

České vysoké učení technické v Praze

Fakulta strojní

Ústav energetiky



Způsoby nakládání s nízko a středně aktivními
jadernými odpady

Bakalářská práce

Vypracoval: Vojtěch Berger

Vedoucí práce: Ing. Václav Železný

2021

I. OSOBNÍ A STUDIJNÍ ÚDAJE

Příjmení: **Berger** Jméno: **Vojtěch** Osobní číslo: **473699**
Fakulta/ústav: **Fakulta strojní**
Zadávající katedra/ústav: **Ústav energetiky**
Studijní program: **Strojírenství**
Studijní obor: **Energetika a procesní technika**

II. ÚDAJE K BAKALÁŘSKÉ PRÁCI

Název bakalářské práce:

Způsoby nakládání s nízko a středně aktivními jadernými odpady

Název bakalářské práce anglicky:

Methods of management of low and intermediate level nuclear waste

Pokyny pro vypracování:

Práce bude zaměřena na problematiku nakládání s nízko a středně aktivními jadernými odpady. Teoretická část práce bude obsahovat celkový přehled problematiky, kam spadá v první řadě rozdělení odpadů na jednotlivé druhy podle aktivity, skupenství a původu. Dále v této části bude popsáno zpracování a konečné uložení odpadů. Jaký odpad lze jakým způsobem zpracovat a uložit. Stabilizace odpadů v matricích, druhy matric, jejich výhody a nevýhody. Popis moderních metod s využitím geopolymerů a srovnání se stávajícími metodami. Obsahem experimentální části práce bude testování matric používaných pro fixaci odpadů. Popis odpadu z hlediska jeho původu, struktury a nasycení. Popis použité metody a přípravy matrice. Dále popis vlastní realizace testů kam spadají mechanické zkoušky, testy vyluhovatelnosti, vliv radiačního stárnutí a další. Závěrečná část práce bude obsahovat vyhodnocení výsledků, jejich shrnutí a závěrečné zhodnocení.

Seznam doporučené literatury:

Jméno a pracoviště vedoucí(ho) bakalářské práce:

Ing. Václav Železný, ústav energetiky FS

Jméno a pracoviště druhé(ho) vedoucí(ho) nebo konzultanta(ky) bakalářské práce:

Ing. Jan Hadrava, CV Řež

Datum zadání bakalářské práce: **23.04.2021**

Termín odevzdání bakalářské práce: **04.06.2021**

Platnost zadání bakalářské práce: **31.12.2022**

Ing. Václav Železný
podpis vedoucí(ho) práce

podpis vedoucí(ho) ústavu/katedry

prof. Ing. Michael Valášek, DrSc.
podpis děkana(ky)

III. PŘEVZETÍ ZADÁNÍ

Student bere na vědomí, že je povinen vypracovat bakalářskou práci samostatně, bez cizí pomoci, s výjimkou poskytnutých konzultací. Seznam použité literatury, jiných pramenů a jmen konzultantů je třeba uvést v bakalářské práci.

Datum převzetí zadání

Podpis studenta

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou bakalářskou práci vypracoval samostatně a že jsem uvedl veškeré použité informační zdroje v souladu s metodickým pokynem o dodržování etických principů při přípravě vysokoškolských závěrečných prací.

V Praze dne

.....

Vojtěch Berger

Poděkování

Děkuji vedoucímu Ing. Václavovi Železnému za ochotu, velmi dobrou komunikaci a veškeré jeho vynaložené úsilí. Dále bych chtěl poděkovat vedení ÚJV Řež, a.s. vůbec za možnost provádění experimentů v areálu společnosti. Rád bych také poděkoval Ing. Vojtěchu Galkovi a Ing. Janu Hadravovi za konzultace a odborný dohled.

Anotační list

Název práce: Způsoby nakládání s nízko a středně aktivními jadernými odpady

Autor: Vojtěch Berger

Studijní program: Strojírenství

Ústav: Ústav energetiky

Druh práce: Bakalářská práce

Vedoucí práce: Ing. Václav Železný

Klíčová slova: radioaktivní odpady, kategorizace odpadů, geopolymery, zpracování odpadů

Key words: radioactive waste, waste categorization, geopolymers, waste processing

Anotace: Teoretická část této práce se zabývá radioaktivními odpady. Nejprve se věnuje kategorizaci radioaktivních odpadů a následně se řeší problematika jejich způsobu zpracování, úpravy a konečného uložení. Pozornost je věnována solidifikačním procesům, druhům matric a jejich vzájemným porovnáním. Konec teoretické části je věnován geopolymérům a jejich potenciálnímu využití v jaderné energetice. Experimentální část se zaměřuje na vhodnost využití geopolymerní matrice pro ukládání mokřých pevných radioaktivních odpadů.

Annotation: The theoretical part of work deals with radioactive waste. At first, it deals with the categorization of radioactive waste and then addresses the issue of their method of processing, treatment and final disposal. Attention is paid to solidification processes, types of matrices and their mutual comparison. The end of the theoretical part is devoted to geopolymers and their potential use in nuclear energy. The experimental part focuses on the suitability of using a geopolymer matrix for the storage of wet solid radioactive waste.

Obsah

1	Úvod.....	9
2	Teoretická část	10
2.1	Klasifikace radioaktivního odpadu (RAO)	10
2.1.1	Dělení RAO podle skupenství	11
2.1.2	Dělení RAO podle aktivity	12
2.1.3	Dělení RAO podle místa vzniku.....	13
2.1.4	Dělení RAO podle poločasu rozpadu	14
2.1.5	Dělení podle mezinárodní organizace MAAE.....	15
2.2	Ukládání RAO.....	16
2.3	Zpracování a likvidace RAO ve světě.....	17
2.4	Zpracování NAO a SAO	18
2.4.1	Zpracování pevných odpadů.....	18
2.4.2	Zpracování plyných odpadů.....	20
2.4.3	Zpracování kapalných odpadů	20
2.5	Úprava pevných odpadů.....	24
2.6	Solidifikace radioaktivních odpadů.....	25
2.6.1	Cementace.....	25
2.6.2	Bitumenace	27
2.6.3	Polymerace.....	30
2.7	Geopolymery.....	32
2.7.1	Struktura geopolimerů	32
2.7.2	Vlastnosti geopolimerů	34
2.7.3	Využití geopolimerů	34
3	Experimentální část.....	35
3.1	Použitý odpad.....	35
3.2	Příprava vzorků	36

3.3	Použité metody.....	37
3.4	Popis měření.....	38
3.5	Výsledky a diskuse.....	41
4	Závěr	47
5	Seznam použité literatury	49
6	Seznam obrázků.....	52
7	Seznam tabulek	53

Přehled použitých zkratk

RAO	Radioaktivní odpad
OUÚ	Odpady o radioaktivitě nižší než uvolňovací úrovně
PŘO	Přechodně aktivní odpady
VNAO	Velmi nízko aktivní odpady
NAO	Nízko aktivní odpady
SAO	Středně aktivní odpady
VAO	Vysoce aktivní odpady
VJP	Vyhořelé jaderné palivo
MAAE	Mezinárodní agentura pro atomovou energii
VVER	Vodo-vodní energetický reaktor

1 Úvod

S technologickým pokrokem jsme se dostali do situace, kdy zejména při průmyslové nebo chemické výrobě může docházet ke vzniku nebezpečných odpadů, jako jsou např. radioaktivní odpady. Na rozdíl od jiných průmyslových nebo chemických odpadů, které mohou mít své nebezpečné účinky i po delší časový úsek, radioaktivní odpady ztrácejí na své charakteristické nebezpečnosti s postupem času. Radionuklidy obsažené v odpadu se totiž se svým daným poločasem rozpadu přeměňují na neaktivní prvky.

Chceme-li co nejefektivněji naložit s radioaktivním odpadem, musíme ho nejprve rozčlenit do kategorií. Vzhledem k různorodosti a nebezpečnosti těchto odpadů se s každou kategorií nakládá jiným způsobem. Po roztrídění se daný odpad dle příslušných metod zpracuje, upraví a následně uloží do úložiště radioaktivního odpadu. Závěr teoretické části se věnuje relativně novým a perspektivním materiálům, kterými jsou geopolymery.

Druhá část této práce byla experimentální a kladla si za cíl ověřit, zdali jsou námi připravené vzorky s geopolymerní matricí vhodné pro ukládání konkrétního typu radioaktivního odpadu.

2 Teoretická část

2.1 Klasifikace radioaktivního odpadu (RAO)

Radioaktivní odpad je definován jako nevyužitelný materiál v jakémkoli skupenství, který kvůli obsahu radionuklidů a případné kontaminaci není možné ponechat volně v přírodě, ale je s ním potřeba dále pracovat. [1]

Klasifikovat radioaktivní odpad lze mnoha způsoby. Nejzákladnějším členěním je podle skupenství, kde se radioaktivní odpady dělí na pevné, kapalné a plynné. Poté se určují jejich fyzikální, chemické či biologické vlastnosti (viz Tab. 1). K RAO lze nahlížet i z jiných aspektů, jako je místo vzniku, aktivita, ale i doba, po kterou je nutno radioaktivní odpady izolovat. Kategorizace radioaktivních odpadů je důležitá zejména kvůli jejich způsobu nakládání. [2]

Tab. 1 Důležité charakteristiky radioaktivních odpadů

Radiologické	Fyzikální	Chemické	Biologické
Kritičnost	Skupenství (pevné, plynné, kapalné)	Chemické nebezpečí	Potenciální nebezpečí
Poločas rozpadu		Žiravost	Rychlost rozkladu a produkce
Produkce tepla	Velikost, objem a váha	TOC	
Intenzita radiace		Hořlavost	
Aktivita a koncentrace radionuklidů	Stlačitelnost	Reaktivita	
	Těkavost	Produkce plynu	
Povrchová kontaminace	Rozpustnost	Sorpce radionuklidů	
	Mísitelnost		
Dávkový faktor			

Zdroj: [2], tabulka vlastní

2.1.1 Dělení RAO podle skupenství

1) Pevné odpady

Mezi pevné radioaktivní odpady patří kontaminované předměty a látky z provozních, revizních, opravárenských a údržbových činností. Dále se tyto odpady rozlišují na pravidelné, tedy odpady vzniklé provozem, a nahodilé, které vzniknou převážně při odstávce jaderného reaktoru. Typicky se řadí do 4 kategorií:

- Spalitelné
- Nespalitelné
- Lisovatelné
- Nelisovatelné

Pevné odpady představují široké spektrum materiálů a forem, a proto obvykle nestačí použít jen jednu techniku zpracování, ale velmi často je potřeba pracovní postupy kombinovat. Nejběžnější je nízkotlaké lisování, kterým se sice zmenší objem materiálu, ale nemění se jeho vlastnosti z hlediska dlouhodobé manipulace u konečného ukládání. Spalitelných pevných RAO je cca 50-80 %. Spalování má tu výhodu, že kromě výrazného snížení objemu se získá i homogenní konečný produkt ve formě popela, který se následně bez dalšího zpracování může uložit do kontejnerů ke končenému uložení. [1] [3]

2) Kapalné odpady a mokré pevné odpady

Dle typu jaderného reaktoru vznikají různé kapalné odpady, které se liší jak aktivitou, tak množstvím. Kapalné RAO vznikají např. při údržbě a opravách, čištění primárního chladiva, bazénů pro skladování vyhořelého jaderného paliva, drenážních vod apod. Za mokré pevné odpady lze považovat použité ionexové pryskyřice z ionexových filtrů, filtrační kaly a nasycené náplně filtrů. [3] [4]

Cílem zpracování kapalných radioaktivních odpadů je snížit obsah radionuklidů na takové množství, aby bylo možné většinu z nich bezpečně vypustit do životního prostředí, popř. znovu použít. [4]

3) Plynné odpady

Plynné radioaktivní odpady vznikají zejména při provozu jaderného reaktoru. Především obsahují inertní plyny a jód s krátkým poločasem rozpadu. Většina radionuklidů se zachytí ve filtrech, kde dojde k jejich rozpadu, případně se plyn čistí v absorpčních jednotkách s určitou dobou zdržení. Po dosažení limitní hodnoty koncentrace radionuklidů dané atomovým zákonem se plyn vypouští ventilačními systémy do atmosféry. [3]

2.1.2 Dělení RAO podle aktivity

1) Odpady o radioaktivitě nižší než uvolňovací úrovně (OUÚ)

Kontaminace těmito odpady se nepovažuje za nebezpečnou, a proto se zanedbává. Odpady se mohou bez omezení recyklovat či uvolňovat do životního prostředí. Prakticky se jedná o neradioaktivní odpady. [4]

2) Přechodně aktivní odpady (PŘO)

Tyto odpady obsahují radionuklidy s poločasem rozpadu maximálně 5 let, a poté s nimi může být naloženo stejně jako s komunálním odpadem. Nejběžněji se jedná o odpady z nemocnic, ale patří sem také některé energetické odpady (např. ochranné pomůcky). Z pohledu radiační ochrany by roční dávka na obyvatele neměla přesáhnout hodnotu efektivní přijaté dávky 0,01 mSv. [3]

3) Velmi nízko aktivní odpady (VNAO)

Pod tuto kategorii spadají veškeré odpady, které nesplňují kritéria přechodně aktivních odpadů, ale nejsou nutné větší kontroly. Lze je tedy ukládat do úložišť typu řízených skládek spolu s neradioaktivními odpady. Zahrnují slabě kontaminované materiály, jako je např. kontaminovaná zemina nebo betonové zdivo objektů vyřazených z provozu jaderných zařízení. Pro tento typ odpadů je příliš nákladné skladování v komplikovaném bariérovém systému, a proto se budují speciální úložiště se zjednodušeným systémem stínění. [4] [5]

4) Nízko aktivní odpady (NAO)

Jedná se o odpady, které obsahují jen poměrně malé množství radionuklidů s poločasem rozpadu 30 let. Nízko aktivní odpady vyžadují důkladnou izolaci a skladují se v povrchových úložištích, kde jsou pravidelně kontrolovány. Povrchová úložiště jsou většinou na povrchu nebo jsou zapuštěna pod zem do hloubky maximálně 30 metrů. Tuto

kategorii tvoří z 90 % odpady z jaderných elektráren. Jsou to zejména kontaminované materiály obsahující jak krátkodobé radionuklidy o vyšších aktivitách, tak i určité množství dlouhodobých radionuklidů. [3] [5]

5) Středně aktivní odpady (SAO)

Středně aktivní odpady pojímají značné množství dlouhodobých radionuklidů, a proto je nutný vyšší stupeň kontroly a izolace než v předchozích případech. Poločas rozpadu se řádově pohybuje ve stovkách let. Na rozdíl od předešlých skupin se z těchto odpadů ještě uvolňuje teplo, a proto musí být pro převoz a skladování tepelně stíněny (chlazení však není potřeba). Jedná se zejména o předměty, které přišly do styku s jaderným palivem (např. pokrytí paliva, zařízení na úpravu jaderného paliva). Z těchto důvodů je za potřebí je oddělit od okolního prostředí a ukládají se do podpovrchových uložišť, která se budují do hloubky několika stovek metrů. [3] [6]

6) Vysoce aktivní odpady (VAO)

Vysoce aktivní odpady jsou nejnebezpečnější hned z několika důvodů: obsahují vysoký podíl dlouhodobých radionuklidů, zároveň dochází k uvolňování velkého množství tepla, a navíc jsou vysoce radioaktivní. Z uvedených důvodů je bezpodmínečné odpady chladit a stínit. Objemová aktivita je vyšší než 10^{14} Bq/m³ a poločas rozpadu se řádově pohybuje ve sto tisících letech a více (pro životní prostředí je nejnebezpečnější prvních 300 let). Z těchto skutečností je zřejmé, že dlouhodobé uložení vysoce aktivních odpadů lze jen v hlubinných uložišťích (několik set metrů pod zemským povrchem). Jde o vyhořelé jaderné palivo (VJP) a vysoce aktivní odpady z jeho přepracování. [3] [5]

2.1.3 Dělení RAO podle místa vzniku

1) Institucionální odpady

Mezi institucionální odpady se řadí veškeré radioaktivní odpady, které vzniknou ve výzkumu, průmyslu, zdravotnictví nebo zemědělství. Dále skýtají i např. znečištěné pracovní oděvy, stříkačky, látky či papír. Je možné sem zařadit i použité měřicí přístroje nebo radioaktivní zářiče. Důležitým aspektem nakládání s těmito odpady je obsah přírodních radionuklidů (radium, uran) nebo štěpných produktů (např. americium, plutonium, cesium). [6] [7]

2) Odpady z jaderných elektráren (energetické odpady)

Největším producentem radioaktivních odpadů jsou jaderné elektrárny. Do této kategorie spadají veškeré materiály, kapaliny či ochranné pomůcky, které přišly do kontaktu s radionuklidy při provozu elektrárny. Jako příklad odpadu z jaderné elektrárny typu VVER (nejběžnější typ jaderného reaktoru používaný v zemích bývalého východního bloku) je oxid uranický s mírně obohaceným uranem o štěpitelný izotop U^{235} . [7]

Použité jaderné palivo z jaderných reaktorů tvoří pouze 1 % objemu veškerého RAO, avšak podílí se na 90 % celkové radioaktivity. Nízko aktivní a středně aktivní odpady zastávají 90 % objemu RAO, avšak jen 0,1 % radioaktivity. [7]

2.1.4 Dělení RAO podle poločasu rozpadu

1) Krátkodobé odpady

Krátkodobé odpady jsou odpady s poločasem rozpadu kratším než 30 let. Opět se jedná převážně o odpady z jaderných elektráren. Příkladem takového odpadu je izotop vodíku 3H s poločasem rozpadu 12 let nebo izotop cesia ^{137}Cs s poločasem rozpadu 30 let. Hraniční hodnota koncentrace dlouhodobých radionuklidů v krátkodobých odpadech se obvykle pohybuje pod 4000 Bq/g v jednom souboru, popřípadě celková průměrná koncentrace všech souborů by neměla překročit 400 Bq/g. Je třeba zmínit, že tyto limity jsou odvozeny pro každé úložiště zvlášť, neboť jsou závislé na národních přípustných hodnotách (např. Dukovany mají nižší limitní hodnoty než tyto doporučené). [2] [8]

2) Dlouhodobé odpady

Veškeré radioaktivní odpady s poločasem rozpadu delším než 30 let považujeme za dlouhodobé a opět se jedná hlavně o odpady z jaderných elektráren. Typickým zástupcem je uran ^{238}U s poločasem rozpadu 4,5 miliard let nebo plutonium ^{239}Pu s poločasem rozpadu 24 000 let. [8]

2.1.5 Dělení podle mezinárodní organizace MAAE

Samotnou klasifikací se zabývala Mezinárodní agentura pro atomovou energii (MAAE) již v šedesátých letech 20. století a v souvislosti s ní zveřejnila několik dokumentů. V současnosti je platná kategorizace RAO z roku 1994 (viz Tab. 2), která jednak spojuje nízko a středně aktivní odpady do jedné kategorie, a zároveň je rozděluje na dlouhodobé a krátkodobé.

Jsou zde vytyčeny hranice mezi jednotlivými kategoriemi a pro každou z nich je doporučený typ úložiště. Je třeba zmínit, že jednotlivé limity aktivity radionuklidů v obalové jednotce (ale i celém úložišti) jsou vymezeny pro každé úložiště samostatně a jsou úzce propojeny národními vyhláškami. [9] [10]

Tab. 2 Klasifikace radioaktivních odpadů dle doporučení MAAE

Kategorie	Charakteristika	Aktivita [Bq/g]	Doporučený typ úložiště
1. Odpady potenciálně odváděné do životního prostředí	Materiály vráceny zpět do životního prostředí (ŽP) bez dalších radiologických úprav (efektivní dávka za rok na vrub ozáření jednotlivce musí být nižší nebo rovna 0,01 mSv/rok)	<0,1	Žádné omezení
2. Nízko a středně aktivní odpady (NAO a SAO)	Aktivita je nízká, avšak neumožňuje uvolnění do ŽP a zbytkové teplo odpadů je menší než 2 kW/m ³ (není podmínkou)	10÷10 ⁹	Přípovrchové
2.1 Krátkodobé NAO a SAO	V odpadech se vyskytuje malá koncentrace dlouhodobých radionuklidů překračujících poločas rozpadu 30 let, ale jejich měrná aktivita nepřesahuje 4000 Bq/g v jednotlivé obalové jednotce		Přípovrchové
2.2 Dlouhodobé NAO a SAO	Koncentrace dlouhodobých radionuklidů překračuje limity pro krátkodobé RAO		Hlubinné
3. Vysoce aktivní odpad	Zbytkové teplo a koncentrace dlouhodobých radionuklidů překračují limity pro SAO a NAO	>10 ⁹	Hlubinné

Zdroj: [10], tabulka vlastní

Nejnovější klasifikace od MAAE byla vydána v roce 2008 a obsahuje několik změn. Kategorizace si uchovává stejné principy tehdejších schémat, avšak s ohledem na změny kritérií úložišť. Dokument tedy klasifikoval RAO do 6 skupin s tím, že podrobnější stanovení mezních kritérií pro každou kategorii si řídí jednotlivé země samy. Tato klasifikace je popsána v podkapitole 2.1.2 Dělení RAO podle aktivity. [9]

2.2 Ukládání RAO

S radioaktivními odpady se od konce čtyřicátých let 20. století nakládalo všemi možnými způsoby. Zhruba v 70. letech začala společnost více řešit otázky týkající se vlivu radionuklidů na životní prostředí a postupně se některé způsoby začaly považovat za nepřijatelné. Nejprve se zakázalo využívat moře a oceány k ukládání radioaktivních odpadů a vypouštění kapalných odpadů do povrchových vod. Poté došlo k celkové revizi ukládání pevných odpadů. Dříve se ukládaly do jám, šachet či příkopů a zakryly zeminou. [11]

Na nynějším způsobu ukládání se dohodla odborná veřejnost z celého světa. Je založen na kompletní izolaci radioaktivních odpadů od životního prostředí na dobu, po kterou by odpady představovaly riziko. Izolace je tvořena různými systémy stínění (většinou kombinací umělých a přírodních) tvořenými okolním prostředím (geosférou a biosférou). Rozlišujeme 3 typy úložišť: přípovrchová (označována také jako povrchová), podpovrchová a hlubinná. [9]

Přípovrchová úložiště jsou stavby zpravidla železobetonové konstrukce izolované vhodným materiálem proti průniku vody. Jsou budovány na povrchu, případně ve velmi malé hloubce pod povrchem (stále však v přímém kontaktu s biosférou). Zde se umísťují zejména krátkodobé nízké a středně aktivní odpady po dobu 300-500 let. [12]

Podpovrchová úložiště jsou budována ve středních hloubkách (několik desítek až stovek metrů pod povrchem) a jsou určena především pro dlouhodobé odpady s alfa zářiči. Skýtají většinu opuštěných důlních prostor využívaných k ukládání RAO, případně speciálně budované stavby. [12]

Poslední skupinu tvoří hlubinná úložiště. Jde o podzemní prostory navržené ke dlouhodobému skladování dlouhodobých vysoce aktivních radioaktivních odpadů a vyhořelého jaderného paliva. Hlubinná úložiště jsou budována zpravidla v hloubkách více než 500 m pod povrchem. Dlouhodobá bezpečnost se zajišťuje kombinací izolační schopnosti přírodního prostředí a inženýrským stíněním. Odhadovaná doba zdržení odpadu v úložišti se pohybuje v řádu 10^5 let. [9]

2.3 Zpracování a likvidace RAO ve světě

Způsob nakládání s radioaktivním odpadem se v různých zemích světa liší v závislosti na míře využití ionizujících zdrojů. Z tohoto pohledu lze státy rozdělit do 5 skupin (viz Tab. 3). [9]

Tab. 3 Dělení států podle přístupu ke zneškodňování RAO

Vybavení	Kategorie				
	I	II	III	IV	V
Krátkodobý "vymírací" sklad	(ne)	ano	ano	ano	ano
Stanice pro zpracování RAO	ne	ne	ano	ano	ano
Dlouhodobý sklad VAO a VJP	ne	ne	ano	ano	ano
Přípovrchové úložiště RAO	ne	ne	ano	ano	ano
Hlubinné úložiště pro VAO a VJP	ne	ne	ne	ano	ano
Závod na přepracování VJP	ne	ne	ne	ne	ano

Zdroj: [9], tabulka vlastní

- 1) Kategorie I: Do této kategorie se řadí státy, které mají zpravidla jen jeden radionuklidový zdroj (zdravotnické účely) či uzavřený zářič. V těchto případech není nutné zavádět technologii likvidování RAO, neboť se jedná o radionuklidy s krátkým poločasem rozpadu a použitý zářič se vrací producentovi do země původu. [9]
- 2) Kategorie II: Zde jsou země, které využívají radionuklidové zdroje a uzavřené zářiče pro radiodiagnostické či radioterapeutické účely. Na daných stanicích se nachází krátkodobé sklady pro dočasné uložení použitých zdrojů záření (ty se posléze vrací do země původu) a různých odpadů ze zdravotnictví, než klesne jejich hodnota radioaktivity pod požadovanou hodnotu. [9]
- 3) Kategorie III: Státy této kategorie mají a používají střediska s výzkumným jaderným reaktorem a jsou schopné si vyrábět radionuklidy pro výzkumné i zdravotnické účely. Krátkodobé radioaktivní odpady se před jejich uvolněním skladují, dlouhodobější se umísťují do přípovrchových úložišť a vyhořelé jaderné palivo se vrací do země původu. [9]

- 4) Kategorie IV: V těchto státech již běžně nalezneme jaderné elektrárny a výzkumná střediska s jaderným reaktorem. Vyhořelé jaderné palivo se skladuje v meziskladech VJP, kde čeká na vyřešení otázky konečného uložení do hlubinného úložiště. Institucionální odpady se shromažďují v přípovrchových úložištích. Pod tuto kategorii spadá i Česká republika. [9]
- 5) Kategorie V: Na rozdíl od předchozí kategorie tyto státy provozují kompletní palivový cyklus (otevřený i uzavřený – tzn. včetně přepracování VJP). Vznikající vysoce aktivní odpady se ukládají do podpovrchových úložišť, zatímco nízko a středně aktivní odpady se umísťují do přípovrchových úložišť. [9]

2.4 Zpracování NAO a SAO

Radioaktivní odpady se téměř vždy musí zpracovat před jejich konečným uložením. Vzhledem k jejich různorodosti existuje více způsobů jak tyto odpady bezpečně a efektivně zpracovat. Z tohoto pohledu se rozlišují podle skupenství na pevné, plynné a kapalné.

2.4.1 Zpracování pevných odpadů

Pevné odpady vznikají nejčastěji během provozu jaderné elektrárny a dělí se podle aktivity na dvě skupiny:

- vysoce aktivní odpady (VAO)
- středně a nízko aktivní odpady (SAO a NAO). [13]

Vysoce aktivní odpady jsou velmi nebezpečné, ale tvoří pouze minoritní část z celkového objemu radioaktivních odpadů. Způsob likvidace spočívá v uložení ve speciálních kontejnerech v meziskladech vyhořelého jaderného paliva a následně v hlubinných úložištích. [13]

Nízko aktivních odpadů je hmotnostně i objemově nejvíce. Jedná se především o nedekontaminované materiály (při údržbě, ochranné pomůcky atd.) jako je např. dřevo, kov, kůže, papír, textil apod. Do skupiny SAO patří aerosolové filtry, konstrukční materiály palivových souborů a nečistoty ve formě suchých kalů. Způsoby zpracování těchto odpadů spočívají ve zmenšení jejich objemů a následnému konečnému uložení. Existují čtyři procesy, které se používají k redukci objemu radioaktivních odpadů: [9] [13]

a) Mechanické procesy

Nejběžnější je lisování. Nízkotlaké lisování dokáže zredukovat objem odpadů 2-5krát, vysokotlaké lisování dokáže zmenšit objem 10-20krát (častá je jejich kombinace). Výhodou lisování je jejich dostupnost, jednoduchost a snadná obsluha. Nevýhodou je nutnost důkladnějšího třídění, protože větší kovové předměty by mohly poškodit zařízení. Také se musí dát pozor na vznik radioaktivních aerosolů či úniku kapalin (jedná se především o zbytky v láhvích). Druhou metodou je fragmentace, která se využívá v případech, kdy objem odpadů je příliš velký pro použití lisovacího zařízení. [9] [14]

b) Tepelné procesy

Základním tepelným procesem je spalování. Jedná se o velmi efektivní metodu, při níž dochází k výrazné redukci objemu odpadů, ale vznikají druhotné odpady jako je popel, různé vzduchotechnické filtry apod. Výhodou je snadná dostupnost komerčních zařízení, avšak drahé investiční a provozní náklady (také relativně náročná na obsluhu). Radioaktivní odpad musí být vytríděn před jeho spálením a pokud možno rozmělněn na co nejmenší kousky. [9]

Ve specifických případech se používá termický rozklad. Lze takto mineralizovat organické odpady v roztavených solích či rovnou v taveninách materiálu (např. keramická nebo skelná hmota), které slouží k imobilizaci RAO. Metoda je provozně velmi náročná, je nutné mít proškolenou obsluhu a je finančně nákladná. Prakticky se používá pouze v případech, kdy je dané zařízení k dispozici i k jiným účelům. [9]

U plastových či kovových materiálů lze jejich objem efektivně zmenšit pomocí jejich roztavení. Významná část radionuklidů se během procesu uchytí do vytavené hmoty, a to má za následek odpadnutí potřeby další úpravy těchto odpadů a mohou se rovnou uložit. Pokud se u kovů parametry procesu nastaví ideálně, pak radionuklidy zůstanou ve strusce a dojde tím k dekontaminaci. Proces je investičně i provozně drahý a náročný na obsluhu. [9]

c) Chemické procesy

Pokud odpady obsahují radionuklidy, které by při vyšších teplotách unikaly, používají se nízkoteplotní chemické procesy (oxidace organických materiálů). Jsou ověřeny, ale často se nepoužívají zejména díky možnosti využití levnějších a efektivnějších metod zpracování

NAO a SAO. Chemické procesy se používají v momentě, kdy se jedná o velmi malou produkci odpadů a pořízení jiné technologie by se ekonomicky nevyplatilo. [9]

d) Biologické procesy

Jedná-li se o radioaktivní biologický odpad (orgány, zbytky zvířat atd.), který je zpravidla infekční, pak má zpracovávání za cíl nejen zredukovat objem, ale také odstranit biologickou toxicitu a zamezit biologickému rozkladu. Vhodnou metodou zpracování by bylo spalování, avšak není-li takové zařízení k dispozici, volí se chemická stabilizace. Nejprve se odpad rozpustí v kyselinách (obvykle v kombinaci s rozmixováním) a poté vysuší formaldehydem (dočasně se tím zabrání rozkladným procesům). Takto upravené odpady je optimální dále zpracovat co nejrychleji (např. zalitím do betonu) z důvodů relativně krátkého účinku zabránění rozkladu. [9]

2.4.2 Zpracování plynných odpadů

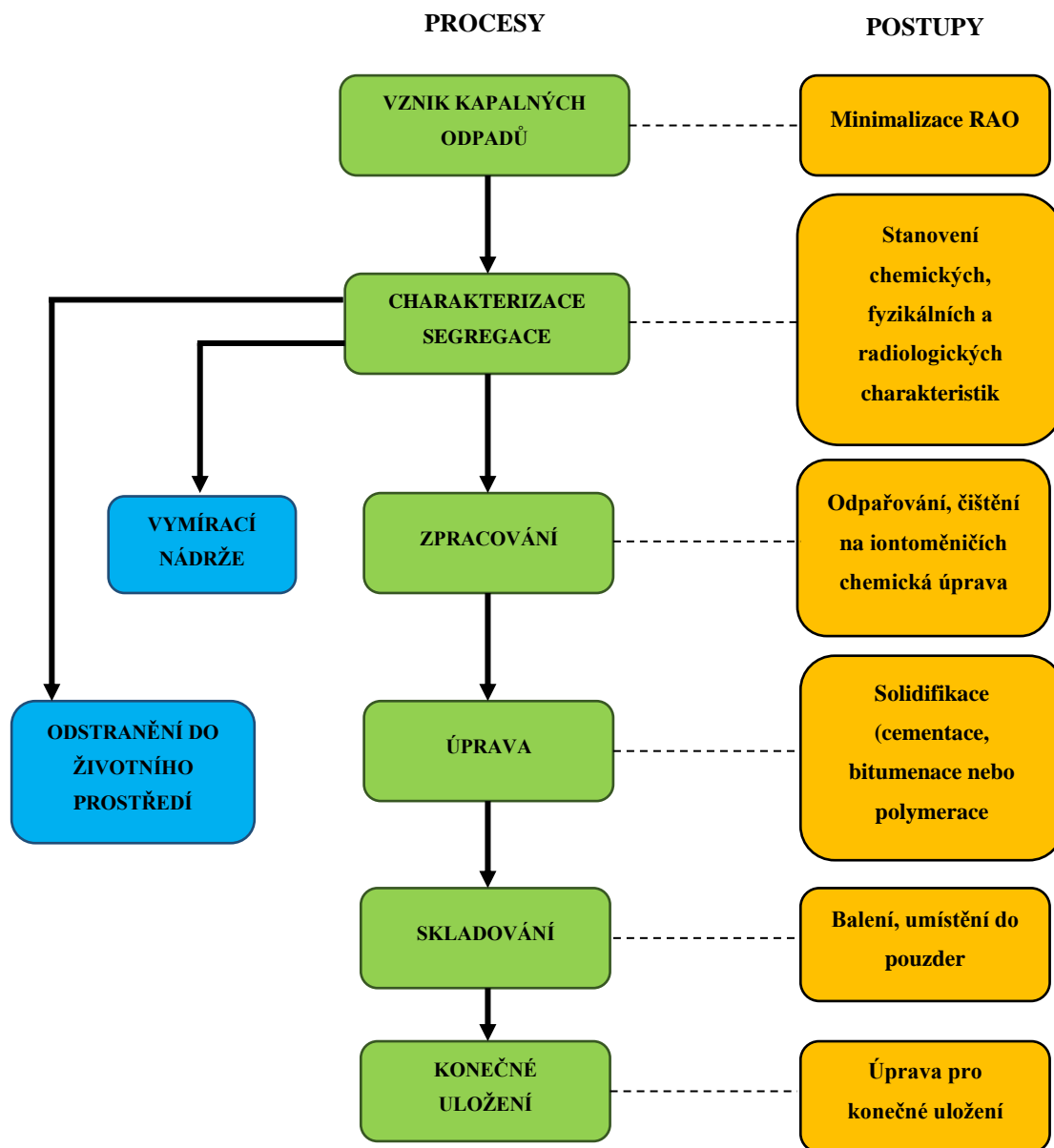
Plynné radioaktivní odpady jsou charakteristické především nízkou aktivitou radionuklidů a vznikají při provozu jaderného reaktoru (zejména z nádrží s aktivní vodou, z odvětrávání pracovního prostředí či jako druhotný odpad při termických procesech). Obsahují hlavně radionuklidy inertních plynů a jód s krátkým poločasem rozpadu. Tyto odpadní plyny jsou odváděny do absorpčních komor, kde dojde k rozpadu většiny radionuklidů. Jakmile dojde ke snížení radioaktivity na přípustnou úroveň, lze odpadní plyny vypustit do ovzduší. [15] [16]

2.4.3 Zpracování kapalných odpadů

Kapalné odpady jsou z pohledu zpracování nejproblematictější. Vznikají během provozu jaderné elektrárny a obsahují nejvíce radionuklidů. Tvoří se při čištění primárního chladiva, bazénů pro skladování VJP, drenážních vod, při údržbě a opravách, v laboratořích apod. Řadí se sem i tzv. mokré pevné odpady (např. ionexové pryskyřice z ionexových filtrů, ale i filtrační kaly a náplně filtrů). [13] [17]

Cílem zpracování je opět zmenšení objemu, které je závislé na solnosti vstupních roztoků a koncentraci pevných solí. Pro vyšší podíl pevných solí se provádí chemická úprava, odpařování a extrakce. Naopak pro nižší podíl a méně solné roztoky se uplatňují iontové

výměny, membránové metody a některé další méně běžné postupy (např. reverzní osmóza, elektrochemické procesy či ultrafiltrace). [9] [17]



Obr. 1 Schéma zpracování kapalných radioaktivních odpadů

Zdroj: [9], obrázek vlastní

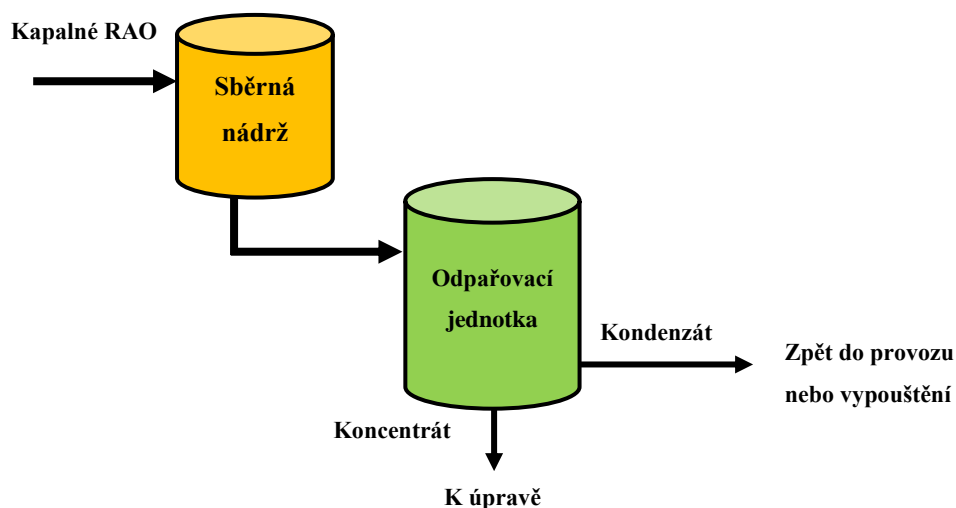
a) Chemická úprava (chemické srážení či vložkování)

Metoda je založená na srážení či spolusrážení určitých složek, případně sorpci složek roztoku na vytvořenou sraženinu. Do kapalného odpadu se přidá srážecí činidlo (nejčastěji hliníkaté a železné soli), díky němuž se radionuklidy vysrážejí a usadí na dně ve formě nerozpustných solí. Případně se přidávají flokulační chemikálie, které váží radionuklidy slabými silami (flokulace). Nevýhodou chemické úpravy je dosažení nízkého

dekontaminačního faktoru (od 10 do 100, pro aktinoidy až 1 000). Dekontaminační faktor udává poměr původní aktivity a aktivity po úpravě. Mimo jiné separace a dodatečná úprava ionexů a kalů je problematická. Metoda je spíše vhodná pro velké objemy kalů a solných roztoků. Výhodou je, že je snadno dostupná, spolehlivá a probíhá za pokojové teploty. V konkrétních případech dostává přednost před odpařováním či záchytem na ionexech. [9] [17]

b) Odpařování (přebytečné vody)

Odpařování je nejefektivnější metoda ke zpracování kapalných radioaktivních odpadů. Dosahuje nejvyšších hodnot dekontaminačního faktoru (až 10^5) a faktoru redukce objemu (až 10^4). Nespornou výhodou této metody je, že kondenzát může být (zpravidla je), vypuštěn do životního prostředí bez dalšího zpracování. Z ekonomického hlediska je proces poměrně náročný, jako většina tepelných úprav, ale velmi spolehlivý a jednoduchý. Při odpařování může dojít k tomu, že se veškeré rozpouštědlo odpaří. Zvýší-li se během toho teplota nad $300\text{ }^{\circ}\text{C}$, hovoříme o kalcinaci. Při vyšších teplotách 600 až $800\text{ }^{\circ}\text{C}$ dochází k termickému nebo s vhodnými aditivami i chemickému rozkladu. Získaná sušina (popř. kalcinát) musí být dále zpracována nebo upravena solidifikačním procesem ke konečnému uložení. [9] [17]



Obr. 2 Zjednodušené schéma odpařovacího systému pro nízko aktivní odpady

Zdroj: [9], obrázek vlastní

c) Iontová výměna

Iontovou výměnou se obecně označuje proces, při kterém dochází k výměně iontů mezi roztokem a ionexem. V případě radioaktivních odpadů se používají organické ionexy nebo

anorganické sorbenty. Ionexy obsahují aktivní skupinu, díky které je umožněna výměna iontů mezi roztokem a ionexem. Podstata iontové výměny u radioaktivních odpadů spočívá v zachycení radionuklidů ve formě iontů ionexy, se kterými je dále nakládáno stejně jako s koncentrovaným kapalným radioaktivním odpadem. Škála ionexů (nebo sorbentů) je vskutku široká, díky čemuž iontová výměna dosahuje dekontaminačního faktoru až 10^4 . Metoda není vhodná pro roztoky o vyšších solnostech, neboť dochází ke konkurenčním záchytům neaktivních složek, které se projevují již při solnosti 1 g/l. [9] [17]

d) Extrakce

Proces extrakce se využívá v případech, kdy je potřeba z daného radioaktivního odpadu separovat určitou složku (většinou se jedná o vzácnější složky – např. aktinidy). Principem je rozpuštění vybraných složek ve vhodně zvoleném rozpouštědle. Extrakce je relativně choulostivá na změnu podmínek a vždy dochází ke tvorbě sekundárních odpadů. Dosahuje se dekontaminačního faktoru 10^4 . [9]

e) Reverzní osmóza

Fyzikální princip reverzní osmózy spočívá ve vlastnosti roztoků vyrovnat rozdílnou koncentraci. Ty tak činí přesunem rozpouštědla z míst o nižší koncentraci do míst o vyšší koncentraci. Síla tohoto přesunu se nazývá osmotický tlak. Máme-li dva roztoky, mezi nimiž je optimálně propustná membrána (natolik propustná, aby došlo k vyrovnání osmotického tlaku), pak se osmóza zastaví. Vyskytne-li se však větší tlak v místě vyšší koncentrace, než je tlak osmotický, pak se směr proudění otočí, čemuž se říká reverzní osmóza. Metoda je vyzkoušená i ve velkém měřítku, její použití je však značně limitováno přítomností pevných částic. Dekontaminační faktory se pohybují okolo hodnoty 100. [9] [18]

f) Ultrafiltrace, mikrofiltrace

Jedná se o typ filtrace, při které dochází k mechanickému záchytu pevných částic na membránách, které mají velmi malé póry. Jejich regenerace se provádí zpětným propláchnutím, přičemž dochází ke tvorbě sekundárních odpadů. Metody se praktikují v případech, kdy požadujeme čirý roztok bez pevných částic (a dalších příměsí). Dekontaminační faktor dosahuje malých hodnot (do 100). [9]

g) Zpracování organických kapalných odpadů

Prakticky se organické kapaliny zpracovávají 3 způsoby: zničením (rozkladem či spálením), odstraněním rozpouštědla (např. destilace s následným zpevněním koncentrátu) či sorpcí na netečný materiál (následuje opět zpevnění). Proces spalování se preferuje v případech, kdy se jedná o biotoxické organické kapaliny. [9]

2.5 Úprava pevných odpadů

Pevné radioaktivní odpady se po zpracování buď vloží do odpovídajícího obalu (většinou sudu) a volný prostor se vyplní cementovou záměsí, nebo se rovnou odvezou ke skladování či ke konečnému uložení. Pokud se jedná o aktivnější odpad, sud s odpadem se vloží do většího sudu a následně zabetonuje. Vrstva betonu představuje prvek stínění, který zvyšuje životnost obalu. [9] [14]

Tab. 4 Postupy pro úpravu pevných odpadů

Proces/produkt	Postup při úpravě
Nízkotlaké lisování	Sudy se uzavírají víkem a po označení se odesílají ke skladování nebo k uložení
Vysokotlaké lisování	Slisované odpady se zalévají cementovou záměsí ve 400 litrových sudech nebo v kontejnerech různých tvarů o objemu několika tisíců litrů
Spalování	Popel ze spalovny se zpravidla upravuje společně s iontoměniči a kaly metodou cementace
Filtrace	Vzduchotechnické filtry se pouze přebalují, popřípadě se lisují v sudech
Fragmentace	Kusy technologického zařízení a stavební materiály se zalévají v sudech cementovou záměsí
Biologický odpad	Stabilizovaný odpad se zalévá v sudech s cementovou směsí
Přetavení	Ingoty vzniklé z přetavení oceli a barevných kovů se bez dalších úprav umísťují do skladu nebo úložiště v ochranném obalu

Zdroj: [9], tabulka vlastní

2.6 Solidifikace radioaktivních odpadů

Po zpracování kapalných a některých pevných odpadů (kalů apod.) je nutná jejich úprava do konečné podoby před uložením. Cílem je izolovat radioaktivní (i chemicky toxické) látky od životního prostředí. Proces této úpravy se nazývá solidifikace (= zpevnění). Princip spočívá ve smíchání odpadů s pojivou a plnivou, čímž se upraví jejich chemické a fyzikální vlastnosti. Jedná se o materiály, které mají schopnost vázat odpad ve své matici.

V praxi se osvědčily 3 typy matic: matrice z cementu (proces cementace), bitumenu (proces bitumenace) a organických polymerů (proces polymerace). Jednotlivé typy solidifikace se od sebe liší použitou maticí, technologickým postupem, vlastnostmi solidifikátu, potřebnou aparaturou, ale i ekonomickou náročností. [19]

2.6.1 Cementace

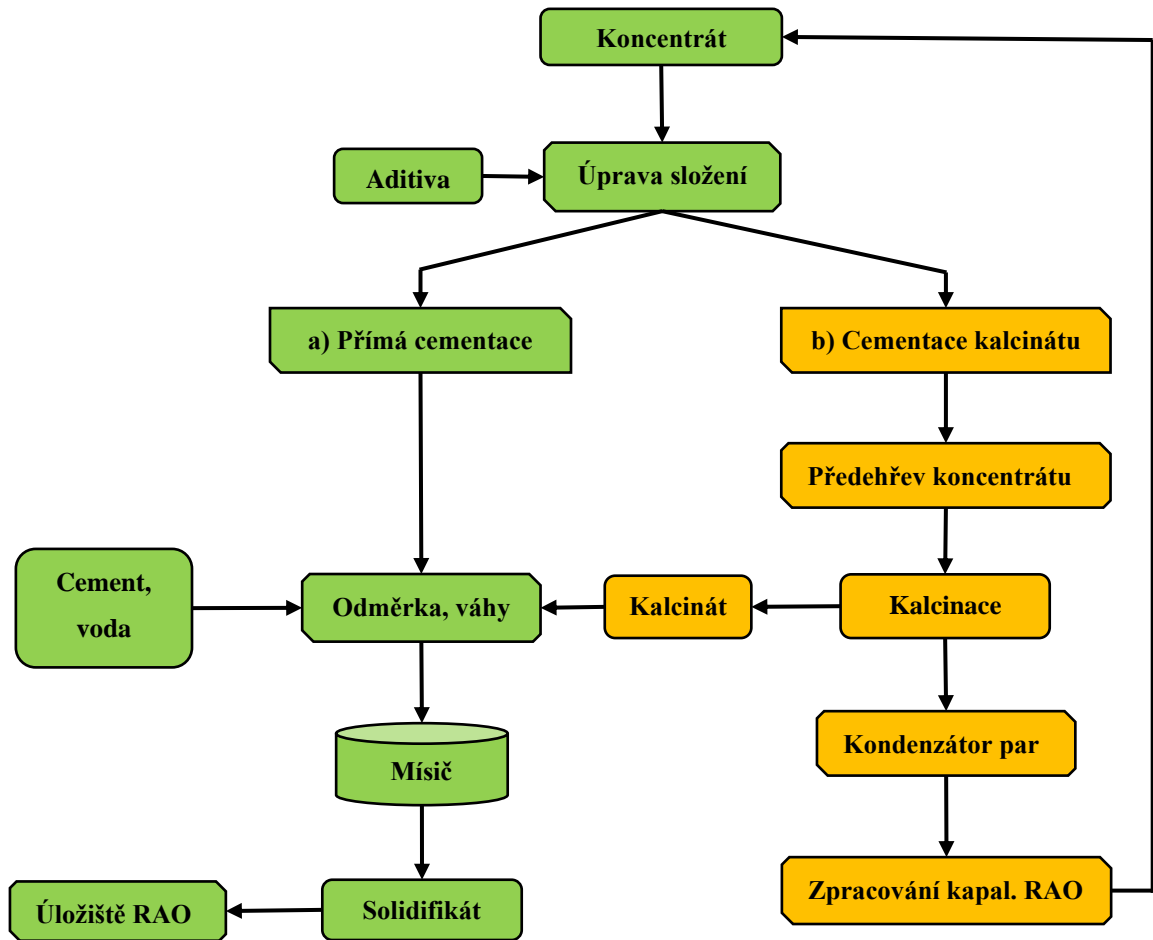
Cementace je z výše uvedených procesů nejjednodušší a přináší řadu výhod. Vychází ze získaných znalostí o vlastnostech cementu ze stavebnictví. Smíchá-li se cement, vypálená směs vápence a jílu (případně dalších příměsí), s vodou či jiným inertním materiálem (např. pískem, šterkem apod.), vznikne tzv. cementový kámen. Při zpevňování RAO se však místo zaměšovací vody použije radioaktivní koncentrát. Metoda využívá hydratační reakce (chemická podstata tvrdnutí) během níž vznikají pevné a nerozpustné sloučeniny, které jsou do své krystalické struktury schopny fixně vázat další látky. Tímto způsobem se odpad po ztvrdnutí v matici mechanicky uzavře a částečně tak tvoří její strukturu. Existují dva základní postupy cementace: přímá cementace kapalných RAO a cementace kalcinátu RAO. Metody jsou zobrazeny na Obr. 3. [13] [17]

a) Přímá cementace (kontinuální, diskontinuální)

Radioaktivní koncentrát je nejprve smíchán s aditivou (popř. se upraví pH) a následně putuje do odměrky (popř. na váhy). Odsud se požadovaný objem koncentráту transportuje do homogenizátoru (mísiče), kam je zároveň dávkován cement. Po ukončení mísení se daný produkt vypustí do sudu a nechá ztuhnout. Následuje označení, kontrola a přeprava do úložišť RAO. [13]

b) Cementace kalcinátu (kontinuální, diskontinuální)

První fáze je přehřátí koncentrátu radioaktivního odpadu. Po dosažení požadované teplotní hladiny se koncentrát dávkuje do kalcinátoru. Vzniklý produkt (kalcinát) je ve formě granulí o průměru 3–5 mm. Následují již stejné operace jako u přímé cementace. Kalcinát se dávkuje do mísiče za přídavku vody (popř. kondenzátu par vytvořených při kalcinaci), kde se smísí s cementem (zde se používá rychlovačný cement). Vzniklá směs se opět odlévá do sudů. [13]



Obr. 3 Zjednodušené technologické schéma přímé cementace a cementace kalcinátu

Zdroj: [13], obrázek vlastní

Vlastnosti solidifikátu závisí nejen na chemickém složení radioaktivního odpadu, pojiv a plniv, ale i na dalších faktorech jako je například tzv. hydraulický modul (poměr vody a cementu). Teoreticky by tento poměr měl stačit 0,24 pro vytvoření cementového kamene, avšak míchání směsi vyžaduje 0,4 – 0,8. Vyšší hodnota tohoto poměru (0,6 – 0,8) nám dává tzv. měkkou směs. Ta je výhodná z hlediska poměrně velkého obsahu radioaktivního koncentrátu, dobře se homogenizuje a plní do sudů, avšak výsledný solidifikát má spíše

nepříznivé vlastnosti. Pokud se naopak zvolí tento poměr menší (0,4 - 0,5), dostaneme kvalitnější solidifikát, avšak nejen že homogenizace a plnění sudů bude problematictější, ale navíc dosáhneme nízkého stupně plnění solidifikátu radioaktivními odpady. V praxi se hydraulický modul pohybuje kolem hodnoty 0,55. Vlastnosti solidifikačního produktu se dají zlepšit různými aditivami. Takto se dá například zvýšit odolnost vůči povětrnostním vlivům, zrychlit i zpomalit tuhnutí či zlepšit zpracovatelnost směsi. [13]

Cementace se používá pro likvidaci nízkou a středně aktivních koncentrátů, ionexů a kalů (v malém měřítku i organických kapalin). Výhody této metody spočívají zejména v jednoduchých a prověřených zařízeních, která jsou převážně vsázkového typu (používají se ale i šnekové kontinuální mísiče apod.). Solidifikát je stabilní, pojme relativně velké množství radioaktivního odpadu a má vysokou schopnost stínění. [17]

Nevýhodou je zásadní zvětšení objemu ukládaného odpadu. Voda také může pronikat do cementu a radionuklidy jsou po kontaktu s vodou difúzně uvolněny do okolního prostředí. Tento problém se řeší různými aditivami, která zlepšují vlastnosti solidifikátu. Aplikují-li se různé přísady, hovoříme o tzv. pokročilých cementových směsích. [17] [20]

Nové trendy cementace:

- Intenzifikace míchání
- Vývoj specifických cementů pro odpady s vyšším obsahem bóru
- Konstrukce mobilních cementačních linek [21]

2.6.2 Bitumenace

Bitumen je souhrnné označení pro relativně širokou škálu organických látek (vysokomolekulární uhlovodíky vznikající během rafinace ropy, dehty či přírodní asfalt). Obsahují dvě základní složky: malteny a asfalteny. Průmyslově se vyrábí několik druhů: přímo destilovaný bitumen, foukaný bitumen, krakovaný bitumen nebo vodné bitumenové emulze. [21]

Bitumenace má řadu výhod. Během solidifikace odpadů dojde k odpaření zbytkové vody, která u cementace představuje možné uvolnění radionuklidů do okolí. Nevýhoda spočívá v hořlavosti bitumenu. Veškerá manipulace s ním vyžaduje speciální opatření. [17]

Výhody bitumenu:

- Nerozpustnost ve vodě
- Vysoká odolnost vůči vodě i chemikáliím (mimo silných oxidačních činidel)
- Biologická inertnost
- Vysoká plasticita a schopnost tlumení mechanických rázů
- Vysoká inkorporační kapacita
- Poměrně nízká cena a v omezeném množství i dostupnost

Nevýhody bitumenu:

- Nízká tepelná odolnost
- Malá tepelná vodivost (možnost lokálního tavení)
- Hořlavost
- Menší radiační stálost v porovnání s cementovým kamenem

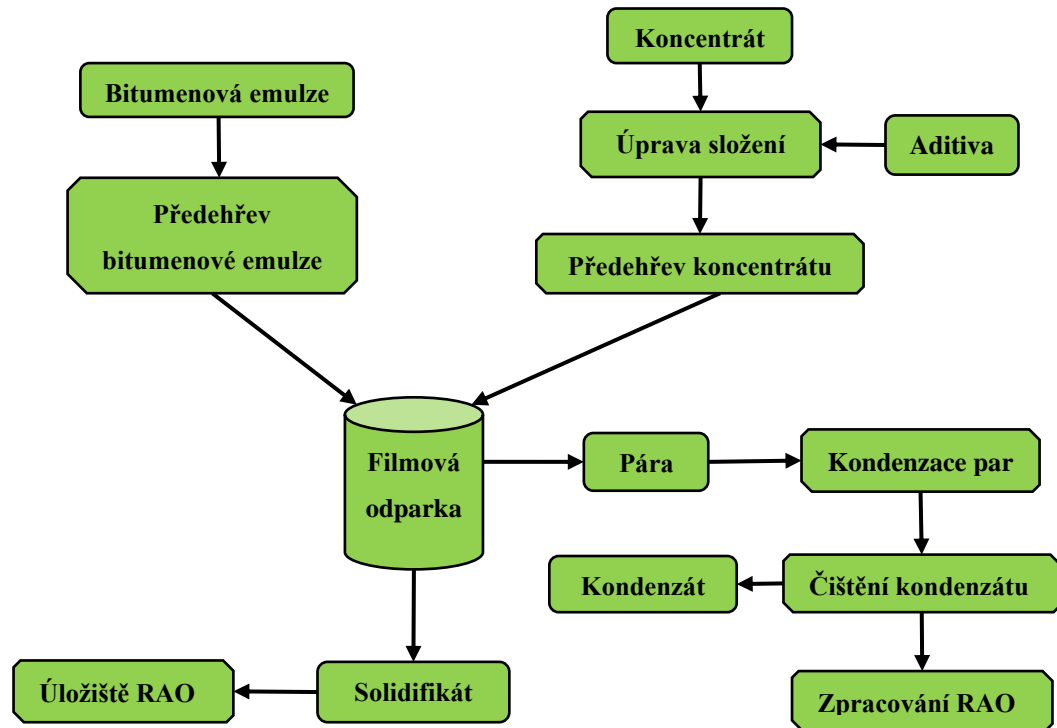
Princip bitumenace je velmi jednoduchý. Kapalný koncentrát RAO se předeheje, přičemž při 160–200 °C dojde k odpaření vody z kondenzátu, a zbylá pevná část (kalcinát) se promísí s roztaveným bitumenem či bitumenovou vodní emulzí. Tato směs se následně vypouští do ocelových sudů, kde ztuhne. Dále se sudy zkontrolují, zaevidují a transportují do úložiště RAO. Podobně jako u cementace existují 2 způsoby bitumenace: přímá bitumenace RAO (s odpařováním vody) a bitumenace kalcinátu, ionexů a popele. Metody jsou zobrazeny na Obr. 4 a 5. [9] [22]

a) Přímá bitumenace (kontinuální, diskontinuální)

Koncentrát radioaktivního odpadu se přivádí do míchaných nádrží, kde dojde k jejich potřebné úpravě (je-li nutná), a poté přes ohříváč do vrchní části filmové odparky. Současně se sem přivádí i ohřátá vodná bitumenová emulze. [23]

Filmová odparka je válcová nádoba, uprostřed níž se nachází rotorová část – hřídel s oběžnými lopatkami, které roznáší směs koncentráту a emulze po stěnách nádoby. Plášť je ohříván tlakovou parou na teplotu cca 170 °C, díky čemuž se z nanesené směsi na stěnách odpaří voda a jiné těkavé látky. Bitumen s inkorporovanými solemi poté stékají po stěnách přímo do sudů. Vzniklé páry v odparce (tzv. brýdové páry) jsou posléze kondenzovány a kondenzát se typicky čistí v mechanickém odlučovači a na vrstvách aktivního uhlí

a vapexu (zejména od ropných látek). Po jeho vyčistění je s kondenzátem nakládáno jako s nízko aktivním odpadem. [23]



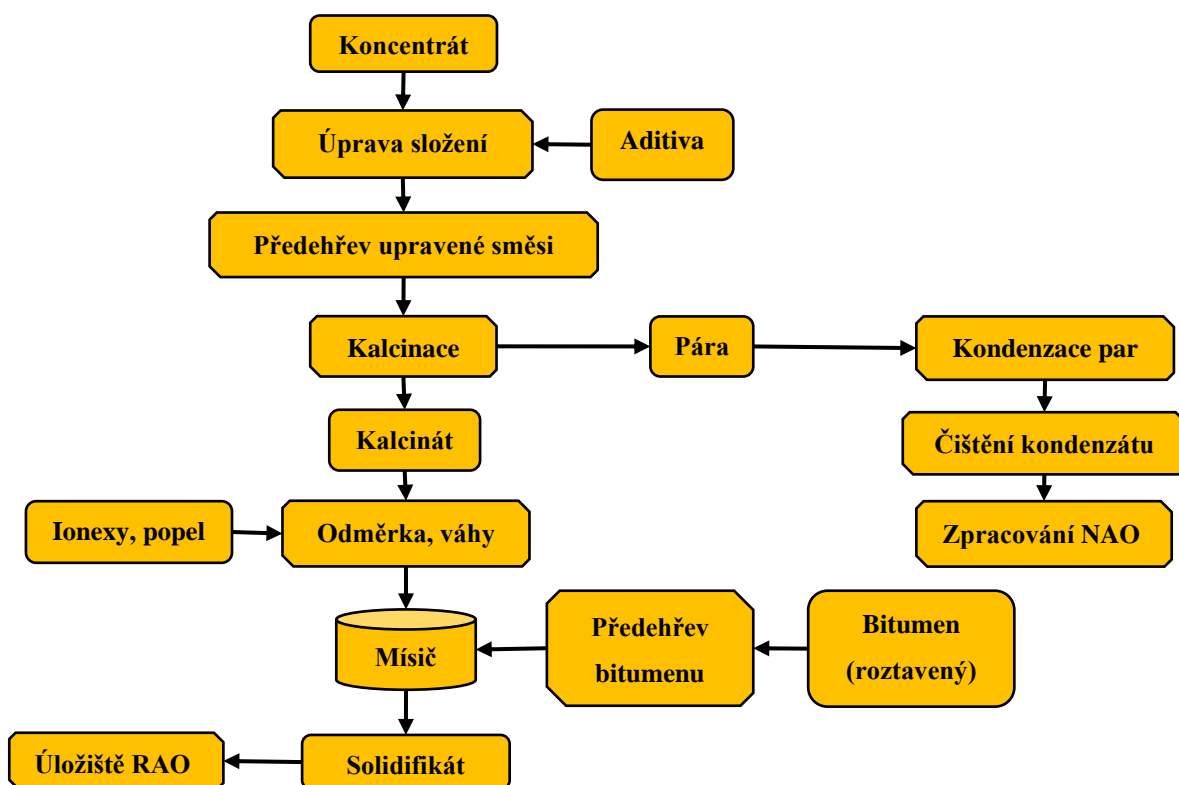
Obr. 4 Zjednodušené technologické schéma přímé bitumenace pomocí filmové odparky

Zdroj: [13], obrázek vlastní

b) Bitumenace kalcinátu, ionexů a popele (kontinuální, diskontinuální)

Postup je prakticky totožný s postupem cementace kalcinátu. Prvně se do kapalného koncentrátu radioaktivního odpadu přidají aditiva. Následně se ohřeje a transportuje do kalcinátoru vyhřívaného na teplotu 250 °C, kde dojde k separaci vody (odpařením) a granulátu. Brýdové páry se pak zpracovávají stejně jako v přímé bitumenaci. Granulát poté putuje pomocí šnekových dopravníků do vyhřívaného mísiče (homogenizátoru), kde se mísí s přiváděním zahřátým bitumenem. Bitumen je brán z vyhřívaného zásobníku a veden vyhřívanými trasami z důvodu, aby setrval v kapalném stavu. Z mísiče je následně směs dávkována do sudů. [22] [23]

Popel získaný spálením pevných radioaktivních odpadů lze přimísit v homogenizátoru. Vysycené ionexy se dají dávkovat do kalcinátoru, kde dojde k jejich vysušení (při teplotě zhruba 140 °C) a zároveň k tepelné degradaci. Tím ztrácí schopnost růstu a mohou být bitumenovány či cementovány jako inertní materiál. [23]



Obr. 5 Zjednodušené technologické schéma bitumenace kalcinátu, ionexů a popele

Zdroj: [13], obrázek vlastní

2.6.3 Polymerace

Jde o solidifikační proces využívající polymerace organických monomerů. Produktem je pevná makromolekulární látka, která je schopná na sebe vázat složky radioaktivního odpadu. Samotné zpevnění se provádí buď obalením pevných částic radionuklidů polymerem nebo se uzavřou do samotné makromolekulární struktury. Obvykle je snaha dosáhnout trojrozměrného výsledného polymeru, protože se tím zvýší jeho tepelná odolnost, nerozpustnost a mechanická pevnost. [24]

Škála použitelných polymerů je opravdu velká, ale v zásadě polymery rozdělujeme do dvou skupin: termoplasty (při vyšší teplotě měknou, zvyšuje se jejich plasticita až nakonec může dojít i k jejich depolymeraci) a termosety (při zvýšení teploty se obvykle vytvrzují, nedají se přetvářet ani roztavit, za použití vysokých teplot dochází ke spalování a zuhelnění). Do termoplastů lze řadit různé pryskyřice (polyesterové, fenol-formaldehydové aj.), zatímco do termosetů patří např. polystyren, polyetylen. Výsledné vlastnosti solidifikátu silně závisí nejen na použité pryskyřici, ale i na vlastnostech zpracovávaného radioaktivního odpadu. Dle publikovaných záznamů se doposud nejlépe osvědčily polyesterové a epoxidové

pryskyřice, a to zejména při fixaci odpadních ionexů, síranových a suchých boritanových solí nebo zbytků magnexového paliva. [24]

Princip fixace RAO do organických polymerů je velmi podobný bitumenaci. Nejprve se odpad vloží do sudu, kam se následně přidávají různé reaktanty (monomery, vytvrzovací činidlo, katalyzátor, případně roztavený polymer apod.). Směs se posléze zhomogenizuje až začnou probíhat polymerní reakce (případně může dojít i k jejímu ztuhnutí). Sud se poté uzavře, zkontroluje, zaeviduje a bezpečně uloží. Konkrétních postupů je více vlivem různých chemických složení odpadů a typů syntetické pryskyřice. [13]

Polymerace je nákladnější a zahrnuje složitější zařízení než předešlé metody. Aplikuje se, pokud jsou jiné solidifikační metody technicky nevhodné. Jejich výhodou jsou chemická netečnost a vysoká odolnost vůči vyluhování radionuklidů. [17]

Tab. 5 Srovnání procesů pro solidifikaci RAO

Matrice	Výhody	Nevýhody
Cement	Přístupný v libovolném množství Levný Kompatibilní s většinou materiálů Nehořlavý materiál Vysoké pH (zvyšuje absorpci většiny radionuklidů)	Organické ionexy rostou a mohou narušit strukturu Po zpevnění odpad značně zvětšuje objem Relativně vysoká vyluhovatelnost některých nuklidů (zvláště Cs)
Bitumen	Konečný produkt neobsahuje vodu Relativně nízká vyluhovatelnost	Již při mírně vyšších teplotách může odpad měknout Kontejner musí vydržet objemové i rozměrové transformace odpadu Organické ionexy mohou růst při dlouhodobém kontaktu s vodou Odpad může být hořlavý Odpad může podléhat biologické degradaci Nižší radiální stabilita než cement
Polymery	Velká škála polymerů U většiny polymerů převládá nízká vyluhovatelnost	Proces i materiál jsou nákladnější Polymerace může být nepříznivě ovlivněna složením odpadů Nižší radiální stabilita než cement

Zdroj: [25], tabulka vlastní

2.7 Geopolymery

Geopolymery jsou označovány hlinito-křemičitanové anorganické polymery, které vznikly polykondenzací křemičitých a hlinitých materiálů v zásaditém prostředí za normální teploty a tlaku. Dle dosavadních studií se skládají z řetězců tetraedrů (pravidelných čtyřstěnů) SiO_4 a AlO_4 a označují se také jako polysialáty. [26]

Geopolymery se obecně vyrábějí alkalickou aktivací z vhodného materiálu (obsahující křemík i hliník v oxidové formě). Geopolymery se získávají zejména třemi způsoby: alkalickou aktivací metakaolinu (tepelně upravená přírodní surovina; nejčastěji kaolinitické jíly), alkalickou aktivací popílku či alkalickou aktivací strusky. Jednotlivá složení a vlastnosti porovnává Tab. 6. [27]

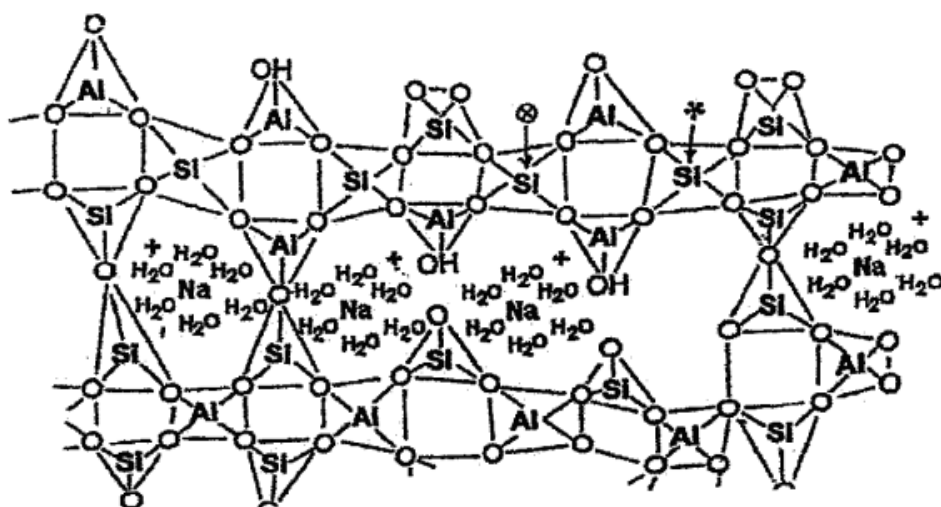
Tab. 6 Porovnání materiálů pro alkalickou aktivaci

Proces	Složení pojivové matrice	Vlastnosti
Alkalická aktivace metakaolinu	Metakaolin, alkalický aktivátor (roztoky NaOH, KOH, vodní sklo)	Pevnost v tlaku 10-80 MPa
Alkalická aktivace strusek	Mletá struska, slínek, alkalický aktivátor (roztoky NaOH, Na_2CO_3 , vodní sklo)	Pevnost v tlaku 30-100 MPa, vysoká odolnost vůči agresivnímu prostředí
Alkalická aktivace popílků	Mleté popílků, hydraulicky aktivní látky, alkalický aktivátor (roztoky NaOH, KOH, vodní sklo)	Pevnost v tlaku 10-80 MPa, za přítomnosti látek obsahující vápník až 160 MPa

Zdroj: [27] , tabulka vlastní

2.7.1 Struktura geopolimerů

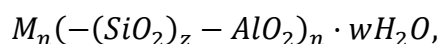
Geopolymery mají trojrozměrnou amorfní mikrostrukturu složenou ze silikátových a aluminátových tetraedrů, které jsou navzájem provázány pomocí kyslíkových můstků do aluminosilikátových řetězců. Tyto řetězce se označují jako sialátové. [28]



Obr. 6 Struktura geopolymery

Zdroj: [26]

Obecný zápis geopolymery popisuje tento vzorec:



kde M je alkalický kationt (nejčastěji Na, K), z je poměr Si/Al (nabývá hodnot 1 až 3) a n je stupeň polykondenzace. [29]

Dle poměru Si/Al také rozlišujeme geopolymery na polysialáty (Si/Al = 1), polysialátosiloxo (Si/Al = 2) a polysialátodisiloxo (Si/Al = 3). Tento poměr má zásadní vliv na vlastnosti geopolymery (zejména na pevnost finálního produktu). [29]



Obr. 7 Rozdělení geopolymery dle poměru Si/Al

Zdroj: [30]

2.7.2 Vlastnosti geopolymérů

Oproti tradičně využívaným materiálům vykazují geopolymery některé přednosti. Dosahují několikanásobně větší pevnosti než např. beton. Jsou vysoce žáruvzdorné a mají vysokou odolnost vůči chemikáliím a ovzduší. Navíc během přípravy geopolymery se uvolní mnohem menší množství CO_2 než při přípravě portlandského cementu. [26] [31]

Pevnost v tlaku dosahuje u cementu hodnot okolo 30-60 MPa, zatímco geopolymery dosahují až 100 MPa (záleží na typu). Velikou výhodou také je, že ke ztuhnutí dochází v řádu několika hodin. S optimálně zvoleným žáruvzdorným ostřivem tyto materiály odolávají teplotám okolo 1200 °C. [32]

Shrneme-li vlastnosti geopolymery, pak jde o materiál, který je nerozpustný ve vodě, má velmi vysokou tepelnou odolnost a výborné mechanické vlastnosti včetně chemické odolnosti (vůči kyselinám i zásadám).

2.7.3 Využití geopolymérů

Geopolymerní pojiva a kompozity v sobě skrývají obrovský potenciál vzhledem k jejich již zmíněným vlastnostem a možnosti jejich zpracování při nízkých teplotách. Nejvíce se uplatňují ve stavebnictví, ale mají i významnou roli v automobilovém a leteckém průmyslu. [31]

V dnešní době se geopolymery uplatňují i v restaurování (sochařských a stavebních památek z kamene, keramiky či umělé horniny). Mezi účely ve stavebnictví patří geopolymerní cement (bez vápence), opravy betonu, protipožární systémy, izolační materiál, stavební chemie. Používají se i jako imitace přírodních materiálů. [32]

Významnou roli začínají mít v solidifikačních procesech, a to zejména v cementaci (nahrazují cement). Ukázalo se, že geopolymerní matrice vykazuje lepší vlastnosti než klasická cementační matrice. Geopolymery jsou využívány k imobilizaci nebezpečných radioaktivních odpadů obsahujících těžké kovy (rtuť, olovo, měď, arsen apod.). Při likvidaci odpadu mohou být struska či popílek využity k samotné vlastní syntéze geopolymery. Tím dojde ke zneškodnění nebezpečných odpadů a zároveň k jejich využití jako suroviny pro vytvoření výsledného produktu (geopolymery). [31] [33]

3 Experimentální část

Geopolymery jsou relativně nové, perspektivní materiály, které již využívají své uplatnění v praxi. Na vlastnosti konečné matrice má vliv nejen typ geopolymery, ale také jeho složení a poměr složek Si:Al. Cílem našich experimentů bylo ověření konkrétních vlastností matrice na základě výše uvedených kritérií. Získané výsledky pomohly určit, zda je složení geopolymerní matrice vhodné pro solidifikaci mokřých pevných odpadů.

3.1 Použitý odpad

V těchto experimentech reprezentuje odpad tzv. ionex. Ionex je makromolekulární látka s trojrozměrným strukturním základem obsahující aktivní skupinu, která zajišťuje výměnu iontů. Právě tato aktivní skupina nese náboj, který je kompenzován protiiontem. Ve vhodném prostředí je funkční skupina schopná disociace. Dle typu protiiontu rozlišujeme ionexy na dva základní typy: anexy a katexy. [34]

Funkční skupina anexu má kladný náboj, a proto protiiont má náboj záporný. Anex se tedy použije v případě, je-li cílem odstranění aniontů z roztoku. Nejčastějšími protiionty jsou OH^- a Cl^- . Anexy se také dělí na silně bazické, které jsou schopny vždy disociovat nezávisle na hodnotách pH, a slabě bazické disociující pouze při neutrálních až kyselých hodnotách pH. [35]

Katexy jsou opakem anexů, kdy jejich funkční skupina má záporný náboj, zatímco protiiont má náboj kladný. Katexy se použijí tehdy, chtějí-li se odstranit kationty z roztoku. Obvyklými protiionty jsou H^+ a Na^+ . Katexy se dále rozdělují na silně a slabě kyselé. Silně kyselé katexy disociují při všech hodnotách pH, zatímco slabě kyselé pouze v oblasti neutrálního či zásaditého pH. [35]

Ionexy jsou nerozpustné ve vodě. Běžně se používají ve formě malých kuliček o průměru 0,3-1,5 mm k odstraňování nežádoucích iontů z daného roztoku. V jaderné energetice se hojně používají ionexové filtry např. pro čištění vody ze sekundárního okruhu. Typickou vlastností ionexů je jejich bobtnání. [34]

V našich experimentech jsme použili silně kyselý katex Purolite C100-H, který byl vysycen ionty Cs^+ , Sr^{2+} , Co^{2+} (ionty reprezentují simulovanou aktivitu katexu) a dále ionty K^+ a Na^+ . Množství kationtů Cs^+ , Sr^{2+} a Co^{2+} bylo stanoveno na 1 hm. % každého prvku z hmotnosti čistého ionexu. Zbytek kapacity katexu byl dovysycen ionty Na^+ a K^+ . Důvodem vysycení je co možná nejpřesnější simulace reálného odpadu, kdy daný katex podstoupil iontovou výměnu a obsahuje nebezpečné kationty. Vlastnosti použitého katexu Purolite C100 H jsou uvedeny v Tab. 7.

Tab. 7 Typické fyzikální a provozní vlastnosti katexu Purolite C100 H

Vlastnosti	
Polymerní skelet	Zesíťovaný, gelový, polystyrenový
Funkční skupina	$\text{R} - \text{SO}_3^-$
Fyzikální forma, vzhled	Tmavě jantarové kuličky
Dodávaná iontová forma	$\text{H}^+(\text{C-100H})$ nebo $\text{Na}^+(\text{C-100})$
Zrnění	Vlhký 0,3 – 1,2 mm
Rozsah zrnění	+ 1,2 mm <5%; -0.3 mm <1%
Obsah vody H^+ forma	51–55%
Bobtnání z Na^+ do H^+ formy	Max. 5%
Měrná hmotnost vlhká H^+ forma	120 g/m ³
Rozsah pH	Bez omezení
Počet celistvých kuliček	Min. 90%
Sypká hmotnost H^+ forma	760–790 g/l
Celková kapacita	
H^+ forma – objemová za vlhka	Min. 1,8 mol/l
H^+ forma – objemová za sucha	Min. 4,8 mol/kg

3.2 Příprava vzorků

Jako první se připravila směs (geopolymerní matrice), která obsahovala 20 kg geopolymerní matrice BAUCIS LBNa, 16 kg vodního skla (aktivátor) a 5 kg ionexu Purolite C100-H. Celkový poměr katex:pojivo byl 1:7,2. Suroviny se smíchaly v homogonizátoru, následně se odlily do válečkových forem o průměru 32,7 mm a výšce 55 mm. Nakonec byly vzorky vytvrzovány po dobu jednoho týdne při laboratorní teplotě. Takto jsme připravili celkem 16 vzorků ve dvou várkách a označujeme je jako vzorky s loadingem.

Dále jsme připravili 12 vzorků, přičemž daná vsázka a poměry byly ponechány stejné, ale do směsi nebyly přidány ionexy. Takto připravené vzorky nazýváme bez loadingu. Důvodem přípravy vzorků bez loadingu je porovnání vlastností geopolymerních matric. Vzorky s loadingem představují geopolymerní matrici se strukturou po solidifikaci RAO.

Porovnáním vzorků s loadingem a bez loadingu pak můžeme sledovat, do jaké míry ionexy ovlivní samotnou strukturu matrice a její vlastnosti.



Obr. 8 Vzorek s loadingem



Obr. 9 Vzorek bez loadingu

3.3 Použité metody

Aby bylo možné stanovit, zdali je takto stabilizovaný odpad vhodný pro ukládání, vybrali jsme sadu posuzovacích metod. Metody pro analýzu vzorků jsme zvolili tak, abychom ověřili co největší množství aspektů geopolymerní matrice v rámci možností.

Loužení

Loužení je proces, při kterém se oddělují složky z matrice působením kapaliny, v níž jsou rozpustné. Touto metodou, která simuluje průnik vody do již uloženého sudu s RAO, se měří vyluhovatelnost vzorků působením kapaliny.

Zkouška pevnosti v tlaku

Zkouška pevnosti v tlaku se řadí mezi základní destruktivní statické mechanické zkoušky. Podstata zkoušky spočívá ve zjištění maximální hodnoty jednoosého napětí, při kterém dojde k úplné destrukci vzorku. Tato maximální hodnota se nazývá mez pevnosti v tlaku a zjišťuje se experimentálně.

Zkouška pevnosti v ohybu

Zkouška pevnosti v ohybu určuje důležité konstrukční informace o chování materiálu v ohybu. Řadí se mezi destruktivní statické zkoušky a stanovuje pevnost v ohybu a maximální průhyb daného materiálu.

Ozařování

Ozařování je metoda využívající ionizující záření. Uplatňuje se zejména v medicíně (radioterapie, rentgen aj.), jaderné energetice a některých průmyslových aplikacích. Metodu jsme použili pro ověření, zda dochází vlivem gamma ozařování k degradaci geopolymerní matrice.

Mikroskopování

Princip metody spočívá ve zvětšeném zobrazení předmětů na takové mikroskopické úrovni, která již neumožňuje pozorování pouhým okem. Použili jsme klasický optický mikroskop, který pro přiblížené zobrazení využívá světelných paprsků a skleněných čoček.

3.4 Popis měření

V předchozí kapitole 3.3 jsou uvedeny obecné základy použitých metod v provedených experimentech. Metody jsou však závislé na mnoha proměnných, např. na tvarech vzorků, délce sušení vzorků, délce expozice záření, použitých přístrojů nebo laboratorních podmínkách. Tato kapitola se věnuje detailnímu popisu našich experimentů včetně použitých přístrojů.

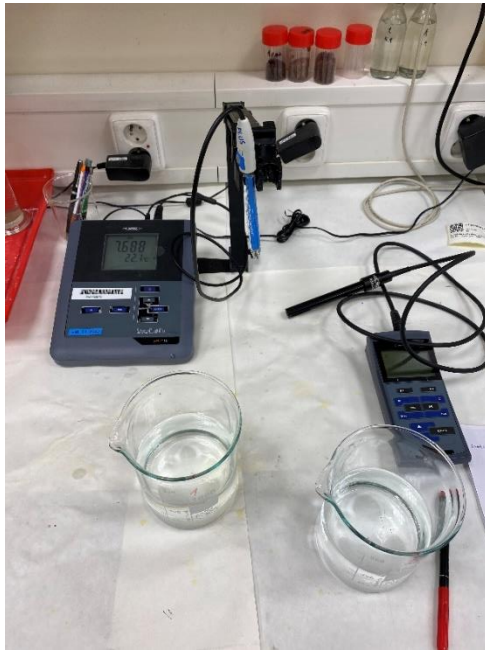
Vzorky učené pro laboratorní práci jsme rozdělili na dvě základní skupiny podle jejich vlastností, a to na vzorky bez loadingu a vzorky s loadingem. Jak je uvedeno v kapitole 3.2, z celkového množství 28 vzorků jsme připravili 16 vzorků s loadingem a 12 vzorků bez loadingu. Na základě vybraných metod měření jsme ke každé z nich přiřadili příslušný počet vzorků z každé skupiny. Výsledné rozdělení znázorňuje Tab. 8.

Tab. 8 Počet vzorků bez loadingu a s loadingem pro použití příslušnou metodou

Proces	Vzorky s loadingem	Vzorky bez loadingu
Loužení	3	1
Zkouška pevnosti v tlaku	8	8
Ozáření a následná zkouška pevnosti v tlaku	4	2
Mikroskopování	1	1

Loužení

Nejprve jsme z vodovodního řádu odebrali do kádinky vodu o objemu 700 ml, a poté změřili pH a konduktivitu čisté vody. Následně jsme do kádinky přidali vzorek a měření opakovali v týdenních intervalech. Metodu loužení jsme aplikovali u 4 vzorků, z nichž byly 3 vzorky s loadingem a 1 bez loadingu. K měření jsme kromě laboratorního skla použili stolní pH metr WTW inolab 7110 a přenosný konduktometr WTW Cond 3310 s.



Obr. 10 Měřicí aparatura (vlevo pH metr, vpravo konduktometr)



Obr. 11 Měření pH a konduktometrie vzorku s loadingem (3. týden)

Zkouška pevnosti v tlaku

Zkouška byla provedena dle normy ČSN EN 12390-3 a spočívala v postupném umísťování vzorků do lisu a změřením pevnosti v tlaku (Obr. 12). Přístroj nám po ukončení zatěžovacího testu vyhodnotil maximální vyvinutou sílu lisu a pevnost v tlaku jednotlivých vzorků. Celkem jsme otestovali 22 vzorků, přičemž 8 z nich bylo s loadingem, 8 bez loadingu, 4 s loadingem po ozáření a 2 bez loadingu po ozáření. Zkouška pevnosti v tlaku byla provedena na mechanickém lisu MTS 300 exceed model E45 (Obr. 13).



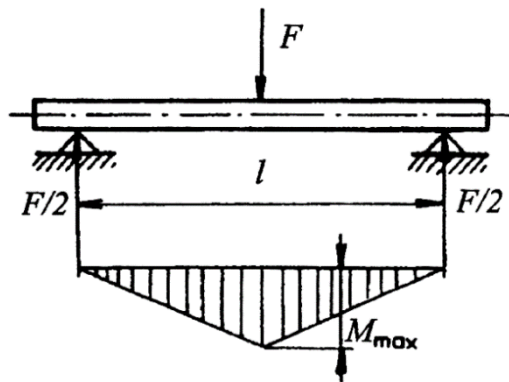
Obr. 12 Zkouška pevnosti v tlaku



Obr. 13 Použitý mechanický lis MTS 300
exceed model E45

Zkouška pevnosti v ohybu

Princip zkoušky ohybem spočívá v umístění vzorku na podpory a jeho následným zatěžováním pomocí ohybové síly uprostřed vzorku (Obr. 14). Bohužel, před realizací této zkoušky se rozbila řídicí jednotka přístroje, a proto jsme byli nuceni od této zkoušky upustit.



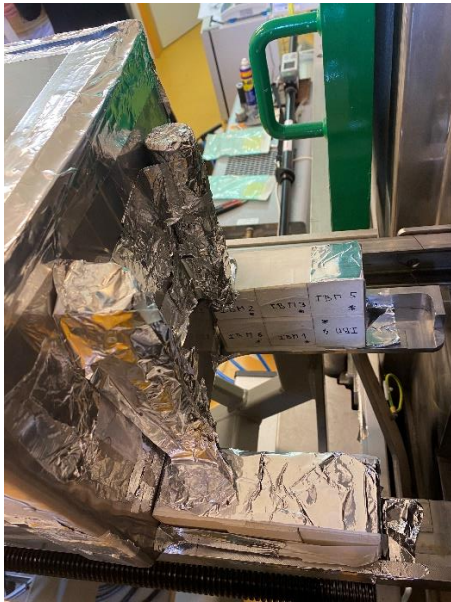
Obr. 14 Zkouška tříbodovým ohybem

Zdroj: [36]

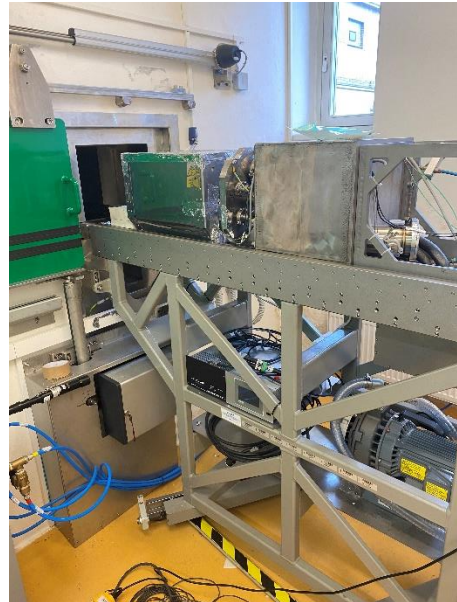
Ozařování

Při našem experimentu jsme vzorky vystavili modelové dávce gamma záření, která byla 2,2 MGy. Nastavená dávka odpovídá hodnotě, kterou by materiál mohl potenciálně obdržet za 120 let v úložišti. Metodu ozařování jsme praktikovali na celkem 6 vzorcích (4 s loadingem a 2 bez loadingu). Vzorky jsme pečlivě zabalili do aluminiové fólie

a označili. Takto připravené vzorky jsme umístili do zařízení tak, aby byly nejen co nejbližší zdroji ionizujícího záření, ale také ve stejné vzdálenosti od něj (Obr. 15). Snažili jsme se tím docílit stejnoměrného ozáření všech vzorků současně. Ozařování vzorků probíhalo v Ozařovně (Obr. 16), která je vybavená uzavřeným vysoce aktivním zářičem ^{60}Co o jmenovité aktivitě 200 TBq.



Obr. 15 Umístění vzorků v zařízení



Obr. 16 Ozařovna

Mikroskopování

Při použití metody mikroskopování jsme pozorovali strukturu geopolymerní matrice na 1 vzorku z každé skupiny. Pro účely zachycení struktury vzorku mikroskopem jsme jej rozřízli pásovou pilou Proma PPR-100 zhruba v jedné třetině jeho výšky. Řez jsme upravili pilníkem, aby záběr mikroskopu byl co nejpřesnější a struktura vzorku v něm jasně zřetelná. K pozorování řezu jsme použili optický mikroskop Olympus BX51.

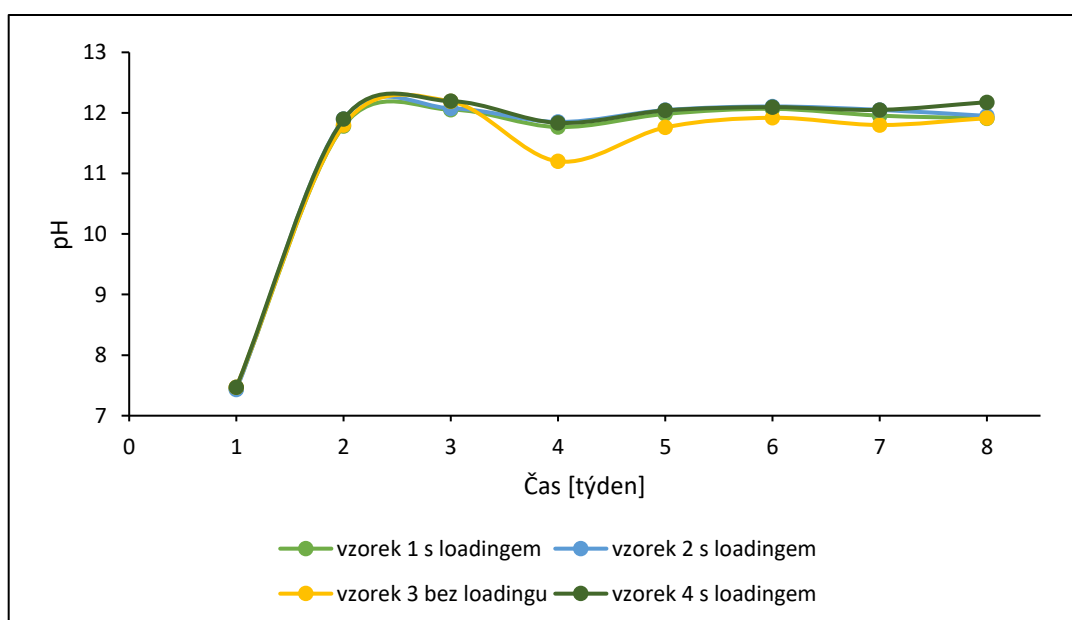
3.5 Výsledky a diskuse

V této kapitole jsou popsány výsledky dílčích experimentů, které určí, zdali je geopolymerní matrice vhodná pro ukládání mokrých pevných odpadů.

Loužení

Celkem jsme loužili 3 vzorky s loadingem a 1 bez loadingu. Na Obr. 17 lze vidět, že u všech vzorků nastal největší nárůst pH v prvním týdnu. Z počáteční hodnoty cca 7,5 pH (čistá voda z řadu) jsme následující týden naměřili hodnoty v průměru 11,84 pH. Z toho plyne, že určitě dochází k chemickým reakcím matrice s okolím. Pravděpodobně se z matrice uvolňuje vodní sklo, což je vodný roztok Na_2SiO_3 . Znamená to tedy, že mohlo dojít k uvolnění nežádoucích iontů jak z matrice, tak z ionexu. Pro objasnění by však byla nutná detailní analýza roztoků.

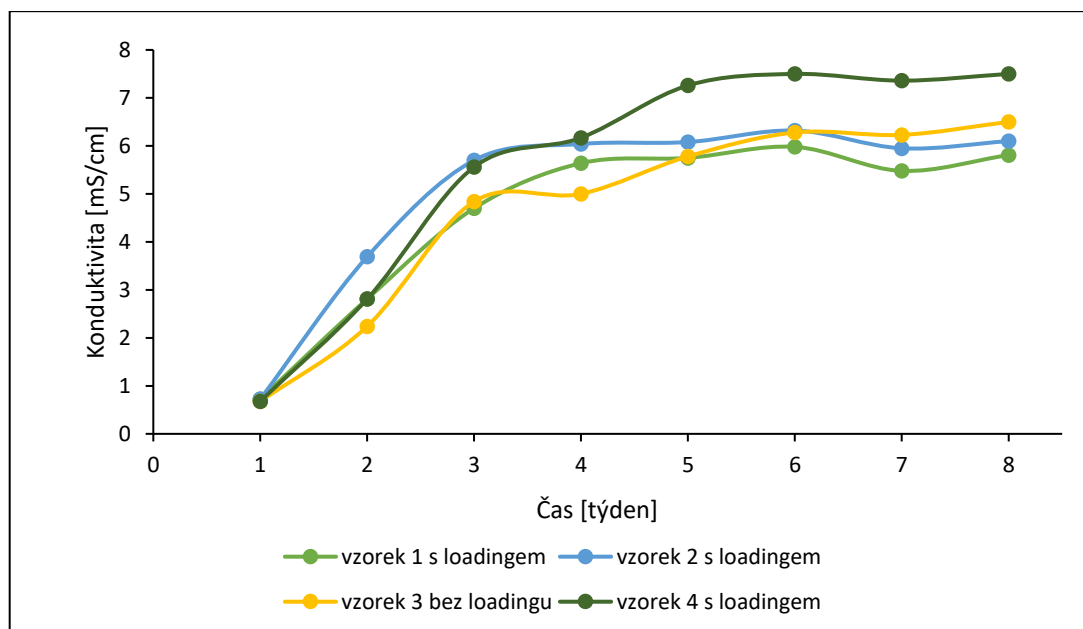
Čtvrtý týden jsme naměřili u všech vzorků nižší hodnoty pH, což mohlo být způsobeno rozdílnou teplotou nebo chybou v měření. Mezi jednotlivými měřeními jsme kádinky s roztoky zakrývali gumovými rukavicemi, abychom zabránili odparu a jiným nežádoucím vlivům (viz Obr. 19). Před 4. měřením jsme si všimli, že u kádinky se vzorkem 3 se rukavice protrhla. Právě tento fakt mohl mít za následek snížení hodnoty pH, neboť pravděpodobně došlo k reakci mezi roztokem a vzdušným CO_2 . Absorpce vzdušného CO_2 mohla mít za následek reakci s volnými ionty Na^+ v roztoku za vzniku Na_2CO_3 , čímž došlo ke snížení celkového pH roztoku. Výsledná sůl je dobře rozpustná ve vodě a díky snížení pH se mohlo uvolnit další množství Na_2SiO_3 , tudíž se hodnota pH po dalším měření opět ustálila na hodnotě okolo 12 pH.



Obr. 17 Graf průběhu pH

Na Obr. 18 je znázorněn vývoj konduktivity jednotlivých vzorků. Všechny vzorky mají podobný průběh konduktivity s drobnými odchylkami. Konduktivita obyčejné vody z řadu se pohybuje kolem hodnoty 0,7 mS/cm, přičemž naše vzorky se po 5. týdnu měření ustálily

na hodnotách kolem 6 mS/cm. Tyto hodnoty také nasvědčují tomu, že se ze vzorků uvolňují látky do roztoku (pravděpodobně se jedná o uvolňování Na_2SiO_3). Nejvíce se liší vzorek 4 s loadingem, který byl připraven ve druhé várce. Je tedy možné, že tento vzorek obsahuje více vodního skla či ionexů, ze kterých se rychleji uvolní ionty do roztoku. To nejspíše zapříčinilo vyšší hodnotu konduktivity cca od 5. týdne měření.

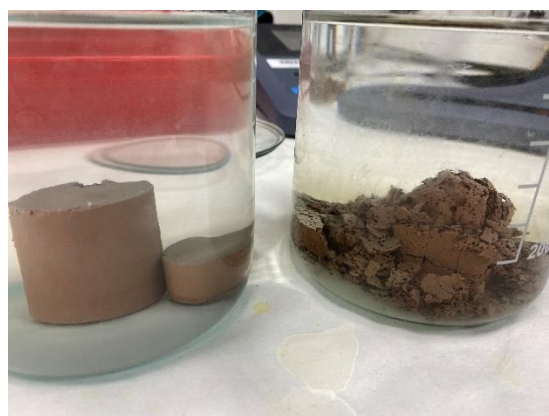


Obr. 18 Graf průběhu konduktivity

Křivka vzorku 3 bez loadingu se nijak výrazně neliší od ostatních vzorků s loadingem. Značí to tedy, že ionexy v určité koncentraci nemusí mít přímý vliv na konduktivitu. Pro ověření správnosti našich tvrzení by bylo nutné udělat podrobnější analýzu roztoků.



Obr. 19 Loužící se vzorky zakryté gumovými rukavicemi



Obr. 20 Vlevo vzorek 3 bez loadingu, vpravo vzorek 4 s loadingem 3. týden měření

Výsledky metody loužení dokazují, že takto připravené vzorky nejsou vhodné pro ukládání RAO. Mohla by totiž nastat situace, kdy by se takto připravená geopolymerní matrice obsahující mokré pevné radioaktivní odpady uložila do sudu do úložiště, do kterého by se následně mohla dostat voda z okolního prostředí. Dle našich měření by zcela určitě došlo k loužení látek z matrice a je pravděpodobné, že by došlo i k úniku nebezpečných látek.

Mechanické zkoušky

Vliv degradace materiálu jsme posuzovali na základě pevnosti materiálu na počátku a po obdržení dávky gamma záření 2,2 MGy. Pro tyto účely jsme zvolili experimentální metodu zkoušky pevnosti v tlaku a aplikovali jsme ji na 4 různé sady vzorků o celkovém počtu 22 kusů s poměrně rozdílnými výsledky (Tab. 9).

Tab. 9 Výsledky mechanických zkoušek

Vzorek	Maximální síla F [kN]	Průměrná hodnota F [kN]	Pevnost v tlaku σ [MPa]	Průměrná hodnota σ [MPa]
Vzorky bez loadingu				
1	30,50	21,39	11,56	8,11
2	29,00		10,99	
3	26,58		10,07	
4	25,02		9,48	
5	16,79		6,37	
6	16,53		6,27	
7	14,19		5,38	
8	12,52		4,74	
Ozářené vzorky bez loadingu				
9	25,63	21,85	9,72	8,28
10	18,06		6,84	
Vzorky s loadingem				
11	10,17	8,79	3,86	3,33
12	9,84		3,73	
13	9,81		3,72	
14	9,62		3,65	
15	9,34		3,54	
16	8,30		3,15	
17	7,28		2,76	
18	5,94		2,25	
Ozářené vzorky s loadingem				
19	7,72	6,97	2,93	2,64
20	7,45		2,82	
21	7,38		2,80	
22	5,33		2,02	

Největší průměrnou pevnost v tlaku nalezneme u vzorků bez loadingu, jejíž hodnota činí 8,11 MPa. Z naměřených výsledků je nicméně patrné, že reprodukovatelnost měření je poměrně špatná. Maximální hodnota pevnosti v tlaku se vyskytuje u vzorku 1, který dosáhl hodnoty 11,56 MPa. Naopak nejnižší hodnotu nalezneme u vzorku 8, která činí 4,74 MPa, a nedosahuje tak ani poloviny maximální naměřené hodnoty. Tento trend se projevuje ve všech měření a je pravděpodobně z větší části zapříčiněn nedokonalostí tvaru vzorků, zejména stykové plochy vzorku s lisem.

Druhou sadu vzorků tvoří 2 ozářené vzorky bez loadingu. Průměrná hodnota pevnosti v tlaku je 8,28 MPa. Zde je však nutné zdůraznit, že jsme z této skupiny vyhodnotili pouze 2 vzorky a pro přesnější měření bychom potřebovali větší počet opakování. Získaná data teoreticky dokazují, že na takto připravenou směs bez loadingu nemá dávka 2,2 MGy žádný vliv.

Třetí sada vzorků obsahovala 8 vzorků s loadingem. Nejvyšší hodnotu pevnosti v tlaku z této sady dosáhl vzorek 11 a činí 3,86 MPa, zatímco nejnižší naměřené hodnoty 2,25 MPa dosáhl vzorek 18. Pokud porovnáme průměrné pevnosti v tlaku vzorků s loadingem (3,33 MPa) a bez loadingu (8,11 MPa) můžeme potvrdit, že ionexy mají negativní vliv na mechanické vlastnosti matrice. Je to dáno smršťováním ionexů během tuhnutí, díky němuž vznikne více trhlin ve výsledné matici. Takto připravená matrice je proto náchylnější na mechanické zatěžování.

Poslední sada vzorků obsahuje 4 ozářené vzorky s loadingem. Můžeme si povšimnout, že ze všech sad má právě tato nejnižší průměrnou pevnost v tlaku (2,64 MPa). Je to dáno opět smršťováním ionexů, avšak tentokrát je efekt násoben ozářením. To napomohlo šíření trhlin, což se na vzorcích projevuje nejnižší pevností v tlaku.

Výrobce uvádí, že by daný geopolymer měl dosahovat minimální pevnosti v tlaku 60 MPa, k čemuž jsme se nepřiblížili. Námi získané hodnoty mohly být ovlivněny kombinací faktorů, jako např. špatnými poměry složek, starším vodním sklem, nechtěnou příměsí či jedna nebo více složek nemusely splňovat hodnoty dané dodavatelem.

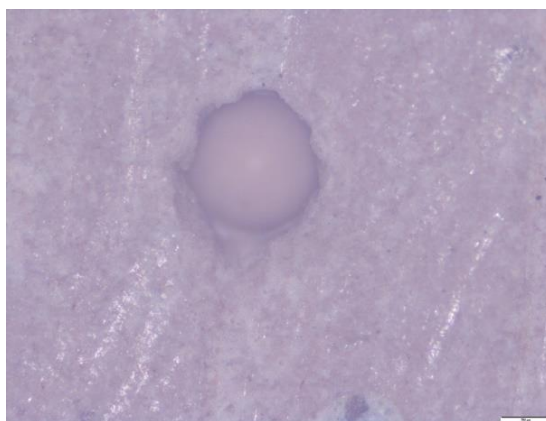
Mikroskopování

Smysl metody mikroskopování spočíval ve snaze pozorovat strukturu vzorku bez loadingu a s loadingem. U vzorku bez loadingu jsme se zaměřili zejména na trhliny a různé nerovnosti.

Při zkoumání vzorku s loadingem jsme se navíc soustředili na místa kolem ionexů a jejich vlivem na celkovou strukturu.

a) Vzorek bez loadingu

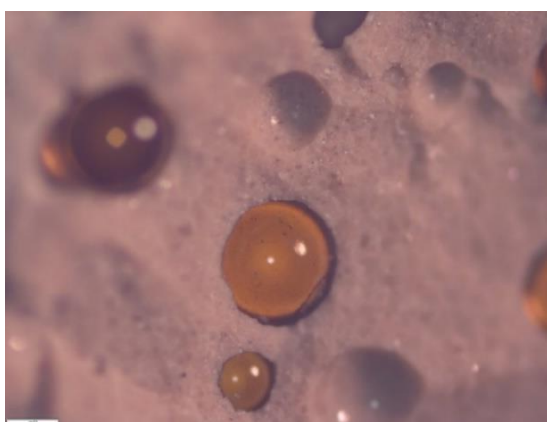
U vzorku bez loadingu byla struktura poměrně celistvá s několika trhlinami kulatého tvaru, které pravděpodobně vznikly únikem vody ze vzorku při sušení. Všimli jsme si také bílých teček, které byly viditelné pouhým okem, a které mohou představovat nezreagovaný polymer nebo vodní sklo.



Obr. 21 Zachycená trhlina u vzorku bez loadingu

b) Vzorek s loadingem

Při pozorování vzorku s loadingem se projevila typická vlastnost ionexů, a to jejich bobtnání. Vzorky s loadingem obsahovaly ionexy v nasyceném stavu, které měly větší objem než ve stavu nenasyčeném. Během sušení vzorků se odpařila zbytková voda z ionexů, čímž došlo k jejich smrštění. Štěrbín jsme zpozorovali mnohonásobně více než u vzorku bez loadingu.



Obr. 22 Trhliny po ionexech a smrštěné ionexy u vzorku s loadingem



Obr. 23 Struktura vzorku s loadingem a stopy po řezání/pilování

4 Závěr

Záměrem teoretické části práce byla charakteristika radioaktivního odpadu. Z pohledu nakládání s odpadem je nejdůležitější jej správně roztrždit a následně zvolit optimální metodu likvidace, která je závislá na různých proměnných. Nejdůležitější je skupenství a celková aktivita radioaktivního odpadu, ale velkou roli hrají také ekonomická náročnost a dostupnost zařízení. V průmyslovém odvětví se začínají objevovat aplikace využívající relativně nové materiály s velkým potenciálem, kterými jsou geopolymery. Ty mají řadu výhod oproti klasickému cementu, a proto jsou snahy o jejich využití i v jaderné energetice. Cílem experimentální části práce bylo ověřit, zda je námi připravený typ geopolymerní matrice vhodný pro ukládání mokrých pevných odpadů.

Celkově jsme připravili 16 vzorků s loadingem (s ionexy). Vyrobenou směs jsme odlily do válečkových forem a nechali vytvrdit. Stejným způsobem jsme připravili 12 vzorků bez ionexů, tedy bez loadingu. Vzorky jsme následně podrobili mechanické zkoušce tlakem, loužením a mikroskopování.

Výsledky loužení jasně prokázaly, že se z geopolymerní matrice uvolňují látky do roztoku, neboť u všech roztoků se po 8 týdnech měření pH ustálilo na hodnotách kolem 12 pH. Trend konduktivity je u všech vzorků podobný s drobnými odchylkami, kde se v 8. týdnu měření hodnoty ustálily okolo 6,5 mS/cm. Problém spočívá v identifikaci vyloužených substancí, neboť mohlo dojít i k uvolnění nežádoucích látek. Pro zjištění, zda se jedná o nežádoucí látky či nikoli bychom museli jednotlivé roztoky podrobit detailnější analýze.

Celkem jsme zkoušce tlakem podrobili 22 vzorků ze 4 skupin: vzorky bez loadingu, ozářené vzorky bez loadingu, vzorky s loadingem a ozářené vzorky s loadingem. Zjistili jsme, že průměrná hodnota pevnosti v tlaku je nejvyšší u vzorků bez loadingu a to 8,11 MPa. Tato hodnota však nedosahuje ani poloviční hodnoty garantované výrobcem, na což mělo pravděpodobně vliv více proměnných, jako např. špatné poměry složek, starší vodní sklo, nechtěná příměs aj. Z měření vyplývá, že ozáření vzorků bez loadingu dávkou 2,2 MGy nemá žádný vliv na mechanické vlastnosti matrice. U vzorků s loadingem jsme naměřili průměrnou hodnotu 3,33 MPa, zatímco u ozářených vzorků s loadingem jsme získali nejnižší průměrnou hodnotu 2,64 MPa. Lze si tedy povšimnout, že vlivem ozáření se

ve struktuře vzorků s loadingem vytvořilo více trhlin, které mají negativní vliv na mechanické vlastnosti matrice.

Z provedených experimentů vyplývá, že takto připravená směs geopolymerní matrice není vhodná pro solidifikaci mokřích pevných odpadů. Výsledky loužení ukázaly, že se z matrice při kontaktu s vodou uvolňují látky do roztoku. Ionexy měly navíc negativní vliv na mechanické vlastnosti dané směsi, která i bez loadingu nespĺňovala předepsané hodnoty od výrobce. Pro použití daného geopolymerní matrice pro solidifikaci RAO by bylo nutné upravit přípravu směsi a nalézt optimální poměr mezi množstvím geopolymerní matrice a odpadu.

5 Seznam použité literatury

- [1] Radioaktivní odpady. *ČEZ encyklopedie* [online]. Praha: ČEZ, 2014 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/odpady_3.html
- [2] OJOVAN, M.I. a W.E. LEE. *An introduction to Nuclear Waste Immobilisation*. Second edition. Oxford: Elsevier Ltd., 2014. ISBN 978-0-08-099392-8.
- [3] Radioaktivní odpady z jaderných elektráren. *ČEZ encyklopedie* [online]. Praha: Skupina ČEZ, 2012 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/jaderel_3.html
- [4] MALÁŠEK, E. *Současný stav zacházení s radioaktivními odpady*. 1st ed. Praha – Zbraslav, 1992.
- [5] Ukládání RAO v České republice. *Centrum experimentální geotechniky* [online]. Praha: ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Centrum experimentální geotechniky, 2014 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://ceg.fsv.cvut.cz/vyzkum/radioaktivni-odpady/ukladani-v-cr>
- [6] *Správa úložišť radioaktivních odpadů: Zpravodaj správy úložišť jaderného odpadu*. Praha, 2016.
- [7] *Svět energie* [online]. V Praze: Skupina ČEZ, 2017 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.svetenergie.cz/>
- [8] *Správa úložišť radioaktivních odpadů* [online]. Praha: Súrao, 2019 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.surao.cz/>
- [9] DLOUHÝ, Zdeněk. *Nakládání s radioaktivním odpadem a vyhořelým jaderným palivem*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, nakladatelství VUTIUM, 2009. ISBN 978-80-214-3629-9.
- [10] NACHMILNER, Lubomír. *Principy nakládání s radioaktivními odpady*. 1.vyd. Praha: České vysoké učení technické, 2000. ISBN 80-010-2258-7.
- [11] *Jaderná fyzika a energetika: Nakládání s radioaktivními odpady III. Třípól* [online]. Tábor: Simopt, 2013 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.3pol.cz/cz/rubriky/jaderna-fyzika-a-energetika/478-nakladani-s-radioaktivnimi-odpady-iii>

- [12] Dočasné skladování a konečné ukládání. *ČEZ encyklopedie* [online]. Praha: Skupina ČEZ, 2021 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z:
https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/encyklopedie-energetiky/03/docas_3.html
- [13] ŠTAMBERG, Karel. *Technologie jaderných paliv II*. 3. vydání. V Praze: České vysoké učení technické, 2017. ISBN 978-80-01-06077-3.
- [14] Radioaktivní odpad. *Třídění odpadu* [online]. Praha: Tříděníodpadu.cz, c2007-2021 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.trideniodpadu.cz/radioaktivni-odpad>
- [15] Plynný radioaktivní odpad. *ČEZ encyklopedie* [online]. Tábor: Simopt, 1999 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: https://www.cez.cz/edee/content/file/static/encyklopedie/vykladovy-slovník-energetiky/hesla/plyn_rad_odp.html
- [16] Radioaktivní odpady a vyhořelé jaderné palivo. *Physics.muni.cz* [online]. Brno: Masarykova univerzita, 2021 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z:
<https://www.physics.muni.cz/~blazkova/dp/Odpad1.htm>
- [17] Radioaktivní odpady z jaderných elektráren. *Encyklopedie Energie* [online]. Tábor: Simopt, 2018 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z:
https://www.energyweb.cz/web/index.php?display_page=2&subitem=1&ee_chapter=3.3.4
- [18] JELÍNEK, L., a kol. *Desalinační a separační metody v úpravě vody: Vydavatelství VŠCHT v Praze*. Praha, 2009.
- [19] Solidifikace, stabilizace odpadů. *Marius Pedersen* [online]. Hradec Králové: Marius Pedersen a.s., 2021 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.mariuspedersen.cz/cs/o-marius-pedersen/sluzby/15.shtml>
- [20] VOKÁL, Antonín. Nové způsoby solidifikace nebezpečných odpadů. *Odpady* [online]. Řež: ÚJV Řež, a.s., 2006 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <https://www.odpady-online.cz/nove-zpusoby-solidifikace-nebezpecnych-odpadu/>
- [21] ŠTAMBERG, Karel a Rostislav SILBER. *Chemie provozu jaderných elektráren*. Učební texty - přepracované vydání. Praha, 2007.
- [22] *Státní úřad radiační ochrany* [online]. Praha: SÚRO, v.v.i., 2000 [cit. 2021-03-08]. Dostupné z: <http://www.suro.cz/cz/suro>
- [23] KREMR, A, a kol. *Chemická problematika jaderné elektrárny*. Koncernové školicí a výcvikové středisko ČEZ, Brno, 1990.

- [24] MALÁŠEK, E. a O. VOJTĚCH. *Solidifikace radioaktivních odpadů z jaderných elektráren*. Studie, č.9/1988. Ústřední informační středisko pro jaderný program, Praha, 1988.
- [25] *International atomic energy agency: Conditioning of Low and Intermediate-Level Radioactive wastes*. Technical Reports Series No.222, IAEA. Vienna, 1983.
- [26] *Metakaolin: odborný seminář : sborník příspěvků ...* V Brně: Vysoké učení technické, 2007. ISBN 978-80-214-3582-7.
- [27] Geopolymery: budoucnost mostního stavitelství?. *SILNICE ŽELEZNICE* [online]. Ostrava: KONSTRUKCE Media, s.r.o., c2002-2021 [cit. 2021-03-15]. Dostupné z: <http://old.silnice-zeleznice.cz/clanek/geopolymery-budoucnost-mostniho-stavitelstvi/>
- [28] ŘEPÍK, Michal. POUŽITÍ GEOPOLYMERŮ VE STAVEBNICTVÍ. *Michal Řepík* [online]. Praha: Michal Řepík, 2021 [cit. 2021-03-15]. Dostupné z: <http://www.michalrepik.cz/projekty/geopolymery.html>
- [29] *Pacheco-Torgal, F., Castro-Gomes, J., Jalali, S.: Alkali- activated binders: A review. Part 1. Historical background, terminology, reaction mechanismus and hydration products, Construction and Building Materials, October 2007, 3 p. Covilhã, 2007.*
- [30] ŠKVÁRA, František. *Alkalicky aktivované materiály, geopolymery*. Praha, 2007. Dostupné také z: http://old.vscht.cz/sil/pojiva/geo_2007.pdf
- [31] Geopolymery a jejich použití pro nakládání s odpady. *CZ Biom - Českém sdružení pro biomasu* [online]. Praha: CZ Biom, 2006 [cit. 2021-03-15]. Dostupné z: <https://biom.cz/cz/zpravy-z-tisku/geopolymery-a-jejich-pouziti-pro-nakladani-s-odpady>
- [32] Geopolymer - obecné informace. *ČESKÉ LUPKOVÉ ZÁVODY, a.s.* [online]. Pecínov: ČLUZ, a.s., c2006-2021 [cit. 2021-03-15]. Dostupné z: <https://www.cluz.cz/cz/geopolymer-obecne-informace>
- [33] KOMNITSAS, K. a D. ZAHARAKI. *Geopolymerisation: A review and prospects for the minerals industry* [online]. 2007, [cit. 2021-03-15]. ISSN 0892-6875. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S089268750700204X>
- [34] PITTER, Pavel. *Hydrochemie*. 4., aktualiz. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 2009. ISBN 978-80-7080-701-9.
- [35] Technologie na bázi ionexů. *ASIO čišťení a úprava vod* [online]. Brno: ASIO TECH, spol. s r.o., c2011-2021 [cit. 2021-04-11]. Dostupné z: <https://www.asio.cz/cz/technologie-na-bazi-ionexu>

[36] ODEHNALOVÁ, Daniela. *Vlastnosti kovů a jejich zkoušení.: Studijní podklady k předmětu nauka o materiálu I.* Liberec, 2004. Dostupné také z:
http://www.kmt.tul.cz/kestaz/KMT_NMI_NM-P_PR04_CZE_Odehnalova_Zkouseni%20materialovych%20vlastnosti%20I.pdf

6 Seznam obrázků

Obr. 1 Schéma zpracování kapalných radioaktivních odpadů.....	21
Obr. 2 Zjednodušené schéma odpařovacího systému pro nízko aktivní odpady.....	22
Obr. 3 Zjednodušené technologické schéma přímé cementace a cementace kalcinátu.....	26
Obr. 4 Zjednodušené technologické schéma přímé bitumenace pomocí filmové odparky .	29
Obr. 5 Zjednodušené technologické schéma bitumenace kalcinátu, ionexů a popele.....	30
Obr. 6 Struktura geopolymeru	33
Obr. 7 Rozdělení geopolymerů dle poměru Si/Al	33
Obr. 8 Vzorek s loadingem	37
Obr. 9 Vzorek bez loadingu.....	37
Obr. 10 Měřicí aparatura (vlevo pH metr, vpravo konduktometr)	39
Obr. 11 Měření pH a konduktometrie vzorku s loadingem (3. týden).....	39
Obr. 12 Zkouška pevnosti v tlaku.....	40
Obr. 13 Použitý mechanický lis MTS 300 exceed model E45	40
Obr. 14 Zkouška tříbodovým ohybem.....	40
Obr. 15 Umístění vzorků v zařízení.....	41
Obr. 16 Ozařovna.....	41
Obr. 17 Graf průběhu pH.....	42
Obr. 18 Graf průběhu konduktivity	43
Obr. 19 Loužící se vzorky zakryté gumovými rukavicemi	43
Obr. 20 Vlevo vzorek 3 bez loadingu, vpravo vzorek 4 s loadingem 3. týden měření.....	43
Obr. 21 Zachycená trhлина u vzorku bez loadingu.....	46
Obr. 22 Trhliny po ionexech a smrštěné ionexy u vzorku s loadingem	46
Obr. 23 Struktura vzorku s loadingem a stopy po řezání/pilování	46

7 Seznam tabulek

Tab. 1 Důležité charakteristiky radioaktivních odpadů	10
Tab. 2 Klasifikace radioaktivních odpadů dle doporučení MAAE	15
Tab. 3 Dělení států podle přístupu ke zneškodňování RAO	17
Tab. 4 Postupy pro úpravu pevných odpadů.....	24
Tab. 5 Srovnání procesů pro solidifikaci RAO.....	31
Tab. 6 Porovnání materiálů pro alkalickou aktivaci	32
Tab. 7 Typické fyzikální a provozní vlastnosti katexu Purolite C100 H.....	36
Tab. 8 Počet vzorků bez loadingu a s loadingem pro použití příslušnou metodou	38
Tab. 9 Výsledky mechanických zkoušek.....	44