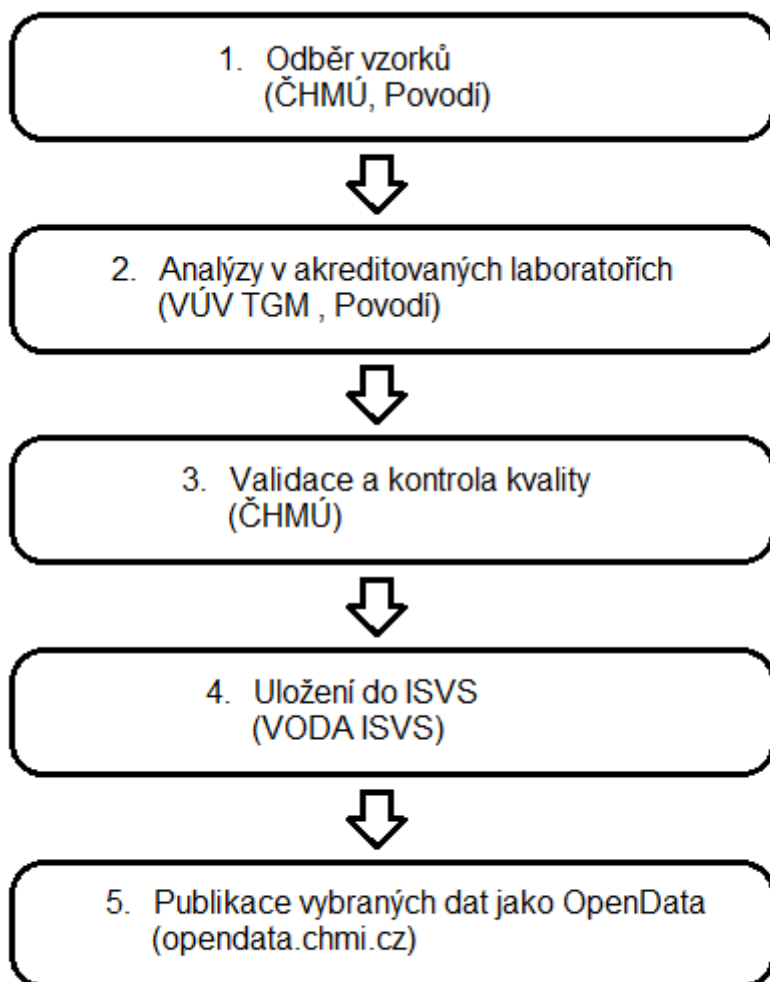
2.2 Odběry a analýzy

- Odběry provádí ČHMÚ na definovaných profilech.
- Analýzy zajišťují akreditované laboratoře Povodí a VÚV TGM.
- ČHMÚ provádí kontrolu kvality a validaci výsledků.

2.3 Požadavky legislativních předpisů

Český hydrometeorologický ústav podle zákona č. 262/2024 Sb., o veřejné hydrometeorologické službě [3] je provozovatelem databáze. Databáze obsahuje hydrometeorologické údaje, ověřené hydrometeorologické údaje a standardizované hydrometeorologické produkty; jejich technické parametry a další určující prvky a provozní parametry fungování databáze stanoví ministerstvo vyhláškou č. 106/2025 Sb. [4]. Obsah Databáze je veřejně přístupný způsobem umožňujícím dálkový přístup jako otevřená data podle zákona č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí [5], nebo podle zákona č. 106/1999 Sb., o svobodném přístupu k informacím [6].

2.4. Tok dat



Obr. 1. Grafické schéma toku dat

3. Výsledky

3.1 Radiochemické ukazatele

Radiochemické ukazatele tvoří menší, ale odborně významnou část monitoringu. Poskytují:

- dlouhodobé trendy radionuklidů,
- informace o historické kontaminaci (^{137}Cs),
- podklady pro geochemické interpretace (^{226}Ra , ^{210}Pb),
- data pro datování sedimentů.

Tab. 1. Vybrané radiochemické ukazatele

Ukazatel	Typ	Význam	Matrice	Střední hodnota	Rozsah hodnot
^3H	Přírodní/antropogenní	Indikátor recentních vlivů	V	5,51	max. 748 Bq · l ⁻¹
^{90}Sr	Antropogenní	Biologická relevance	V	49,95	max. 42 624 mBq · l ⁻¹
^{137}Cs	Antropogenní	Historická kontaminace	P	19,77	max. 87,5 Bq · kg ⁻¹
^{137}Cs	Antropogenní	Historická kontaminace	S	8	max. 185 Bq · kg ⁻¹
^{226}Ra	Přírodní	Geochemické procesy	V	21	max. 13 000 mBq · l ⁻¹
^{226}Ra	Přírodní	Geochemické procesy	P	84,9	max. 556 Bq · kg ⁻¹
^{226}Ra	Přírodní	Geochemické procesy	S	55,48	max. 2 260 Bq · kg ⁻¹
^{210}Pb	Přírodní	Sedimentární datování	S	80,6	max. 267 Bq · kg ⁻¹

Matrice (označení): V – voda, P – plaveniny, S – sediment

3.2 ISVS jako primární úložiště

ISVS obsahují:

- kompletní validovaná data,
- metodické dokumenty,
- dlouhodobé archivní řady,
- podklady pro státní správu a reporting.

3.3 OpenData jako nástroj pro veřejný přístup

OpenData ČHMÚ poskytují:

- hydrologická data,
- chemické ukazatele povrchových vod,
- meteorologické datové sady,
- otevřené formáty (CSV, JSON, GeoJSON),
- API a mapové služby.

Radiochemická data nejsou vždy publikována přímo, ale kontextová data jsou klíčová pro jejich interpretaci.

3.4 Porovnání ISVS a OpenData

Tab. 2. Porovnání ISVS a OpenData

Kritérium	ISVS	OpenData
Účel	Oficiální reporting	Sekundární analýzy
Validace	Vysoká	Základní
Dostupnost	Omezená	Veřejná
Formáty	Různé	Otevřená
Aktualizace	Pravidelná	Dle publikační politiky
Radiochemická data	Kompletní	Kontextová

4. Diskuze

Radiochemická data jsou klíčová pro odborníky zabývající se radionuklidy v životním prostředí. ISVS zajišťují jejich úplnost, validitu a dlouhodobou archivaci. OpenData naopak umožňují flexibilní využití, vizualizace a integraci s dalšími datovými zdroji.

Oba systémy jsou komplementární:

- ISVS = oficiální, validovaná, metodicky závazná data,
- OpenData = veřejně dostupná, strojově čitelná, vhodná pro analýzy.

Tato kombinace podporuje transparentnost, vědecké využití i veřejnou kontrolu.

5. Závěr

Radiochemické ukazatele představují specifickou, ale odborně významnou část monitoringu vodního prostředí. Jejich zpřístupnění prostřednictvím ISVS a OpenData umožňuje široké spektrum využití — od státní správy přes vědecké instituce až po nezávislé analytiku. Společně tvoří robustní datovou infrastrukturu podporující transparentnost a dlouhodobé sledování stavu vod.

Literatura

- [1] Český hydrometeorologický ústav. OpenData ČHMÚ. Dostupné z: <https://opendata.chmi.cz>
- [2] Ministerstvo zemědělství a Ministerstvo životního prostředí. Informační systém veřejné správy – VODA (VODA ISVS). Dostupné z: <https://voda.gov.cz>
- [3] Zákon č. 262/2024 Sb., o veřejné hydrometeorologické službě a o změně zákona č. 218/2000 Sb., o rozpočtových pravidlech a o změně některých souvisejících zákonů.
- [4] Vyhláška č. 106/2025 Sb., kterou se provádí některá ustanovení zákona o veřejné hydrometeorologické službě.
- [5] Zákon č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí.
- [6] Zákon č. 106/1999 Sb., o svobodném přístupu k informacím.
- [7] ČSN EN ISO/IEC 17025 – Všeobecné požadavky na způsobilost zkušebních a kalibračních laboratoří.

RADIOCHEMICAL INDICATORS IN SURFACE WATER AND RADIOISOTOPES IN RIVER SEDIMENTS: PRESENTATION OF CHMI DATA THROUGH ISVS AND OPENDATA

Keywords: *monitoring; radiochemical indicators; radionuclides; OpenData; ISVS*

Annual monitoring of radiochemical indicators in surface waters and radioisotopes in river sediments is provided by the Czech Hydrometeorological Institute (CHMI). Although radiochemical parameters represent a relatively small part of the overall monitoring programme, they are of significant interest to specialists working with radionuclide data in the environment. The article focuses on the data flow, validation, and publication of results through the Information Systems of Public Administration (ISVS) and the CHMI OpenData platform. A comparison of both approaches is provided, highlighting their complementary roles in ensuring transparency, accessibility, and usability of environmental monitoring data.

POSLEDNÍ KLIMATICKÝ CYKLUS VE SVĚTLE ¹⁴C DATOVÁNÍ VZORKŮ ODEBRANÝCH ZE VSTUPNÍCH ČÁSTÍ JESKYNÍ MORAVSKÉHO KRASU

Lenka Lisá^{1,2}

¹Ústav jaderné fyziky AV ČR, Na Truhlářce 39/64, Praha 8, 180 00

²Geologický ústav AV ČR, Rozvojová 269, Praha 6, 165 00

e-mail: lisa@gli.cas.cz

Klíčová slova: Moravský kras; jeskynní sedimenty; archeologie; osteologie; poslední klimatický cyklus; radionuklidové datování; OSL datování

Abstrakt

Moravský kras, nejvýznamnější krasová oblast České republiky, poskytuje unikátní laboratoř pro studium sedimentárních a paleoekologických procesů posledního klimatického cyklu. Sedimenty ze vstupních částí jeskyní, využívané člověkem již v paleolitu, tak doplňují záznamy z klasických sprašových lokalit. Tyto sedimenty, vzniklé převážně koluviálními procesy, byly často přemísťovány během extrémních klimatických fází. Radiokarbonové (¹⁴C) datování umožňuje přesné časové ukládání a erozi sedimentů a identifikaci období lidské činnosti. Hlavní erozní fáze nastávaly při přechodech mezi stadiálními a interstadiálními periodami, zatímco sedimentace probíhala v relativně stabilních klimatických obdobích. Sedimenty vstupních částí jeskyní tak představují selektivní, ale cenný záznam posledního klimatického cyklu, poskytující informace o koluviálních a erozních procesech, klimatických přechodech a přítomnosti člověka během paleolitu.

1. Úvod

Moravský kras, nejvýznamnější krasová oblast České republiky, představuje unikátní laboratoř pro studium sedimentárních a paleoekologických procesů posledního klimatického cyklu. Zatímco spraše, které jsou obvykle hlavním terestrickým sedimentárním archivem pro studium klimatických změn, poskytují relativně kontinuální záznamy paleoklimatu [1], vstupní části jeskyní – často využívané člověkem již v paleolitu – nabízejí sedimentární archivy, které doplňují informace především o lokálních podmínkách. Tyto záznamy jsou však obvykle omezeny na posledních přibližně 50 tisíc let, což odpovídá střednímu pleniglaciálu (MIS 3) [2].

2. Materiál a metody

Při studiu vstupních částí jeskyní se využívá široká škála metod z různých disciplín, aby bylo možné komplexně rekonstruovat sedimentační procesy, klimatické změny a lidskou aktivitu. Sedimentologické analýzy zahrnují popis vrstev, zrnitosti a struktury sedimentů a umožňují určit jejich původ, např. koluviální nebo antropogenní, a identifikovat erozní a akumulární fáze.

Mikromorfologická analýza např. poskytuje ucelený pohled na vnitřní strukturu sedimentu, jeho složení, obsah a způsob zachování organických a organominerálních součástí a hlavně informaci o procesech, jež probíhaly po uložení sedimentu, jako je promrzání nebo opakované přemísťování materiálu [3, 4]. Radionuklidové datování a opticky stimulovaná luminiscence umožňuje časovou kalibraci sedimentárních vrstev, určení období ukládání a erozních událostí a současně podporuje interpretaci archeologických nálezů. Archeologie pak přináší poznatky o lidské přítomnosti v jeskyních, např. pomocí nálezů nástrojů, ohnišť nebo jiných stop aktivit paleolitických populací, zatímco osteologie umožňuje studium kosterních pozůstatků člověka i zvířat, což doplňuje informace o paleoekologických a kulturních podmínkách. Geochemické a izotopové analýzy, včetně poměru C/N nebo izotopů uhlíku a dusíku, poskytují další data o původu organické hmoty a podmínkách prostředí v minulosti. Geomorfologické a prostorové metody navíc umožňují mapovat vstupní části jeskyní a okolní svahy, analyzovat vztah terénu ke koluviálním procesům a lépe chápat dynamiku sedimentace. Celkově tedy studium vstupních částí jeskyní představuje multidisciplinární přístup, který kombinuje sedimentologii, mikromorfologii, datování, archeologii, osteologii a geochemii k rekonstruování složitých procesů, jež formovaly prostředí jeskyní během posledních desetitisíciletí.

V prostoru Moravského krasu bylo v minulosti množství jeskyní, které mohly poskytnout cenné informace. Bohužel však díky těžbě fosfátů (kostí a guana), počátečním archeologickým výzkumům, kdy se vlastně formovaly základy archeologie, a úpravám jeskynních vchodů na podzemní továrny během druhé světové války bylo množství míst nenávratně zničeno. Přesto jeskyně jako Kůlna, Pod Hradem, Švédův stůl, Výпустek, Jáchymka, Kateřinská, Panský klínek nebo Barová jeskyně poskytly množství informací, které jsou zásadní pro pochopení formačních procesů sedimentárních záznamů ve vstupních částí jeskyní a na to navazujících klimatických změn v posledních 50 tisících let.

3. Výsledky a diskuze

Sedimentární výplně vstupních částí jeskyní vznikaly převážně svahovými procesy, kdy se materiál dostával ze svahů do jeskynních vstupů nebo závrťů. Svahové procesy představují největší skupinu formačních procesů a jsou také nejvariabilnější, protože jsou ovlivňovány mnoha dalšími faktory, jako je např. úklon svahu, energie depozice, složení materiálu, struktura materiálu, voda, vítr, mráz atd. Díky sedimentologické analýze doplněné o mikromorfologickou analýzu lze jednotlivé typy svahových procesů rozpoznat.

Hlavní erozní fáze se odehrály během přechodů mezi glaciálními a interglaciálními obdobími, mezi MIS 5a a MIS 3, což vedlo k částečnému nebo úplnému „vyčištění“ vstupních částí jeskyní. Následná sedimentace probíhala selektivně a odrážela období relativní klimatické stability. Během poměrně teplých a vlhkých období se ve vrstvách ukládaly jemnější, homogenní sedimenty, jako jsou jíly a silty, zatímco v chladnějších a sušších obdobích převažovaly hrubší úlomky, což svědčí o intenzivnější erozi a mechanické nestabilitě svahů.

Mikromorfologické analýzy sedimentů ukazují střídání struktur vzniklých působením mrazu a struktur typických pro méně extrémní depozici, což odpovídá periodám chladnějších a teplejších fází posledního glaciálu (MIS 3). Variabilita těchto struktur je patrná ve vrstvách sedimentů, jež lze přiřadit různým klimatickým situacím. Pylová a mikrofaunální data ukazují drobné změny ve vegetaci, odrážející střídání teplejších a chladnějších etap, např. stepní nebo otevřenou vegetaci během období 50–28 tisíc let před naším letopočtem.

Např. sedimentární záznamy z jeskyně Pod Hradem poskytují informace od zhruba 50 000 do 28 000 let před naším letopočtem, což umožňuje identifikovat různé klimatické epizody, včetně relativně teplejších interstadiálů a chladných stadiálů. Přerušení depozice a sedimentační hiatusy odpovídají prudkým klimatickým změnám a erozi během extrémních fází. Podobné sedimentární vzorce byly zaznamenány i v jiných jeskyních Moravského krasu, např. ve Švédově stolu, Kůlně a Panském klínku, kde kombinace stratigrafických, paleontologických a geochemických dat pomáhá rekonstruovat lokální paleoklima a jeho vazby na širší regionální změny. Velmi zajímavé výsledky přinesla kombinace U/Th a C14 spolu se sedimentární a mikromorfologickou analýzou v jeskyni Barová. U dalších jeskyní, jako je např. Jáchymka nebo Kateřinská, nebylo možné kvůli nedostatku sedimentárních archivů provést klasickou sedimentární analýzu a jsou zde jen data z radiokarbonového datování, která opět pouze potvrzují výsledky z jiných lokalit.

5. Závěr

Vstupní části jeskyní Moravského krasu představují selektivní, avšak hodnotný záznam posledního klimatického cyklu. Radiokarbonové datování umožňuje časovou kalibraci sedimentárních epizod a interpretaci dynamiky ukládání a odstraňování sedimentů, přičemž sedimentární záznam reflektuje klimatické přechody, koluviální a erozní procesy a přítomnost člověka v paleolitu.

Literatura

[1] ANTOINE, P., ROUSSEAU, D. D., DEGEAI, J. P., MOINE, O., LAGROIX, F., KREUTZER, S., FUCHS, M., HATTÉ, C., GAUTHIER, C., SVOBODA, J., LISÁ, L. 2013. High-resolution record of the environmental response to climatic variations during the last Interglacial–Glacial cycle in Central Europe: the loess-palaeosol sequence of Dolní Věstonice (Czech Republic). *Quat. Sci. Rev.*, 67, 17–38.

[2] LISÁ, L., ROBLÍČKOVÁ, M., SVĚTLÍK, I., ŠNEBERGER, J., GAŚIOROWSKI, M., MATOUŠKOVÁ, Š., PLICHTA, A., KÁŇA, V. 2025. Dynamics of sediment formation in Barová cave (Moravian Karst) during the last glacial cycle, *Quaternary International*, 748, 109981.

[3] GIBBARD, P. L., HUGHES, P. D. 2021. Terrestrial stratigraphical division in the Quaternary and its correlation. *Journal of the Geological Society*, 187.

[4] NEJMAN, L., LISÁ, L., DOLÁKOVÁ, N., HORÁČEK, I., BAJER, A., NOVÁK, J., WRIGHT, D., SULLIVAN, M., WOOD, R., GARGETT, R. H., PACHER, M., SÁZELOVÁ, S., NÝVLTOVÁ FIŠÁKOVÁ, M., ROHOVEC, J., KRÁLÍK, M. 2018. Cave deposits as a sedimentary trap for the Marine Isotope Stage 3 environmental record: The case study of Pod Hradem, Czech Republic, *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 497, 201–217.

ZMĚNY KONVERZNÍCH FAKTORŮ PRO PŘÍRODNÍ RADIONUKLIDY

Tereza Doksanská, Alena Kelnarová, Vendula Rovenská

Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.

e-mail: tereza.doksanska@suro.cz

Klíčová slova: *indikativní dávka; konverzní faktory; přírodní radionuklidy*

Abstrakt

Dne 1. února 2026 nabyla účinnosti vyhláška č. 13/2026 Sb., kterou se mění vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně. Tato novela přejímá z publikací ICRP nové konverzní faktory pro stanovení efektivní a ekvivalentní dávky z příjmu radionuklidů pro jednotlivce z obyvatelstva. V případě přírodních radionuklidů dochází ke snížení konverzních faktorů pro příjem ingescí u dospělého jednotlivce. Pro producenty pitných a balených vod a pro provozovatele pracovišť se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů to znamená zmírnění požadavků na obsah radionuklidů ve vodě, neboť tyto faktory se používají při výpočtu indikativní dávky, resp. efektivní dávky z ingesce vody. Nové konverzní faktory budou jedním z předmětů revize Doporučení SÚJB DR-RO-5.1 a DR-RO-5.3, která se zabývají měřením a hodnocením obsahu přírodních radionuklidů v pitné a odpadní vodě. Příspěvek přináší srovnání hodnot dřívějších a nových konverzních faktorů.

1. Úvod

V roce 2025 došlo k aktualizaci konverzních faktorů používaných pro stanovení efektivních a ekvivalentních dávek z příjmu radionuklidů **jednotlivci z obyvatelstva**. Aktualizované faktory jsou průběžně vydávány v sérii EIR (Environmental Intakes of Radionuclides) publikací ICRP [1] a současně jsou již promítnuty do právního rámce, konkrétně do vyhlášky č. 13/2026 Sb., kterou se mění vyhláška č. 422/2016 Sb., s účinností od 1. února 2026. Tím se staly závaznou součástí národní regulace.

Nové konverzní faktory byly vypočteny s využitím nových nebo revidovaných biokinetických modelů, dozimetrických modelů a aktualizovaných váhových faktorů tkání. Metodologickým základem je systém radiační ochrany formulovaný v doporučeních ICRP 103, který definuje koncepci efektivní dávky, tkáňových váhových faktorů i obecný rámec pro hodnocení rizika stochastických účinků.

2. Doporučení SÚJB

Změny v hodnotách *konverzních faktorů pro příjem radionuklidů ingescí jednotlivcem z obyvatelstva* se mimo jiné dotknou i hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě a odpadní vodě uvolňované z pracovišť se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů. Dopad přítomnosti přírodních radionuklidů na zdraví obyvatelstva se v těchto případech posuzuje

primárně měřením ukazatelů celkové objemové aktivity alfa a beta a jejich porovnáním s vyšetřovacími nebo uvolňovacími úrovněmi podle vyhlášky č. 422/2016 Sb. V případě překročení vyšetřovacích nebo uvolňovacích úrovní jsou v rámci rozšířeného rozboru stanoveny objemové aktivity konkrétních přírodních radionuklidů a je vypočítána tzv. indikativní dávka pro pitnou vodu a efektivní dávka z příjmu ingescí pro odpadní vodu. Postup je podrobně popsán v dokumentech:

- Doporučení SÚJB DR-RO-5.1: Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou potřebu a v balené vodě [2];
- Doporučení SÚJB DR-RO-5.3: Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona [3].

3. Indikativní dávka (ID_c)

Indikativní dávka je ukazatel míry ozáření osob z radionuklidů přítomných v **pitné vodě**. Je definována jako **roční úvazek efektivní dávky z příjmu požitím všech radionuklidů** (přírodních i umělých) přítomných ve vodě s výjimkou radionuklidů ^3H , ^{40}K , ^{222}Rn a krátkodobých produktů jeho přeměny. Pro účely Doporučení [2] a [3] se pro stanovení indikativní dávky používají výsledky měření objemových aktivit přírodních radionuklidů stanovených v rámci doplňujícího rozboru (kromě ^{40}K). Hodnocení obsahu přírodních radionuklidů ve vodě se provádí porovnáním výsledků měření získaných v rámci doplňujícího rozboru s referenční hodnotou indikativní dávky 0,1 mSv/rok.

$$ID_c = 0,73 \cdot \sum_i h_i \cdot c_i = \sum_i D_i \cdot c_i$$

- h_i konverzní faktor ($\mu\text{Sv/Bq}$) pro přepočítání **příjmu** i -tého radionuklidu **požitím dospělými jednotlivci z obyvatelstva** na úvazek efektivní dávky (jeho hodnoty jsou uvedeny ve vyhlášce č. 13/2026 Sb. – Příloha č. 3)
- c_i objemová aktivita radionuklidu i ve vodě (Bq/l) stanovená v rámci rozšířeného rozboru
- D_i konverzní faktor (mSv/rok na Bq/l) pro přepočítání objemové aktivity i -tého radionuklidu na roční úvazek efektivní dávky ($D_i = 0,73 \cdot h_i$). Roční příjem vody se uvažuje 730 l/osobu.

U odpadní vody se v případě překročení uvolňovacích úrovní stanovuje tzv. efektivní dávka E z ingescí vody. V rámci odstupňovaného přístupu je její výpočet totožný jako u indikativní dávky pro pitné vody. Pokud vypočítaná hodnota převyšuje 0,3 mSv/rok, je výpočet dále zpřesňován podle [3].

4. Konverzní faktory pro příjem ingescí dospělým jednotlivcem z obyvatelstva

Porovnání „starých“ a „nových“ hodnot konverzních faktorů pro příjem ingescí dospělým jednotlivcem z obyvatelstva h_i , konverzních faktorů pro přepočet objemové aktivity radionuklidů na roční úvazek efektivní dávky D_i a referenčních hodnot r_i pro přírodní radionuklidy je uvedeno v tab. 1.

Tab. 1. „STARÉ“ konverzní faktory a referenční hodnoty uvedené v Doporučení SÚJB DR-RO-5.1 [2], SÚJB DR-RO-5.3 [3] a vyhlášce 422/2016 Sb. a „NOVÉ“ hodnoty konverzních koeficientů a referenčních hodnot vycházející z hodnot uvedených ve vyhlášce 13/2026 Sb [4]

Radionuklid	„STARÉ“ KONVERZNÍ FAKTORY PODLE VYHLÁŠKY 422/2016 Sb.			„NOVÉ“ KONVERZNÍ FAKTORY PODLE ICRP 58 A VYHLÁŠKY 13/2026 Sb.			Poměr $h_{STARÉ}/$ $h_{NOVÉ}$
	Konverzní faktor h_i ($\mu\text{Sv/Bq}$)	Konverzní faktor D_i (mSv/rok na Bq/l)	Referenční hodnota r_i (Bq/l na 0,1 mSv/rok)	Konverzní faktor h_i ($\mu\text{Sv/Bq}$)	Konverzní faktor D_i (mSv/rok na Bq/l)	Referenční hodnota r_i (Bq/l na 0,1 mSv/rok)	
^{210}Pb	0,69	0,5	0,20	0,32	0,23	0,43	0,46
^{210}Po	1,2	0,88	0,11	0,92	0,67	0,15	0,77
^{224}Ra	0,065	0,048	2,1	0,028**	0,020	4,9	0,43
^{226}Ra	0,28	0,2	0,50	0,13	0,095	1,1	0,46
^{228}Ra	0,69	0,5	0,20	0,34	0,25	0,40	0,49
^{228}Th	0,072	0,053	1,9	0,031**	0,023	4,4	0,43
^{230}Th	0,21	0,15	0,65	0,060	0,044	2,3	0,29
^{232}Th	0,23	0,23	0,60	0,070	0,051	2,0	0,30
^{234}U	0,049	0,036	2,8	0,035	0,026	3,9	0,71
^{238}U	0,045	0,033	3,0	0,031	0,023	4,4	0,69
Uran*	1,18	0,86	0,12	0,83	0,60	0,17	0,70

* V případě uranu je konverzní faktor h_i uveden v jednotkách $\mu\text{Sv/mg}$, konverzní faktor D_i v jednotkách mSv/rok na mg/l a referenční hodnota v jednotkách mg/l na 0,1 mSv/rok .

** Hodnoty převzaty z OIR ICRP 137 [5], ingescí faktory pro pracovníky a dospělé obyvatele jsou stejné.

5. Závěr

Změněné konverzní faktory pro příjem radionuklidů ingescí jednotlivcem z obyvatelstva byly přijaty do vyhlášky 13/2026 Sb., s účinností od 1. února 2026. Tyto změny nicméně nebyly prozatím promítnuty do Doporučení SÚJB pro hodnocení pitné vody a odpadní vody podle Doporučení SÚJB [2] a [3]. Aktualizace obou dokumentů je v současnosti v přípravě. Změny faktorů budou mít dopad na velikost referenčních hodnot r_i . V průměru se referenční hodnota objemové aktivity na úrovni indikativní dávky 0,1 mSv zvýší dvakrát. Z hlediska producentů pitných a balených vod a provozovatelů pracovišť se zvýšeným obsahem přírodních radionuklidů dojde ke zmírnění nároků ve vztahu k obsahu radionuklidů v těchto vodách.

Literatura

- [1] ICRP, 2024. Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Members of the Public: Part 1. ICRP Publication 158. Ann. ICRP 53(4-5).
- [2] Doporučení SÚJB DR-RO-5.1(Rev. 0.0). Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v pitné vodě pro veřejnou potřebu a v balené vodě, 2016.
- [3] Doporučení SÚJB DR-RO-5.3(Rev. 0.0). Měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů v radioaktivní látce uvolňované z pracoviště s možností zvýšeného ozáření z přírodního zdroje záření podle § 95 odst. 1 písm. b) atomového zákona, 2016.
- [4] ROVENSKÁ, V., FOJTÍK, P. *Analýza dopadů nových konverzních koeficientů na obyvatelstvo*. Zpráva SÚRO č. 26/2025. Praha: SÚRO, 2025.
- [5] ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).

CHANGES IN DOSE COEFFICIENTS FOR NATURAL RADIONUCLIDES

Keywords: *indicative dose; dose coefficients; water ingestion; natural radionuclides*

On 1 February 2026, Decree No. 13/2026 Coll., amending Decree No. 422/2016 Coll., on radiation protection, entered into force. This amendment adopts dose coefficients for intake of radionuclides for members of the public from ICRP publications. For natural radionuclides, the dose coefficients for ingestion by an adult member of the public have been reduced. For producers of drinking and bottled water and for operators of workplaces with increased concentrations of natural radionuclides, this results in less stringent requirements regarding radionuclide content in water, as these coefficients are used in the calculation of the indicative dose, i.e. the effective dose from water ingestion. The new dose coefficients will be one of the subjects of the SÚJB Recommendations DR-RO-5.1 and DR-RO-5.3 revision, which address the measurement and assessment of natural radionuclide content in drinking and wastewater. The paper presents a comparison of the former and the new coefficients values.

STATISTICKÁ ANALÝZA OBSAHU RADIONUKLIDŮ V PITNÝCH VODÁCH

Šárka Maříková, Alena Kelnarová

Státní ústav radiační ochrany, v. v. i., Bartoškova 1450/28, Praha

e-mail: sarka.marikova@suro.cz

Klíčová slova: celková objemová aktivita alfa; celková objemová aktivita beta; objemová aktivita ^{222}Rn ; přírodní radionuklidy; pitná voda; veřejné vodovody

Abstrakt

Studie prezentuje výsledky analýzy systematického monitorování přírodních radionuklidů v pitné vodě z veřejných vodovodů České republiky za období 1998–2024. Data byla poskytnuta Státním úřadem pro jadernou bezpečnost, který zajišťuje dlouhodobý dohled nad obsahem radionuklidů ve veřejných vodovodech.

Hodnoceny byly zejména celková objemová aktivita alfa, celková objemová aktivita beta, objemová aktivita ^{222}Rn a dále aktivity radionuklidů ^{238}U , ^{234}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{228}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb a ^{40}K . Data byla zpracovávána a hodnocena ve vztahu k vyšetřovacím a referenčním úrovním, resp. k nejvyšší přípustné hodnotě, jež stanoví platná vyhláška č. 422/2016 Sb.

Studie se kromě statistického hodnocení zaměřuje také na dopady legislativních změn po roce 2016, kdy vstoupil v účinnost nový Atomový zákon č. 263/2016 Sb., který nahradil předchozí zákon č. 18/1997 Sb. To vedlo ke změně monitorovacích povinností, což se projevilo poklesem počtu odběrů i změnou struktury dat ve srovnání s obdobím do roku 2016.

1. Úvod

Pitná voda přirozeně obsahuje stopová množství radioaktivních látek, zejména radionuklidů (RN) pocházejících z přírodních rozpadových řad, jako jsou uran-radiová, aktiniová a thoriová řada. Mezi nejvýznamnější přírodní RN v pitné vodě patří izotopy ^{40}K , ^{222}Rn , ^{226}Ra , ^{234}U a ^{238}U . Jejich koncentrace závisí především na geologickém podloží a typu zdroje, přičemž vyšší hodnoty jsou typické zejména pro podzemní vody, zatímco u povrchových zdrojů bývají výrazně nižší.

V České republice (ČR) je radioaktivita pitné vody sledována již téměř 50 let. Od roku 1998 probíhalo systematické měření na základě tehdy platné legislativy. Legislativní změna (Atomový zákon č. 263/2016 Sb. a Vyhláška č. 422/2016 Sb. [1, 2]) omezila povinný monitoring na podzemní a smíšené zdroje a zároveň umožnila provozovatelům ukončit systematické měření a hodnocení obsahu přírodních radionuklidů ve vodě, pokud výsledky po dobu pěti po sobě jdoucích let nepřekračují referenční úroveň radonu (100 Bq/l) ani indikativní dávky (0,1 mSv/rok). Systematické měření a hodnocení obsahu přírodních RN ve vodě musí být dále prováděno pouze v případě, že dojde ke změně, která by mohla ovlivnit obsah těchto RN, s výjimkou úpravy vody ke snížení jejich obsahu [2].

Cílem této práce byl rozbor, statistické zpracování a komplexní vyhodnocení měření obsahu RN v pitné vodě z veřejných vodovodů na území ČR za období let 1998 až 2024.

2. Metodika

Zdrojem dat byla databáze [3] analýz obsahu přírodních RN v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě, kterou spravuje Státní úřad pro jadernou bezpečnost. Údaje jsou nově vedeny v Národní radonové databázi (NRD) [4]. Data pocházejí z rutinního i mimořádného monitoringu laboratoří v rámci kontrol dodavatelů pitné vody.

Do databáze bylo do roku 2017 zapisováno více než 2 000 výsledků měření ročně. Databáze obsahovala přes 60 tisíc vzorků, přičemž každý záznam obsahoval identifikační údaje o dodavateli pitné vody a příslušném vodovodním systému, vlastní výsledky radiologických rozborů a identifikaci laboratoře, jež analýzu provedla.

Do statistického zpracování byly zahrnuty zejména tyto ukazatele: celková objemová aktivita alfa a beta, objemová aktivita radonu (^{222}Rn) a vybrané přírodní RN (izotopy uranu a radia, ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{40}K). Rozsah sledovaných ukazatelů vychází z požadavků platné legislativy.

Před vlastním zpracováním proběhla kontrola a čištění datového souboru. Byly odstraněny záznamy s neúplnými identifikačními údaji a zjevně chybné hodnoty (např. nesprávné jednotky nebo řádové chyby zápisu).

Statistické analýzy byly provedeny v prostředí softwarového nástroje R, který je vhodný pro statistické výpočty a tvorbu grafů. Pro statistické analýzy byly využity knihovny EnvStats, Fdistplus a DescTools [5].

3. Výsledky

Vyhodnocení výsledků podle původu vody

Podle získaných údajů z IS PiVo bylo v roce 2024 v ČR zásobováno vodou z veřejného vodovodu 94,5 % obyvatel. Z toho 38,97 % obyvatel bylo zásobováno z podzemních zdrojů, 37,44 % obyvatel z povrchových zdrojů a 23,59 % obyvatel ze smíšených zdrojů [6].

V databázi [3] bylo v období 1998–2016 zapsáno více než 52 tisíc vzorků pitné vody. Z tohoto počtu pocházelo 86,9 % vzorků z podzemních zdrojů, 9,6 % ze zdrojů neznámého původu (u nichž není uveden typ zdroje) a pouze 3,5 % vzorků z povrchových vod. V období 2017–2024 bylo zapsáno přes 12 tisíc výsledků, které by měly pocházet výhradně z podzemních a smíšených zdrojů, v souladu s platnou legislativou (§ 98 vyhlášky č. 422/2016 Sb.).

Celková objemová aktivita alfa (COAA)

Vyšetřovací úroveň COAA pro vodu určenou k veřejnému zásobování je stanovena vyhláškou č. 422/2016 Sb., na hodnotu 0,2 Bq/l. V hodnoceném období 1998–2016 tuto úroveň překročilo celkem 2 913 ze 42 444 analyzovaných vzorků, tj. přibližně 6,9 %. V období 2017–2024 bylo z celkového počtu 12 596 výsledků zaznamenáno 969 překročení, což odpovídá podílu 8,0 %. Některé vybrané výsledky statistické analýzy provedené v prostředí softwaru R jsou uvedeny v *tab. 1*.

Tab. 1. Vybrané statistické charakteristiky COAA

Parametr	Období 1998–2016			Období 2017–2024		
	Všechny vzorky	Vzorky s aktivitou ≤ 0,2 Bq/l	Vzorky s aktivitou > 0,2 Bq/l	Všechny vzorky	Vzorky s aktivitou ≤ 0,2 Bq/l	Vzorky s aktivitou > 0,2 Bq/l
	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l
Aritmetický průměr	0,089	0,059	0,483	0,087	0,06	0,412
Minimum	0,001	0,001	0,201	0,002	0,002	0,201
Maximum	4,46	0,2	4,46	3,26	0,2	3,26
Počet hodnot	42 444	39 531	2 913	12 596	11 627	969
Počet hodnot pod NDA	13 092	13 091	0	2	2	0
Geometrický průměr (LN)	0,042	0,037	0,397	0,058	0,049	0,359
Medián	0,05	0,05	0,34	0,05	0,05	0,327

Výsledky objemové aktivity alfa se mezi sledovanými obdobími prakticky nezměnily. Geometrický průměr činil do roku 2016 0,042 Bq/l, zatímco v období 2017–2024 mírně vzrostl na 0,058 Bq/l. Tento nárůst zřejmě souvisí se změnou přístupu ke sledování kvality vody v legislativě platné od roku 2017. V důsledku této změny v monitoringu se výrazně snížil počet zaznamenaných nízkých hodnot.

Celková objemová aktivita beta (COAB)

Vyšetřovací úroveň COAB je podle vyhlášky č. 422/2016 Sb., stanovena na 0,5 Bq/l. V období 1998–2016 překročilo vyšetřovací úroveň 0,5 Bq/l přibližně 0,32 %. Za období 2017–2024 tuto hodnotu překročilo 0,49 % vzorků. Geometrický průměr také mírně vzrostl z 0,078 Bq/l na 0,093 Bq/l (za období 2017–2024). Tento nárůst je vysvětlitelný stejně jako v případě COAA. Některé vybrané výsledky statistické analýzy provedené v prostředí softwaru R jsou uvedeny v tab. 2.

Tab. 2. Vybrané statistické charakteristiky COAB

Parametr	Období 1998–2016			Období 2017–2024		
	Všechny vzorky	Vzorky s aktivitou ≤ 0,5 Bq/l	Vzorky s aktivitou > 0,5 Bq/l	Všechny vzorky	Vzorky s aktivitou ≤ 0,5 Bq/l	Vzorky s aktivitou > 0,5 Bq/l
	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l	Bq/l
Aritmetický průměr	0,106	0,104	0,582	0,109	0,107	0,597
Minimum	0,001	0,001	0,502	0,001	0,001	0,51
Maximum	0,72	0,5	0,72	0,71	0,5	0,71
Počet hodnot	44 790	44 657	142	12 489	12 428	61
Počet hodnot pod NDA	9 980	9 980	0	1	1	0
Geometrický průměr (LN)	0,078	0,078	0,579	0,093	0,093	0,595
Medián	0,098	0,097	0,57	0,1	0,1	0,6

Objemová aktivita ²²²Rn (OAR)

Vzorky jsou rozděleny podle referenční úrovně 100 Bq/l a nejvyšší přípustné hodnoty 300 Bq/l stanovené vyhláškou č. 422/2016 Sb. Z celkového počtu 12 964 upravených naměřených hodnot se 641 hodnot (4,9 %) nacházelo v rozmezí 100–300 Bq/l a 91 vzorků (0,7 %) překročilo nejvyšší přípustnou hodnotu 300 Bq/l. Pro srovnání, v období 1998–2016 hranici 300 Bq/l překročilo přibližně 2,3 % vzorků, což lze pravděpodobně přičíst postupné realizaci

odradonovacích opatření na problematických zdrojích a také skutečnosti, že nově využívaných zdrojů s koncentrací radonu převyšující 100, resp. 300 Bq/l, je v současnosti již velmi málo.

Tab. 3. Vybrané statistické charakteristiky OAR

Období 1998–2016					
Parametr	Všechny vzorky	Vzorky s aktivitou ≤ 300 Bq/l	Vzorky s aktivitou ≤ 100 Bq/l	Vzorky s aktivitou 100–300 Bq/l	Vzorky s aktivitou > 300 Bq/l
	Bq / l	Bq / l	Bq / l	Bq / l	Bq / l
Aritmetický průměr	40,32	32,299	23,85	163,7	559,3
Počet hodnot	48 121	47 029	44 370	2 659	1 092
Počet hodnot pod NDA	6 171	6 171	6 171	0	0
Geometrický průměr – LN	13,85	12,84	11,13	156,4	495,7
Medián	14	13,9	13	150	422,5
Období 2017–2024					
Aritmetický průměr	29,9	28	22,1	160	578
Počet hodnot	12 964	12 873	12 232	641	91
Počet hodnot pod NDA	5	5	5	0	0
Geometrický průměr – LN	15,6	15,2	13,5	153	517
Medián	14	14	13	146	456

Obsah dalších radionuklidů v pitné vodě

Další RN se zpravidla stanovují v rámci doplňujícího rozboru, jehož cílem je identifikovat RN odpovědné za překročení vyšetřovacích úrovní stanovených vyhláškou č. 422/2016 Sb.

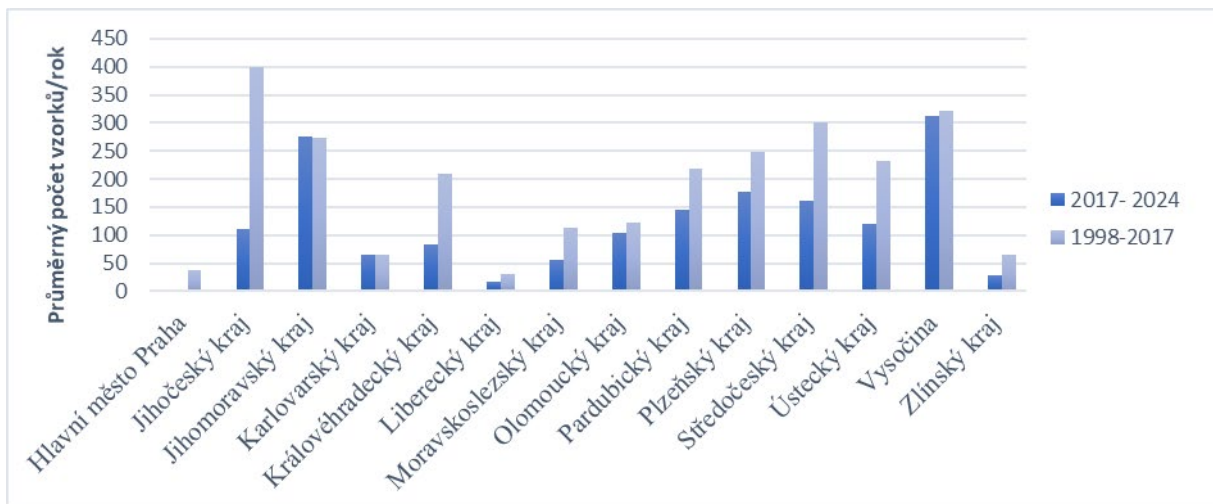
Tab. 4. Vybrané statistické charakteristiky dalších RN

RN	Období 1998–2016			Období 2017–2024		
	Počet vzorků	GP – LN	Medián	Počet vzorků	GP – LN	Medián
		Bq/l	Bq/l		Bq/l	Bq/l
²²⁶ Ra	12 664	0,032	0,030	160	0,060	0,060
²²⁸ Ra	597	0,224	0,240	14	0,030	0,040
²²⁴ Ra	296	0,038	0,070	0	0,000	0,000
²²⁸ Th	12	0,018	0,015	0	0,000	0,000
²¹⁰ Po	1 071	0,015	0,010	11	0,030	0,010
²¹⁰ Pb	515	0,068	0,040	17	0,110	0,030
⁴⁰ K	0	0,000	0,000	146	0,070	0,060
K*	0	0,000	0,000	270	2,900	2,630
Unat	989	0,020	0,010	534	0,020	0,010
²³⁴ U	2 277	0,147	0,220	36	0,210	0,260
²³⁸ U	1 372	0,011	0,010	2	0,110	0,120

Poznámka: *Obsah K a U_{nat} je uveden v [mg/l]

Vyhodnocení výsledků měření dle krajů

Vzorky byly odebrány ve všech 14 krajích. Mezi obdobími 1998–2017 a 2017–2024 je patrný výrazný celkový pokles počtu odebraných vzorků napříč většinou krajů. Nejvýrazněji se tento pokles projevil v Praze, kde došlo téměř k úplnému zastavení odběrů, zatímco některé kraje jako Vysočina, Jihomoravský a Karlovarský si stále udržují relativně vyšší počet odběrů. Tento trend lze vysvětlit tím, že z databáze byly vyřazeny povrchové zdroje a také zdroje, které dlouhodobě nepřekračovaly vyšetřovací úroveň, jak již bylo uvedeno výše.

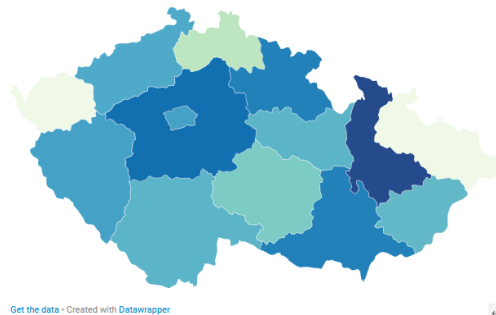


Obr. 1. Průměrný počet vzorků v jednotlivých krajích za období jednoho roku

Data byla statisticky vyhodnocena a následně graficky znázorněna pomocí mapových výstupů, jež zobrazují geometrické průměry sledovaných ukazatelů v jednotlivých krajích.

Celková objemová aktivita alfa - geometrický průměr (Bq/l)
2017 - 2024

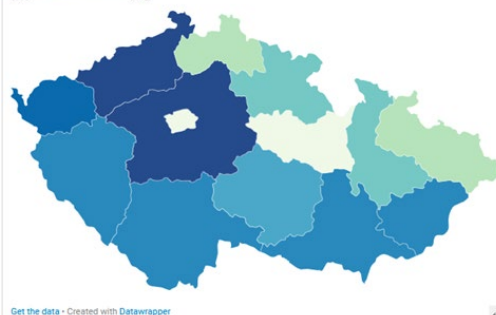
0.04 0.08



Obr. 2. Mapa rozložení COAA v pitné vodě

Celková objemová aktivita beta - geometrický průměr (Bq/l)
2017 - 2024

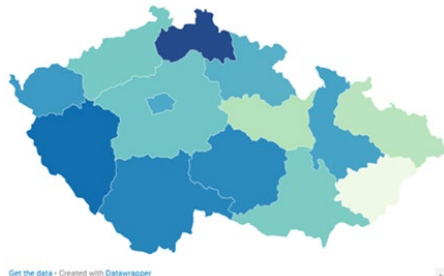
0.06 0.12



Obr. 3. Mapa rozložení COAB v pitné vodě

Objemová aktivita 222Rn - geometrický průměr (Bq/l)
2017 - 2024

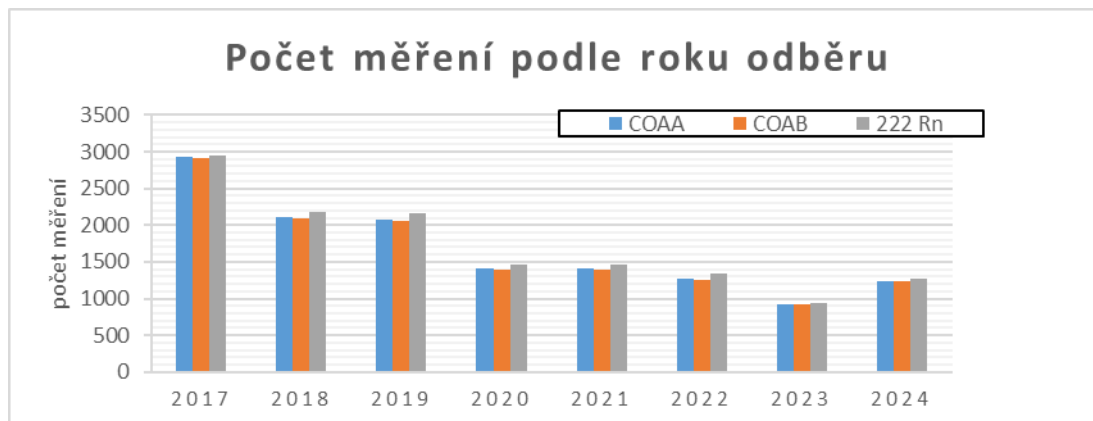
7.1 26.2



Obr. 4. Mapa rozložení OAR v pitné vodě

Vyhodnocení počtu vzorků podle roku měření

Ve srovnání s obdobím 1998–2016 došlo v letech 2017–2024 k poklesu počtu odběrů i výskytu vyšších hodnot aktivity RN. Tento trend pravděpodobně souvisí se změnou legislativních požadavků na rozsah systematického monitoringu.



Obr. 5. Počet měření COAA, COAB a OAR podle roku odběru

4. Závěr

Systematické sledování obsahu přírodních RN v pitné vodě, které v ČR probíhá od roku 1998, představuje důležitý nástroj pro dlouhodobé hodnocení kvality vody z hlediska radiační ochrany. Výsledky těchto měření jsou evidovány v databázi SÚJB, která byla využita pro tuto analýzu.

Statisticky byly zpracovány údaje o celkové objemové aktivitě alfa (COAA), beta (COAB) a o objemové aktivitě ^{222}Rn (OAR). Okrajově byly zahrnuty i výsledky analýz dalších RN, a to ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{224}Ra , ^{228}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb a ^{40}K . Analýza údajů z období 2017–2024 dokládá, že většina sledovaných ukazatelů splňuje stanovené požadavky radiační ochrany. Mírný nárůst geometrických průměrů COAA a COAB v porovnání s předchozím obdobím (1998–2016) lze přičíst změně metodiky, konkrétně skutečnosti, že podle platné legislativy již není nutné opakovaně měřit vzorky s trvale nízkými hodnotami, což vede ke snížení počtu nízkých hodnot v souboru dat a k následnému statistickému posunu průměrů k vyšším hodnotám. Pozitivním zjištěním je výrazné snížení hodnot u radonu; podíl vzorků, jež překročily nejvyšší přípustnou hodnotu 300 Bq/l, klesl z 2,3 % v období 1998–2016 na 0,7 % v období 2017–2024.

Vzhledem k tomu, že nová legislativa výrazně omezila povinnost provozovatelů provádět pravidelné každoroční měření přírodních radionuklidů ve veškeré dodávané pitné vodě, nejsou v databázi od roku 2017 výsledky v takovém rozsahu. Ročně evidovaná data podle nové právní úpravy nelze považovat za reprezentativní pro celkové zásobování obyvatelstva ČR pitnou vodou. Dříve publikované výsledky však ukazují, že obsah přírodních radionuklidů určujících radioaktivitu pitné vody v ČR je dlouhodobě stabilní.

Poděkování

Tento příspěvek vznikl za podpory Ministerstva vnitra ČR a podpory SÚJB s využitím jím spravované databáze.

Literatura

- [1] Atomový zákon č. 263/2016 Sb., SÚJB.
- [2] Vyhláška č. 422/2016 Sb., o radiační ochraně a zabezpečení radionuklidového zdroje, SÚJB.
- [3] Databáze analýz obsahu radionuklidů v pitné vodě z veřejné vodovodní sítě, kterou spravuje SÚJB.
- [4] Národní radonová databáze (NRD), https://sujb.gov.cz/aplikace/ireg2/info_nrd.jsp
- [5] <https://www.r-project.org/>, The R Project for Statistical Computing. Staženo 22. 5. 2025.
- [6] GARI, D. W., KOŽÍŠEK, F., JELIGOVÁ, H. a kol. Zpráva o kvalitě pitné vody v ČR za rok 2023, Státní zdravotní ústav, 2024.

STATISTICAL ANALYSIS OF RADIONUCLIDE CONTENT IN DRINKING WATER

Keywords: *gross alpha activity; gross beta activity; ^{222}Rn activity; natural radionuclides; drinking water; public water supplies*

The study presents the results of an analysis of systematic monitoring of natural radionuclides in drinking water from public water supplies in the Czech Republic for the period between 1998 and 2024. The data were provided by the State Office for Nuclear Safety, which ensures long-term surveillance of radionuclide content in public water systems.

The evaluation focused primarily on gross alpha activity, gross beta activity, ^{222}Rn activity, and additionally on the activities of radionuclides ^{238}U , ^{234}U , ^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{224}Ra , ^{228}Th , ^{210}Po , ^{210}Pb , and ^{40}K . The data were processed and assessed in relation to investigational and reference levels, as well as to the maximum permissible values established by the applicable Decree No. 422/2016 Coll.

In addition to statistical evaluation, this study also addresses the impacts of legislative changes after 2016, when the new Atomic Act No. 263/2016 Coll. came into force, replacing the previous Act No. 18/1997 Coll. This led to changes in monitoring obligations, resulting in a reduction in the number of samples and a change in the data structure compared to the period before 2016.

STANOVENÍ OBJEMOVÉ AKTIVITY ^{14}C VE VZORCÍCH VZDUCHU POMOCÍ KAPALINOVÉ SCINTILAČNÍ SPEKTROMETRIE A SORPCE NA CARBOSORB

Ondřej Pařízek, Michal Fejgl
Státní ústav radiační ochrany, v. v. i.
ondrej.parizek@suro.cz

Klíčová slova: ^{14}C ; Carbosorb

Abstrakt

Představovaný příspěvek se zabývá novou metodou stanovení aktivity vzdušného $^{14}\text{CO}_2$ pomocí sorpce na Carbosorb zavedenou na SÚRO. Tato metoda nahrazuje dříve používanou metodu stanovení aktivity ^{14}C s využitím syntézy benzenu. Mezi hlavní výhody nové metody patří především nižší pracnost a menší časová náročnost, která je zkrácena přibližně na polovinu.

Odběr se provádí probubláváním vzduchu přes roztok NaOH, kde je CO_2 zachycen v karbonátové formě. Uvolněný CO_2 je následně převeden do sorpčního koktejlu Carbosorb, připraví se scintilační směs s koktejlem Permafluor a aktivita ^{14}C se stanoví metodou kapalinové scintilační spektrometrie (LSC) pomocí spektrometru Hidex 300 SL. Účinnost měření se stanoví pomocí metody standardního přídatku. Nejmenší detekovatelná objemová aktivita $^{14}\text{CO}_2$ se pohybuje v rozmezí 0,004–0,005 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$.

MONITOROVANIE H-3 VO VODÁCH V OKOLÍ JADROVÝCH ELEKTRÁRNÍ SLOVENSKEJ REPUBLIKY

Natália Žabková, Miriama Monoková, Dušan Galanda

Odbor radiačnej ochrany, Úrad verejného zdravotníctva Slovenskej republiky,

Trnavská cesta 52, 826 45 Bratislava, Slovenská republika

e-mail: natalia.zabkova@uvzs.sk

Kľúčová slova: *monitorovanie; trícium; kvapalinová scintilačná spektrometria*

Abstrakt

Monitorovanie rádioaktívnej kontaminácie jednotlivých zložiek životného prostredia sa vykonáva v súlade so zákonom č. 87/2018 Z. z., o radiačnej ochrane a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov, a v súlade s vyhláškou Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky č. 96/2018 Z. z., ktorou sa ustanovujú podrobnosti o činnosti radiačnej monitorovacej siete. Funkciu ústredia radiačnej monitorovacej siete plní Úrad verejného zdravotníctva Slovenskej republiky. Monitorovanie rádioaktivity životného prostredia sa vykonáva podľa monitorovacieho plánu vypracovaného na základe požiadaviek uvedenej vyhlášky a zároveň reflektuje povinnosti vyplývajúce z článkov č. 35 a 36 Zmluvy o Euratóme vo vzťahu k Európskej komisii.

Problematike trícia v životnom prostredí je venovaná zvýšená pozornosť laickej aj odbornej verejnosti najmä v súvislosti s prevádzkou jadrových elektrární. Výpuste ^3H v odpadových vodách do hydrosféry predstavujú bežnú celosvetovú prax, keďže jediným spôsobom odstránenia trícia je jeho regulované vypúšťanie do povrchových tokov s využitím efektu riedenia. Na území Slovenskej republiky sú zdrojom kontaminácie ^3H najmä výpuste odpadových vôd z jadrových elektrární počas ich normálnej prevádzky. Trícium sa následne stáva súčasťou kolobehu vody v prírode a vo zvýšených koncentráciách môže predstavovať potenciálne riziko pre okolité populácie prostredníctvom kontaminácie vodných zdrojov – je dôležité systematicky monitorovať jeho objemovú aktivitu vo vzorkách pitných a povrchových vôd, odpadových vôd z jadrových zariadení a atmosférických zrážok.

Práca sa zameriava na súhrn výsledkov meraní objemovej aktivity rádiologického ukazovateľa ^3H vo vzorkách odobratých z okolia jadrových elektrární v Slovenskej republike v období rokov 2020–2025. Stanovenie objemovej aktivity trícia bolo realizované metódou kvapalinovej scintilačnej spektrometrie s využitím kvapalinového scintilačného spektrometra Quantulus GCT 6220. Výsledky analýz z rokov 2020–2025, spolu s údajmi z predchádzajúcich období, sú verejne dostupné prostredníctvom výročných správ publikovaných na webovej stránke Úradu verejného zdravotníctva Slovenskej republiky. Zároveň sú každoročne poskytované Európskej komisii v rámci plnenia požiadaviek vyplývajúcich zo Zmluvy o Euratóme.

MONITORING OF TRITIUM IN WATERS AROUND NUCLEAR POWER PLANTS IN THE SLOVAK REPUBLIC

Keywords: *monitoring, Tritium, Liquid Scintillation Counting*

Monitoring of radioactive contamination of the environment is carried out in accordance with Act No. 87/2018 Coll. on radiation protection, and in accordance with the decree of the Ministry of Health of the Slovak Republic No. 96/2018 Coll., which establishes details on the activities of the Radiation monitoring network, with the Public Health Authority of the Slovak Republic fulfilling the function of the Headquarters of Radiation Monitoring Network. Environmental radioactivity monitoring is conducted in accordance with the monitoring plans prepared according to the requirements of the above decree and in line with tasks arising from Articles 35 and 36 of the Euratom Treaty according to the requirements of the European Commission.

Tritium in the environment has attracted increasing attention from both the general public and the scientific community, particularly in the context of nuclear power plant operations. Globally, ^3H is routinely discharged into surface waters under controlled conditions, with dilution serving as the principal method for its reduction. In Slovakia, routine wastewater releases from nuclear facilities are the main source of ^3H contamination. Tritium integrates into the natural water cycle and may pose a potential risk to local populations at elevated concentrations through contamination of water resources. Systematic monitoring of this radionuclide is therefore essential.

This study presents a summary of activity measurements of ^3H in samples collected in the vicinity of Slovak nuclear power plants over the period 2020 and 2025. Tritium activity was determined using liquid scintillation spectrometry with a Quantulus GCT 6220 spectrometer. The results, along with historical data, are publicly accessible via annual reports published by the Public Health Authority of the Slovak Republic and are submitted annually to the European Commission to fulfill Euratom Treaty obligations.

MONITOROVANIE ANTROPOGÉNNYCH RÁDIONUKLIDOV ^{137}Cs A ^{90}Sr V ZLOŽKÁCH HYDROSFÉRY

Miriama Monoková, Dušan Galanda, Natália Žabková, Lucia Janot'áková

Úrad verejného zdravotníctva Slovenskej republiky, Odbor radiačnej ochrany,

Trnavská cesta 52, 826 45 Bratislava

e-mail: miriama.monokova@uvzsr.sk

Kľúčové slová: *hydrosféra; ^{90}Sr ; ^{137}Cs ; monitorovanie*

Abstrakt

Monitorovanie rádionuklidov ^{137}Cs a ^{90}Sr v zložkách životného prostredia a potravinového reťazca predstavuje významný nástroj hodnotenia radiačnej expozície obyvateľstva. Tieto antropogénne rádionuklidy vstupujú do ľudského organizmu predovšetkým prostredníctvom potravinového reťazca, pričom kľúčovým článkom ich prenosu je vegetácia a v prípade ^{90}Sr aj živočíšne produkty s vysokým obsahom vápnika. V prírode sa ^{137}Cs a ^{90}Sr prirodzene nevyskytujú; ich prítomnosť je následkom rádioaktívneho spadu zo skúšok jadrových zbraní a havárií jadrových zariadení. Do rastlín sa dostávajú koreňovým systémom z kontaminovanej pôdy alebo depozíciou spadu na nadzemné časti rastlín. Cieľom práce je zhodnotiť výsledky monitorovania ^{137}Cs a ^{90}Sr v zložkách hydrosféry na území Slovenskej republiky, vrátane okolia jadrových zariadení v Jaslovských Bohuniciach a Mochovciach. Analýzy boli realizované v laboratóriách odborov radiačnej ochrany úradov verejného zdravotníctva v rámci radiačnej monitorovacej siete. Zistené hodnoty aktivít sa pohybovali na úrovni minimálnej detekovateľnej aktivity a neprekračovali legislatívne limity. Výsledky potvrdzujú dlhodobu stabilnú a nízku úroveň kontaminácie ^{137}Cs a ^{90}Sr v hydrosfére Slovenskej republiky a ich zanedbateľný príspevok k radiačnej záťaži obyvateľstva.

1. Úvod

Nadzemné testy jadrových zbraní, ako aj havárie jadrových elektrární, napr. černobyľská havária (1986) a havária vo Fukušime Daiichi (2011), významne zvýšili množstvo rádioaktívnych izotopov uvoľnených do životného prostredia [1]. Systematické monitorovanie antropogénnych rádionuklidov v zložkách hydrosféry (atmosférické spady, pitná voda, povrchová voda, vodné rastliny a vodné sedimenty) v okolí jadrových zariadení, ako aj mimo nich, predstavuje významný zdroj údajov využiteľných v prípade radiačnej nehody alebo havárie. Rádioaktívne izotopy, či už antropogénne, ale aj prírodné, predstavujú potenciálne riziko pre ľudské zdravie, preto je nevyhnutné kvantifikovať ich distribúciu a transport v pôde, vodných systémoch a potravinovom reťazci. Presné merania a modelovanie týchto procesov umožňujú odhad dlhodobých expozičných dávok žiarenia na populáciu a hodnotenie rizík spojených s chronickou expozíciou.

Medzi rádionuklidy, ktoré sú z rádiotoxikologického hľadiska predmetom intenzívneho skúmania vzhľadom na ich uvoľňovanie z prevádzky jadrových zariadení a havárií, patria predovšetkým dva produkty štiepenia: ^{90}Sr s dobou polpremeny 28,79 rokov a ^{137}Cs s dobou polpremeny 30,17 rokov. Vďaka svojej relatívne dlhej dobe polpremeny môžu tieto izotopy pretrvávajúť v suchozemských a vodných ekosystémoch dlhé obdobie, čím predstavujú potenciálne riziko pre životné prostredie a ľudské zdravie [2].

V prirodzených podmienkach životného prostredia sa izotopy ^{137}Cs a ^{90}Sr dostávajú do ľudského organizmu najmä prostredníctvom potravinového reťazca, teda konzumáciou potravín a vdychovaním kontaminovaného vzduchu. Podiel príjmu inhaláciou je veľmi malý, približne 5 %. Prevažná časť sa do organizmu dostáva ingesciou, teda prijímaním rôznych kontaminovaných potravinových zložiek. Množstvo rádioizotopov prijatých pitnou vodou je veľmi malé a považuje sa za prakticky zanedbateľné [3]. Oba rádionuklidy sú podobné biologicky dôležitým prvkom, ako je draslík a vápnik, a ľahko sa asimilujú živočíšnymi a rastlinnými tkanivami [4].

2. Biologická distribúcia a metabolizmus

V dôsledku rozdielnych chemických a fyzikálno-chemických vlastností sa rádiostroncium a rádiocézium v ľudskom organizme metabolizujú odlišne. Rádiostroncium sa svojimi vlastnosťami podobá vápniku. Je známe, že viac než 90 % vápnika sa v ľudskom tele nachádza v kostiach, kde najmä anorganická zložka podlieha častej premene, čo znamená, že dochádza k prenosu a výmene iónov. Tento zdanlivo fyzikálno-chemický proces je však podmienený zložitými biologickými dejmi. Týmto mechanizmom sa ^{90}Sr môže ukladať v kostnom tkanive, pričom prostredníctvom výmeny iónov preniká do kryštálov hydroxyapatitu. Následne môže ovplyvňovať proces tvorby krvných buniek v kostnej dreni. Z uvedených dôvodov je biologická doba polpremeny ^{90}Sr pomerne dlhá a odhaduje sa približne na 11 rokov [3].

Na rozdiel od rádiostronciuma, rádiocézium sa ako alkalický prvok distribuuje v organizme pomerne rovnomerne v mäkkých tkanivách, kde výmena iónov prebieha rýchlejšie než v kostnom tkanive. Jeho biologická doba polpremeny sa pohybuje približne v rozmedzí 110 až 145 dní. Z tohto dôvodu je rádiocézium považované za menej nebezpečné ako rádiostroncium, keďže sa z organizmu vylučuje rýchlejšie. Táto vlastnosť súvisí s chemickým charakterom cézia. Podobne ako ostatné alkalické prvky vytvára jednomocné kationy, ktorých zlúčeniny sú väčšinou dobre rozpustné vo vode. Vďaka tomu sú pre organizmus ľahko vstrebateľné, ale zároveň sa z neho aj pomerne rýchlo vylučujú. Kritickým orgánom sú svaly, v ktorých sa ukladá približne 40 % z celkového prijatého množstva, v pečeni asi 8 % a v kostiach približne 4 % [5].

3. Migrácia a modelovanie transportu

Modelovanie správania kontaminujúcich látok vo vodných ekosystémoch vyžaduje kvantitatívne zhodnotenie procesov hydraulického, geochemického, sedimentologického, ekologického a antropogénneho charakteru. Hydraulické procesy riadia hlavne transport toxických látok vodou, zatiaľ čo geochemické procesy ovplyvňujú interakcie rozpustených rádionuklidov so suspendovanými časticami a so sedimentmi na dne vodného útvaru. Sedimentácia a resuspendácia zohrávajú kľúčovú úlohu pri obojsmernom pohybe rádionuklidov medzi vodným stĺpcom a dnovými sedimentmi. Medzi hlavné fyzikálne procesy ovplyvňujúce migráciu rádionuklidov patria:

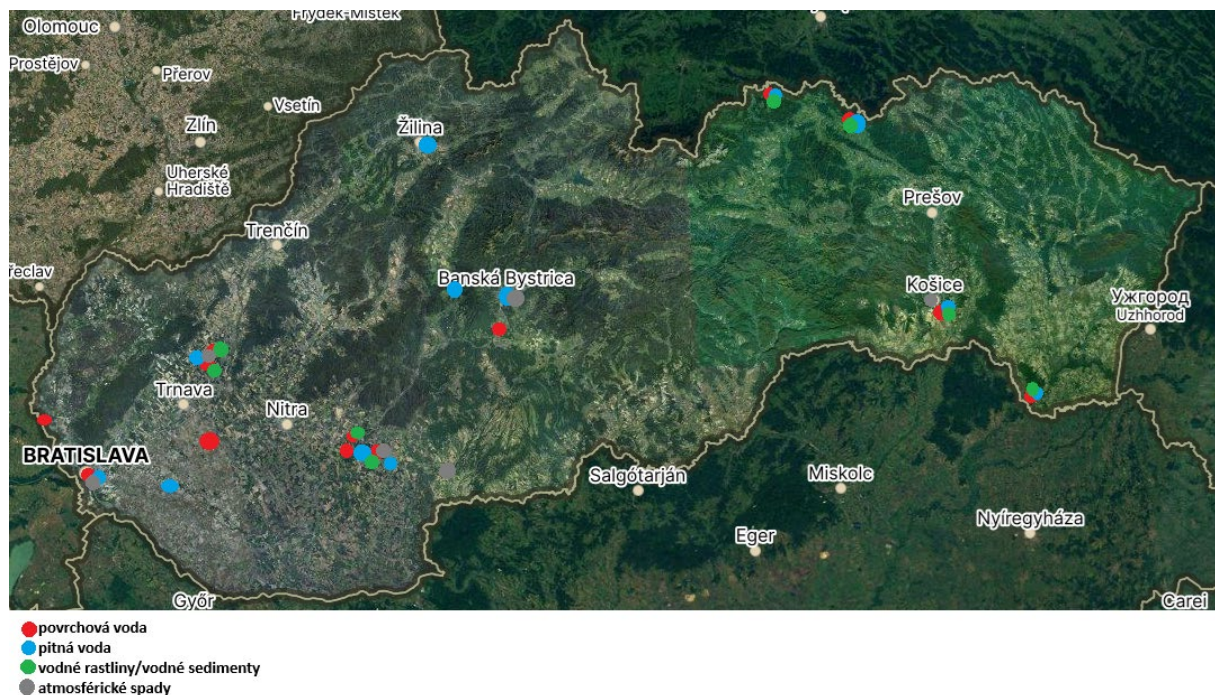
1. difúzia a disperzia spôsobená gradientmi koncentrácie a turbulentným pohybom vody,
2. transport prúdením vody,
3. výmena kontaminantov medzi rozpustenou a pevnou fázou,
4. depozícia a následná remobilizácia rádionuklidov po interakcii so suspendovanými časticami a sedimentmi.

Procesy difúzie, disperzie a transportu prúdom sú vo všeobecnosti nezávislé od vlastností konkrétnych rádionuklidov. Naopak, výmena medzi fázami a depozícia či remobilizácia závisia priamo od fyzikálno-chemických charakteristík znečisťujúcich látok [6].

Izotopy ^{137}Cs a ^{90}Sr sa v prírode prirodzene nevyskytujú. Ich prítomnosť v hydrosfére je dôsledkom rádioaktívneho spad. Do biologického cyklu človeka sa tieto izotopy dostávajú predovšetkým prostredníctvom kontaminovanej potravy. Dĺžka zotrvania rádionuklidov v sladkovodných systémoch je výrazne ovplyvnená ich väzbou na suspendované častice a sedimentáciou. Časť rádionuklidov sa viaže na pevné častice a môže sa usadzovať na dne jazier a riek, čím sa odstraňuje z vodného stĺpca, zatiaľ čo rozpustené formy sa môžu adsorbovať na sedimenty a prenikať do ich hlbších vrstiev. Tieto viazané rádionuklidy však môžu byť za určitých podmienok opätovne uvoľnené a opäť dostupné pre sladkovodné organizmy, čím sa zabezpečuje ich dlhodobá prítomnosť v ekosystéme [7].

4. Monitorovanie rádionuklidov ^{137}Cs a ^{90}Sr v hydrosfére

Úrady verejného zdravotníctva Slovenskej republiky, konkrétne laboratória Odboru radiačnej ochrany v rámci plnenia úloh vyplývajúcich Slovenskej republike z členstva v EÚ a príslušných medzinárodných zmlúv ako aj plnenie národných predpisov zákona č. 87/2018 Z. z., o radiačnej ochrane a o zmene a doplnení niektorých zákonov v znení neskorších predpisov, vykonávajú monitorovanie radiačnej situácie, zbierajú a spracovávajú údaje o výsledkoch monitorovania v Slovenskej republike na hodnotenie ožiarenia a hodnotenie vplyvu žiarenia na zdravie obyvateľov. Podrobnosti o činnosti radiačnej monitorovacej siete (predmet úpravy, zložky monitorovacej siete, monitorovanie za normálnej a núdzovej situácie, ...) sú uvedené vo vyhláske Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky č. 96/2018 Z. z.



Obr. 1. Monitorovacie miesta úradov verejného zdravotníctva v rámci radiačnej monitorovacej siete

Monitorovanie izotopov ^{137}Cs a ^{90}Sr v hydrosfére, ktoré zabezpečujú laboratória Odboru radiačnej ochrany, zahŕňa systematické odbery vzoriek atmosférického spad, pitnej a povrchovej vody, sedimentov a vodnej vegetácie v okolí jadrových zariadení aj mimo nich.

Odbery sa realizujú pravidelne na viacerých lokalitách, čo umožňuje sledovať časové zmeny koncentrácií rádioizotopov a ich priestorové rozloženie, na základe ktorých sú následne vytvárané dlhodobé trendy obsahu sledovaných rádioizotopov vo vybranej lokalite a druhu sledovanej vzorky. Do monitorovania sú zahrnuté povodia hlavných riek Slovenska vrátane ich prítokov, a to Dunaja, Moravy, Váhu, Hrona, Hornádu, Bodrogu, Popradu, Dunajca a Dudváhu, pričom atmosférické spády sú sledované na lokalitách Bratislava, Mochovce, Jaslovské Bohunice, Banská Bystrica, Dudince a Košice (*obr. 1*). Odbery sedimentov a následné analýzy poskytujú historický prehľad kontaminácie a umožňujú sledovať akumuláciu rádioizotopov v blízkosti jadrových elektrární aj mimo nich. Sledovanie vodnej vegetácie vo vodných ekosystémoch sa vykonáva na monitorovacích miestach v okolí jadrových zariadení a napomáha odhadu prenosu rádionuklidov do potravného reťazca. Získané údaje sú preto kľúčové pre posúdenie environmentálneho rizika a prípravu vhodných opatrení v prípade radiačnej havárie.

5. Metodika stanovenia rádionuklidov ^{137}Cs a ^{90}Sr

Na rozdiel od ^{137}Cs sú dlhodobé monitorovacie údaje o ^{90}Sr vo vzorkách životného prostredia a potravného reťazca veľmi obmedzené, hlavne kvôli zdĺhavým a náročným postupom prípravy a merania vzoriek [4]. Laboratória Odboru radiačnej ochrany Úradu verejného zdravotníctva Slovenskej republiky v Bratislave vykonávajú stanovenie ^{137}Cs gamaspektrometricky, čo umožňuje presné stanovenie jeho aktivity bez potreby chemickej separácie. Stanovenie ^{90}Sr je náročnejšie a vyžaduje chemickú separáciu vzorky a následné meranie beta žiarenia, čím sa zabezpečuje vysoká presnosť výsledkov. Vzorky sedimentov a vodnej vegetácie sa pred analýzou upravujú sušením, spálením a mikrovlnným rozkladom. Pre stanovenie ^{90}Sr sa používala metóda uhličitanovej precipitácie, ale v súčasnosti sa využíva metóda kvapalinovej extrakcie s tributylfosfátom (TBP), vhodná pre pôdu, sedimenty, vodu, aerosólové filtre aj biologické vzorky. Metóda vychádza z rádioaktívnej rovnováhy medzi ^{90}Sr a jeho dcérsnym izotopom ^{90}Y . Trojmocné ytrium sa počas extrakcie z prostredia koncentrovanej HNO_3 extrahuje do TBP v dusičnanovej forme a následne sa spätnou extrakciou prenáša do roztoku HNO_3 s koncentráciou $2 \text{ mol} \cdot \text{dm}^{-3}$ a H_2O . Pridaním kyseliny šťaveľovej a úpravou pH sa tvorí zrazenina šťaveľanu ytritého, ktorá sa po stabilizácii preniesie na filtračný papier. Chemický výtlačok sa stanovuje gravimetricky na základe pridaného ytria v nosičovom roztoku. Keďže stanovenie aktivity sa vykonáva proporcionálnym detektorom, potenciálnou interferenciou sú iné beta emitujúce rádionuklidy, najmä ^{137}Cs pri neúplnej rádiochemickej separácii. V prípade nejasných výsledkov sa odporúča opakované meranie, kde pokles aktivity ^{90}Y podľa jeho doby polpremeny slúži ako indikátor prítomnosti interferentov.

6. Záver

Na základe dlhodobého monitorovania rádionuklidov ^{137}Cs a ^{90}Sr v zložkách hydrosféry na území Slovenskej republiky možno konštatovať, že počas sledovaného obdobia sa aktivity týchto izotopov pohybovali na nízkych až pozadových úrovniach, často na hranici minimálnej detekovateľnej aktivity.

Tab. 1. Priemerné ročné hodnoty objemovej aktivity ^{90}Sr v povrchovej vode v okolí jadrových zariadení v Jaslovských Bohuniciach a Mochovciach stanovené v rokoch 2021–2024

Miesto odberu	2021	2022	2023	2024
	$c_A \pm U^* \text{ (mBq}\cdot\text{l}^{-1}\text{)}$			
Kalná nad Hronom – Hron	$7,25 \pm 2$	$11,50 \pm 3$	$2,50 \pm 1$	$2,50 \pm 1$
Čifáre – Telinský potok	$9,42 \pm 4$	$10,67 \pm 3$	$< 2,00$	$14,00 \pm 2$
Čifáre – okolie JE	$8,00 \pm 2$	$12,17 \pm 3$	$3,25 \pm 2$	$9,50 \pm 2$
Žlkovce – Dudváh	$11,64 \pm 3$	$14,08 \pm 4$	$2,00 \pm 1$	$4,75 \pm 2$
Trakovice – Dudváh	$8,42 \pm 2$	$9,83 \pm 3$	$2,75 \pm 1$	$5,50 \pm 2$

*k = 1,96

Uvedené údaje sú každoročne publikované vo výročných správach na webovej stránke Úradu verejného zdravotníctva Slovenskej republiky. V prípade vzoriek pitnej vody sa potvrdilo, že jej kvalita spĺňa platné normy a nepredstavuje žiadne riziko pre spotrebiteľov. Vo vodných sedimentoch, povrchových vodách a vodnej vegetácii neboli zistené zvýšené koncentrácie, ktoré by mohli ohroziť zdravie obyvateľstva, čo naznačuje minimálny prenos rádioizotopov do potravinového reťazca. Pre ilustráciu vybraných výsledkov uvádzame v tab.1 a tab. 2 priemerné ročné objemové aktivity ^{90}Sr a ^{137}Cs v povrchovej vode za posledné sledované obdobie.

Tab. 2. Priemerné ročné hodnoty objemovej aktivity ^{137}Cs v povrchovej vode na sledovaných lokalitách stanovené v rokoch 2023–2025

Miesto odberu	2023	2024	2025
	$c_A \pm U^* \text{ (mBq}\cdot\text{l}^{-1}\text{)}$		
Bratislava – Dunaj	$< 5,77$	$< 5,63$	$< 5,65$
Vysoká pri Morave – Morava	$< 5,91$	$< 5,72$	$< 5,94$
Kalná nad Hronom – Hron	$< 5,80$	$< 6,57$	$< 5,41$
Čifáre – Telinský potok	$< 6,41$	$< 5,85$	$< 5,83$
Trakovice – Dudváh	$< 5,67$	$< 5,86$	$< 6,13$
Sereď – Váh	$< 5,71$	$< 5,80$	$< 5,83$
Žlkovce – Dudváh	$< 5,67$	$< 5,86$	$< 5,46$
Čifáre – okolie JE	$< 5,74$	$< 5,90$	$< 5,90$

*k = 1,96

Monitorovanie vzoriek atmosférického spadu potvrdilo stabilný charakter prítomnosti rádioizotopov ^{137}Cs a ^{90}Sr , bez náznakov zvýšenia súvisiaceho s prevádzkou jadrových zariadení. Celkovo možno zhodnotiť, že v súčasnosti nie sú detekovateľné aktivity ^{137}Cs a ^{90}Sr pochádzajúce z historických nukleárnych testov a ani v blízkosti jadrových zariadení sa nezaznamenali merateľné zvýšené hodnoty. Výsledky potvrdzujú, že environmentálne riziko spojené s rádioaktívnou kontamináciou v sledovanom období zostáva nízke a situácia je bezpečná pre obyvateľstvo.

Literatúra

- [1] CORCHO-ALVARADO, J. A., BALSIGER, B., SAHLI, H., ASTNER, M., BYRDE, F., RÖLLIN, S., HOLZER, R., MOSIMANN, N., WÜTHRICH, S., JAKOB, A., BURGER, M. *Long-term behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the environment: Case studies in Switzerland*. Journal of Environmental Radioactivity, august 2016, roč. 160, s. 54–63.
- [2] CAO, Y., ZHAO, Z., WANG, P., YU, S., LAI, Z., ZHANG, M., GAO, X., ZHAO, Y., XUAN, Z., REN, H., ZHANG, D., LOU, X. *Long-term variation of ^{90}Sr and ^{137}Cs in environmental and food samples around Qinshan nuclear power plant, China*. Scientific Reports, 2021, vol. 11, article 20903.
- [3] CSUPKA, Š., CARACH, J., PETRÁŠOVÁ, M. *Příjem rádiostroncia a rádiocézia z potravinových článkov v roku 1965*. Bratislavské lekárske listy 47, jún 1967, č. 11.
- [4] TORRES, J. M., TENT, J., LLAURADÓ, M., RAURET, G. *A rapid method for ^{90}Sr determination in the presence of ^{137}Cs in environmental samples*. Journal of Environmental Radioactivity, 2002, roč. 59, č. 1, s. 113–125.
- [5] CSUPKA, Š., PETRÁŠOVÁ, M., CARACH, J. *Kontaminácia biosféry ^{137}Cs z pokusov nukleárných zbraní*. Jaderná energie č.1/1966.
- [6] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments*. IAEA-TECDOC-1616, Vienna: IAEA, May 2009. ISBN 978-92-0-104509-6. 624 s.
- [7] INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. *Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments*. Technical Reports Series No. 472, Vienna: IAEA, January 2010, 208 s. ISBN 92-0-113009-9.

MONITORING OF ANTHROPOGENIC RADIONUCLIDES ^{137}CS AND ^{90}SR IN HYDROSPHERE

Keywords: hydrosphere; ^{90}Sr ; ^{137}Cs ; monitoring

Monitoring of the radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr in environmental components and the food chain represents an important tool for assessing the radiation exposure of the population. These anthropogenic radionuclides enter the human body primarily through the food chain, with vegetation being a key link in their transfer, and in the case of ^{90}Sr , also animal products with a high calcium content. In nature, ^{137}Cs and ^{90}Sr do not occur naturally; their presence is a consequence of radioactive fallout from nuclear weapons testing and accidents at nuclear facilities. They enter plants through the root system from contaminated soil or through the deposition of fallout on the above-ground parts of plants. The aim of this work is to evaluate the results of monitoring ^{137}Cs and ^{90}Sr in components of the hydrosphere in the territory of the Slovak Republic, including the surroundings of the nuclear facilities Jaslovské Bohunice and Mochovce. Analyses were carried out in the laboratories of the radiation protection departments of the public health authorities within the framework of the radiation monitoring network. The detected activity values were at the level of the minimum detectable activity and did not exceed legislative limits. The results confirm a long-term stable and low level of contamination by ^{137}Cs and ^{90}Sr in the hydrosphere of the Slovak Republic and their negligible contribution to the radiation burden of the population.

Radionuklidy a ionizující záření ve vodním hospodářství

Termín konání: 21.–22. dubna 2026

Sborník konference, kolektiv autorů

Termín vydání: duben 2026

Vydal: Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v. v. i., Praha 2026

1. vydání

ISBN 978-80-88484-14-1

ISBN 978-80-88484-14-1