

Principy zneškodnění odpadů z provozu fúzních reaktorů

**Lucie KARÁSKOVÁ NENADÁLOVÁ, Lumír NACHMILNER,
Jaroslav STOKLASA**

Centrum výzkumu Řež s.r.o., Hlavní 130, 250 68 Husinec-Řež,

e-mail: lucie.nenadalova@cvrez.cz

Souhrn

Jsou popsány materiály z konstrukce fúzního reaktoru a jeho provozu, se kterými je nutné počítat, že se stanou radioaktivním odpadem. Je shrnuta kategorizace odpadů podle specifikace MAAE. Jsou představeny možné obaly pro ukládání radioaktivních odpadů z fúze v souvislosti s typy uložišť radioaktivních odpadů. Jsou diskutovány případy, kdy je vhodné rozhodovat mezi trvalým zneškodněním do uložště a omezeným opětovným užitím odpadních materiálů, od dekontaminace a přečištění až k recyklaci.

Klíčová slova: Radioaktivní odpady z fúze, ukládání odpadů, kategorie uložště, významné izotopy.

1 Úvod

Fúzní reaktory slibují z hlediska užítu produkci neomezeného množství energie a významné zmenšení tvorby radioaktivních odpadů. Vyloučením jaderného štěpení, které produkuje velké množství radionuklidů, se totiž zjednodušuje finální část jaderného cyklu: odpadá zneškodnění vyhořelého jaderného paliva, popř. vysoce radioaktivních odpadů, které mohou vzniknout při jeho přepracování.

Fúze se liší od štěpení z mnoha pohledů, které by mohly ovlivnit přijatelnost této technologie veřejností, jak z hlediska chápaného nebezpečí, tak dostupnosti paliv¹. V kontinuálním procesu jsou palivem a k vytvoření plazmy užity izotopy vodíku, tritium z lithia transformovaného v reaktoru a deuterium vyrobené z vody. Průběžným odpadem nebo produktem po reakci je neradioaktivní helium². Radioaktivní odpady vznikají převážně údržbou opotřebovaných částí zařízení fúzní elektrárny a její likvidací. Vzhledem k tomu, že jsou tvořeny výlučně aktivací konstrukčních materiálů, mají také odlišný radionuklidový profil³.

Fúzní reaktory dosud nebyly uvedeny do provozu. Všechny údaje o očekávaných typech odpadů a jejich aktivitách jsou tudíž založeny na matematickém modelování jejich budoucího využití⁴. Na základě těchto teoretických úvah jsme se pokusili naznačit možnosti a principy zneškodnění hlavních typů vznikajících odpadů bez toho, že bychom zabíhali do technologických podrobností.

2 Kategorizace odpadů

Fúzní reaktory slibují z hlediska užítu produkci neomezeného množství energie a významné zmenšení tvorby radioaktivních odpadů. Vyloučením jaderného štěpení, které produkuje velké množství radionuklidů, se totiž zjednodušuje finální část jaderného cyklu, zneškodnění vyhořelého jaderného paliva nebo vysoce radioaktivních odpadů, které mohou vzniknout při jeho přepracování.

Pro lepší pochopení problému můžeme odkázat na kategorizaci radioaktivních odpadů (RAO) tak, jak ji specifikuje MAAE⁵.

Velmi krátkodobé odpady (VKAO) obsahují radionuklidy, které se rozpadnou v řádu hodin až dnů. Jejich zneškodnění je jednoduché: po krátkém skladování/zadržení jsou uvolněny do životního prostředí. Typickým příkladem jsou výpustě z jaderných zařízení nebo většina radiofarmak.

Velmi nízko radioaktivní odpady (VNAO) přestávají být z radiačního hlediska nebezpečné v řádu roků až desetiletí. Lze je po požadovanou dobu skladovat, pokud je jich větší množství, dává se přednost jejich uložení do povrchového úložiště s jednoduchými inženýrskými bariérami; taková zařízení jsou v provozu ve Francii, Španělsku, Švédsku, jejich výstavba se chystá v dalších zemích, vč. ČR. Tyto odpady vznikají zejména při vyřazování jaderných zařízení z provozu a v řadě neenergetických jaderných aplikací.

Nízko radioaktivní odpady (NAO) musí být izolovány od životního prostředí po dobu několika set let. K tomuto účelu jsou potřebná úložiště s odpovídajícím systémem inženýrských bariér, v některých zemích jsou budována i pod povrchem. Mimochodem, v ČR máme oba typy, povrchové Dukovany a podpovrchový Richard. Tyto odpady mají striktně omezenou koncentraci dlouhodobých radionuklidů, předpokládá se, že po ukončení tzv. institucionální kontroly, tj. za 300–500 let, klesne radioaktivita na úroveň neohrožující biosféru. Takové odpady vznikají při provozu jaderných zařízení, ve výzkumu a v nejaderných aplikacích.

Středně radioaktivní odpady (SAO) jsou rizikové po dobu tisíců let, proto jsou pro ně určena úložiště umístěná pod zemským povrchem. Izolaci radionuklidů zajišťují vícevrstvé inženýrské bariéry a především geologická struktura, v níž je úložiště vybudováno. Takové odpady vznikají při provozu a vyřazování z provozu jaderných zařízení, a zejména při přepracování vyhořelého jaderného paliva, obsahují zpravidla významné množství dlouhodobých radionuklidů. V praxi jsou taková úložiště budována, pokud to opravňuje velká tvorba odpadů této kategorie (WIPP v USA), jiným řešením je stavba úložišť pro dvě kategorie odpadů, tj. NAO/SAO – např. v Bataapáti Maďarsko, Konrad Německo, popř. SAO/VAO v řadě zemí, vč. ČR.

Vysoce radioaktivní odpady (VAO) obsahují tak vysoké aktivity dlouhodobých radionuklidů, že musí být od životního prostředí izolovány po dobu statisíců až milionů let. Toho lze dosáhnout díky systému sofistikovaných inženýrských bariér, jejichž funkčnost je v řádu statisíců let, a především výběru vhodné geologické formace v hloubce mnoha set metrů pod povrchem. Do této kategorie patří vyhořelé jaderné palivo a odpady z jeho eventuálního přepracování. Při jaderné fúzi tyto odpady nevznikají, takže odpadá potřeba hlubinných geologických úložišť.

Uvedená kategorizace nezohledňuje zneškodnění neradioaktivních, chemotoxických odpadů, což u stávajících technologií není nepřekonatelný problém, zato u fúzních odpadů to představuje závažný aspekt i vzhledem ke značnému množství těchto materiálů. Na rozdíl od radioaktivity chemická rizika s časem neklesají: zneškodnění tudíž vyžaduje specifické postupy vedoucí k jejich zneškodnění.

3 Přehled odpadů z fúzních reaktorů

Jak bylo uvedeno, vyloučení štěpné reakce vede k produkci odpadů pouze nižších kategorií, bez VAO. Na druhé straně, vysoké neutronové toky (řádově 10^{20} neutronů za sekundu, obvykle o energii 2,5 a 14 MeV⁶) způsobují aktivaci všech konstrukčních a provozních materiálů, včetně minoritních znečišťujících příměsí. Ve výsledku právě obsah těchto příměsí nejvíce komplikuje postupy zneškodňování fúzních odpadů.

V dalších odstavcích se – s použitím informací⁶ týkajících se především prototypu evropského DEMO reaktoru – zmíníme krátce o hlavních skupinách materiálů, které tvoří fúzní odpady, jejich charakteristikách a možnostech jejich zneškodnění.

Tritium (T) používané jako palivo je hlavní radionuklid kontaminující všechny materiály, které jsou ve vakuové komoře, popř. komorou prochází jako chladivo. Jeho poločas rozpadu je relativně krátký (12,32 roku), ale snadno difunduje i přes kovy, což klade extrémní nároky na konstrukční materiály a bezpečnostní systémy. Znamená to, že kovy jsou kontaminovány povrchově i vnitřně. Odpadové hospodářství fúzního reaktoru je zaměřeno na co nejúplnější zachycení a recyklaci tritia. Nejefektivnější metody zahrnují tepelné zpracování kovů (zahřátí na vysoké teploty, účinnost až 99,99 %), izotopová výměna nebo využití membránových reaktorů s platinovými či paládiovými filtry, popř. elektrolýza

vodných roztoků spojená s kryogenní destilací. Jsou také ověřovány postupy založené na selektivní absorpci. Odpady určené k uložení obsahující T musí být upraveny tak, aby byl omezen jeho nekontrolovaný únik z úložných obalových souborů s použitím vhodných izolačních a retenčních materiálů, malá množství T jsou vypouštěna do biosféry.

Wolfram (W) je vzhledem k vysoké tepelné odolnosti (teplota tání 3422 °C) hlavní součástí vestavby vakuové komory, podle typu reaktoru se jeho hmotnost blíží ke 150 tunám. Aktivací vzniká zejména ^{181}W (poločas rozpadu 121,2 d), ^{185}W (75,1 d), ^{187}Re (19,5 min), ^{186}Re (3,72 d), které se prakticky během 10 let rozpadnou, ale také dlouhodobé nuklidy⁷, jako je $^{192\text{m}}\text{Ir}$ (241 r), ^{91}Nb (680 r), ^{94}Nb (20 300 r), jejichž koncentrace vylučuje přijetí do povrchových úložišť. Navíc se projevuje ^{60}Co (5,27 r), který způsobuje vysoké radiační dávky a v důsledku problémy při fragmentaci, manipulaci a dopravě. Odstranění indukovaných nuklidů vyžaduje složitý a nákladný pyrochemický proces založený na chloraci W, který musí být mechanicky oddělen od ostatních konstrukčních materiálů, a frakční destilaci vzniklých produktů. Z nich po úpravě vzniknou SAO, wolfram lze pak recyklovat⁸. Variantou je přímé uložení rozřezaných částí ve vhodných betonových nebo ocelových kontejnerech.

Měď a její slitiny jsou součástí chlazení vakuové komory a jsou vestavěny do ocelových konstrukčních materiálů^{9,10}. Aktivované nečistoty mají krátké poločasy rozpadu, takže tyto materiály je možné po krátké době skladování recyklovat. Musí být však odděleny a to je, vzhledem k vysokým dávkovým příkonům z ostatních konstrukčních materiálů, nesnadné. Jejich hmotnost je přes 10 t. O jejich recyklaci se bude rozhodovat společně s opakovaným využitím ostatních konstrukčních materiálů.

EUROFER je hlavním konstrukčním materiálem nejexponovanější části reaktoru, vakuové komory: je ho tam cca 3700 t. Jedná se o feriticko-martenzitickou ocel s obsahem 9 % Cr, 1 % W a desetinami % V, Ta, C, a Mn. Odolává extrémnímu toku vysokoenergetických neutronů a vysokým teplotám, jsou v ní omezeny prvky, které se v reaktoru stávají vysoce radioaktivními (jako nikl, niob nebo molybden^{11,12}). V důsledku aktivačních pochodů vznikají zejména izotopy ^{14}C (5 730 r), ^{51}Cr (27,7 d), ^{54}Mn (312,2 d), ^{55}Fe (2,7 r), ^{60}Co (5,27 r), ^{63}Ni (101,2 r), ^{94}Nb (20 300 r): jejich předpokládanou nejvyšší aktivitu v první ozářené vrstvě uvádí **Tabulka 1**. Pro srovnání, celková aktivita v poslední, desáté, vrstvě dosahuje 1,78 E07 Bq/kg⁵.

Tabulka 1: Aktivita vybraných indukovaných radionuklidů v 1. ozářené vrstvě EUROFER blanketu⁶

Celková aktivita Bq/kg	^{14}C	^{94}Nb	^{63}Ni	^{59}Ni	^{60}Co	^{93}Mo
2,09 E08	6,99 E07	4,62 E06	3,67 E07	3,54 E05	1,83 E06	4,89 E05

Ocel lze tavením zbavit většiny příměsí, může být pak znovu použita pro konstrukci nových reaktorů. Z bezpečnostních důvodů, je ale doporučeno využít ji na méně exponované konstrukční prvky. Přímé uložení těchto odpadů v kontejnerech je také možné, ale vzhledem k rozměrům technologických prvků bude nezbytná fragmentace. Dá se očekávat, že z ekonomického hlediska (zmenšení úložných objemů) bude upřednostněna kombinace tavení kovů do ingotů a jejich skladování do poklesu aktivity na uvolňovací limity, popř. jejich trvalé uložení.

Nerezová ocel SS316 je dalším konstrukčním materiálem, splňujícím také potřeby stínění: v reaktoru je jí třeba okolo 13 tisíc t. Jedná se o austenitickou ocel s obsahem Cr (16 – 18 %), Ni (10 – 12 %), Mo (2 – 3 %), Mn (< 2 %) a příměsí Si, P, S (< 1 %). Její aktivace vede k tvorbě řady radionuklidů, jako jsou ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{59}Ni , ^{93}Mo . Pro ukládání ale představují největší zátěž izotopy ^{14}C a ^{91}Nb , neboť jejich aktivita neumožní přijetí do povrchových úložišť. I s ohledem na množství tohoto odpadu se tavení spojené s dekarbonizací jeví jako nejefektivnější řešení umožňující opětovné využití oceli v jaderných technologiích.

Simulacemi vzniku odpadu z ocelí z evropských fúzních reaktorů typu DEMO bylo zkoumáno několik systémů nakládání s radioaktivním odpadem⁶. Dle souhrnných výsledků lze konstatovat, že oceli by

neměly být 100 let po odstavení reaktoru konzistentně mezinárodně klasifikovány jako nízko radioaktivní (NAO). U nižších neutronových toků je několik ocelí schopno splnit kritéria pro nízkoaktivní odpad¹³.

Beryllium ve formě Be₁₂Ti se používá v některých fúzních systémech jako neutronový multiplikátor: je ho tam téměř 600 t. Při jeho ozařování vznikají izotopy vzácných plynů, argonu, xenonu a kryptonu, které lze po krátké zdrži vypustit do ovzduší, popř. vázat na iontoměničových membránách a filtrech nebo na zeolitech, které jsou pak po úpravě ukládány. Větším problémem jsou však minoritní produkty štěpení U, který Be znečišťuje. Vznikající alfa nuklidy překračují limit doporučený MAAE^{5,6} pro přijetí odpadů do povrchových úložišť (4 MBq/kg). Omezení tvorby produktů ozařování U lze dosáhnout snížením obsahu U nečistot v beryllium titanátu na minimum. Nakládání s ozařeným berylliem směřuje k odstranění indukovaných nečistot a jeho opětovnému využití v jaderných technologiích. Poloprovodně bylo ověřeno použití pyrometalurgických CI procesů v kombinaci s frakční destilací vzniklých produktů.

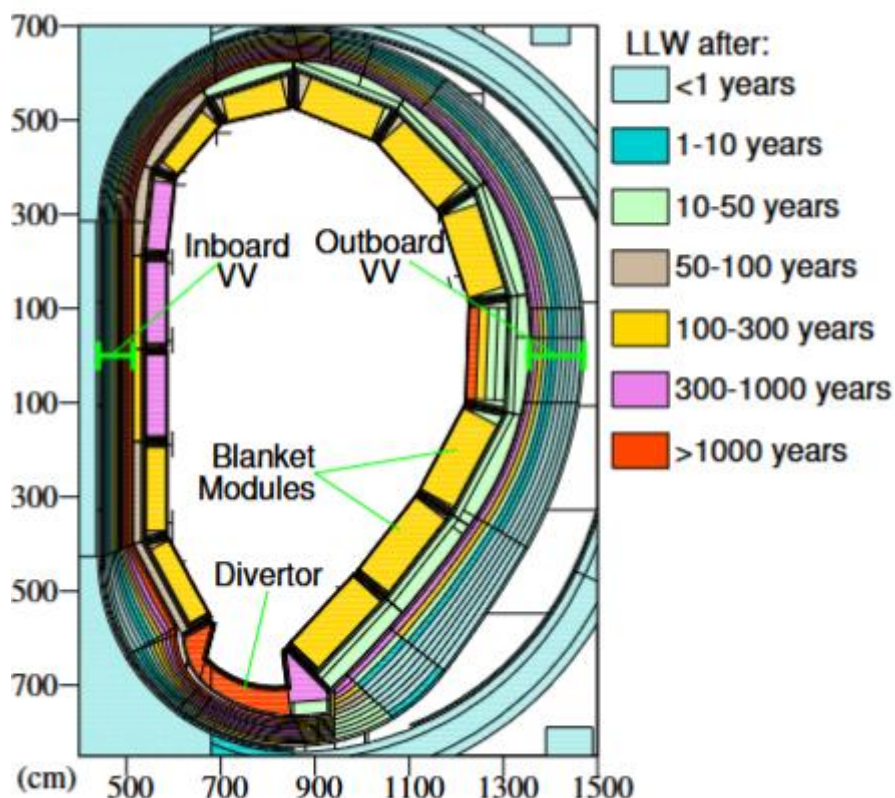
Ortosilikát lithia (Li₄SiO₄) je hlavní zdroj tritia pro fúzní reakci, používaný v kombinaci s beryllium titanátem: je ho třeba cca 220 t. Je silně kontaminován tritiem, ale z dlouhodobého pohledu musí být zohledněny především izotopy ¹⁴C a ¹⁹³Pt, jejichž obsah vylučuje ukládání v povrchových úložištích. I s ohledem na cenu tohoto zdroje tritia (složitě a nákladně obohacování ⁶Li) bude zneškodnění zaměřeno na co nejúplnější recyklaci lithia^{14,15}.

Tavenina olovo-lithium je alternativní zdroj tritia, kde Pb funguje jako neutronový multiplikátor¹⁶. V reaktoru se nachází zhruba 10 tis. t slitiny, která je zásadní pro správnou funkci množivého blanketu, jako zdroje tritia, dokud se slitina provozem neznečistí. Kromě významného množství tritia slitinu kontaminují ²⁰³Hg, ²¹⁰Po, ⁶⁰Co, ¹⁹³Pt vzniklé aktivací Pb a jeho nečistot. Pokud se koncentrace Bi v Pb sníží pod 10 ppm, tvorba ²¹⁰Po bude zanedbatelná, což významně ulehčí zpracování PbLi odpadů. Většina indukovaných radioizotopů vzniká z Pb a jeho nečistot, proto zpracování PbLi odpadů cílí především na oddělení Pb a opětovné využití Li, jehož obohacování je extrémně drahé. Využít lze jak hydrometalurgické, tak pyrometalurgické procesy. Příkladem vyvíjených postupů může být rozpouštění v kyselině sírové nebo žíhání za tvorby oxidů, na které navazují další specifické separační procesy související s proměnlivým složením a množstvím nečistot. Výsledkem v obou případech je oddělení Li s možností jeho opětovného použití. Separované Pb nemá kvůli radiokontaminantům v něm obsažených další využití, proto se předpokládá jeho ukládání. Při tom je nutno zohlednit a vhodně ošetřit chemickou toxicitu Pb. S ohledem na vysoké náklady uvedených postupů rafinace se ověřuje možnost využití PbLi eutektika v nových fúzních reaktorech bez toho, že by proběhlo odstranění vzniklých radiokontaminantů.

Kapalné odpady z chladicího okruhu obsahují vedle T aktivované korozní produkty (např. ⁵¹Cr, ⁵⁴Mn, ⁵⁶Mn, ⁵⁵Fe, ⁵⁹Fe, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co) a ¹⁴C. Ty se zachycují na iontoměničových kolonách, které je pak nutné upravit k uložení. Používat se budou standardní zavedené postupy, takto vzniklé odpady (po dekarbonizaci) bude možné přijmout do povrchových úložišť.

Biologické stínění je složeno z kovových vrstev a z masivního betonového tělesa. Při vyřazení z provozu budou tyto materiály charakterizovány a zneškodněny postupy, které se standardně uplatňují ve stávajících jaderných zařízeních. V principu jde o rozhodnutí, které betony lze uvolnit přímo nebo s omezením do životního prostředí a které bude nutno po patřičné úpravě umístit v úložišti RAO: lze očekávat, že většina stavebního rumu skončí v povrchových jednoduchých či inženýrských úložištích VNAO a NAO. Takové postupy budou ostatně uplatněny při zneškodnění odpadů z laboratoří a běžné údržby fúzního reaktoru.

Převzatý **obrázek 1** zjednodušeně indikuje, za jakou dobu poklesne indukovaná radioaktivita součástí vakuové komory na úroveň umožňující jejich přijetí do UK povrchového úložiště Drigg určeného pro nízko radioaktivní odpady¹⁷. Za zmínku také stojí, že v obrázku jsou naznačeny rozměry vakuové komory.



Obrázek 1: Zjednodušené znázornění částí fúzního reaktoru z hlediska doby, po které je bude možno přijmout do povrchového úložiště Drigg, UK¹⁷

Legenda: Inboard VV – vstup vakuové nádoby, Outboard VV – výstup vakuové nádoby, Blanket Modules – prvky blanketu, Divertor – divertor

4 Postupy zneškodnění odpadů

Jak bylo naznačeno v předchozí kapitole, při provozu fúzního reaktoru budou zpracovávány především pevné odpady kontaminované radionuklidy, jež vznikly neutronovou aktivací konstrukčních materiálů a jejich nečistot. V menší míře se tvoří kapalné odpady z chladicího okruhu a dekontaminačních procesů, včetně iontoměničů, použitých při jejich čištění, a kalů, které se v systému tvoří. Odpady z laboratorů, organické kapaliny a mazací oleje a laboratorní odpad nepředstavují významnou zátěž: je jich málo, kontaminace je většinou na hranici umožňující jejich uvolnění k recyklaci nebo do životního prostředí. Postupy zneškodnění kapalných, laboratorních a provozních odpadů se neliší od procesů vyvinutých a uplatňovaných v provozovaných jaderných zařízeních, vhodné technologie jsou ověřené a dostupné na komerční bázi. V dalším textu se tudíž budeme zabývat především pevnými odpady a zmíníme základní aspekty jejich úpravy k uložení.

Většina pevných odpadů je vzhledem k úrovni a typu kontaminace řazena do kategorie VNAO nebo NAO, což umožňuje jejich přijetí do povrchových úložišť s odpovídající strukturou inženýrských bariér. Jen malá část odpadů spadá do kategorie SAO, zejména kvůli nadlimitnímu obsahu dlouhodobých radionuklidů, což vyžaduje uložení do hlubších geologických formací.

Obaly VNAO mají především transportní a manipulační funkci: musí zajistit, aby odpady byly bezpečně dopravitelné do skladu, popř. do úložiště, a aby s nimi bylo možno manipulovat bez nebezpečí jejich nekontrolovaného rozptýlu. Obaly jsou proto vybrány a navrženy tak, aby odpovídaly konstrukci zdvihacích zařízení a transportních vozidel. Mohou to být jednoduché vaky, větší díly a kusy mohou být dokonce bez obalu¹⁸ (obrázek 2). Samotné úložiště má jen jednoduché inženýrské bariéry, které brání průniku vody do systému nejméně po dobu jednoho století¹⁹ (obrázek 3).



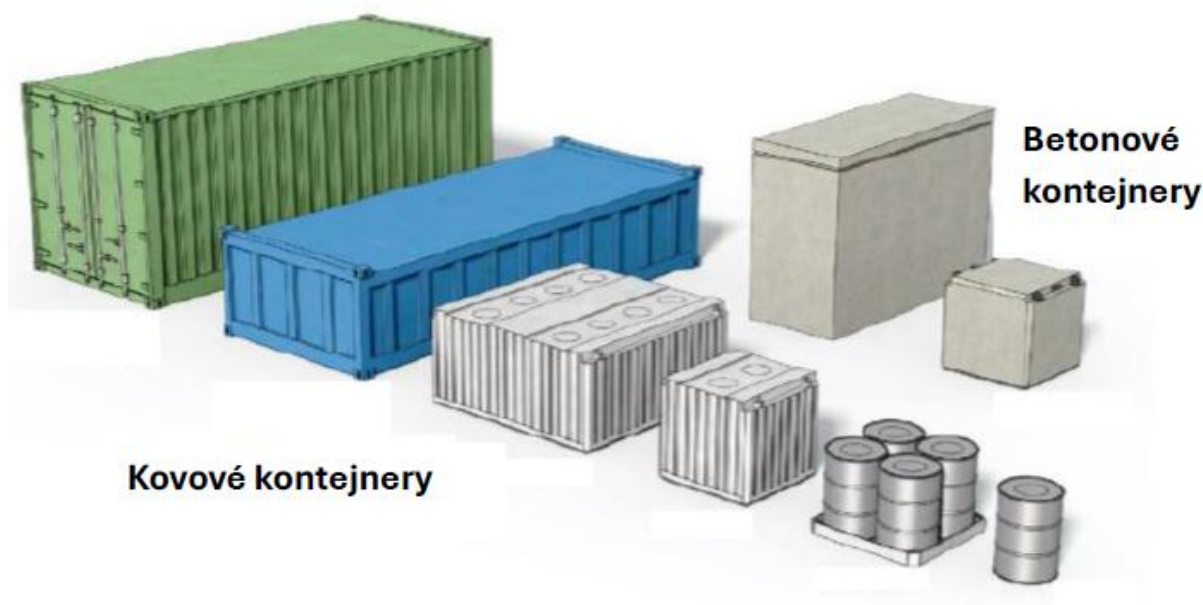
Obrázek 2: Vaky s VNAO a technologická zařízení ukládaná v úložišti VNAO CIRES, ANDRA, Francie¹⁹



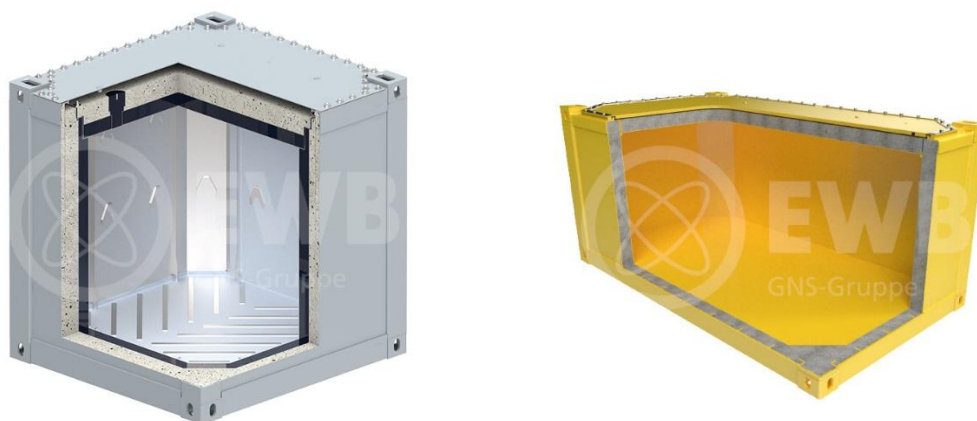
Obrázek 3: Schéma úložiště VNAO CIRES, ANDRA, Francie¹⁹

Legenda: [1] geomembrána, [2a] jílové těsnění 5 m, [2b] jíl vytěžený během stavby (1 – 5 m), [3] jílové těsnění 1-3 m, [4] zatravněná ornice 0,3 m

Obaly NAO musí plnit několik funkcí: zajišťují integritu upravených (zpevněných nebo lisovaných) odpadů, umožňují standardizovat transportní a manipulační technologie, v případě potřeby obsahují stínění snižující dávkové příkony, umožňují identifikaci každého balení RAO a poskytují bezpečnostní bariéru proti úniku radiokontaminantů po dobu desítek až mnoha stovek let. Existuje velmi široká škála obalových souborů, kovových nebo betonových, s funkčním objemem od stovek litrů do cca 70 m³ (**obrázek 4**). Zatímco primární funkce kovových obalů je zajištění manipulovatelnosti, betonové kontejnery zvyšují dlouhodobou retenci radionuklidů a jsou současně využívány jako stínící prvek. Obě funkce lze kombinovat vestavbou betonových tvarovek do ocelového – nejčastěji ISO – kontejneru, což je ale na úkor využitelného prostoru (**obrázek 5**).



Obrázek 4: Kontejnery pro NAO¹⁴ používané ve Švédsku



Obrázek 5: Ocelové kontejnery s betonovou vystýlkou²¹ vyvinuté pro úložiště Konrad, Německo

Obaly s NAO jsou ukládány do povrchových úložišť opatřených systémem strukturálních a izolačních bariér (**obrázek 6 a 7**). Zpravidla se jedná o betonové kobky, po zaplnění obaly s NAO jsou volné prostory zality betonem. Kobky jsou pak překryty izolační fólií a jílovým těsněním zamezujícím průnik vody po dobu nejméně 3 staletí. Celá lokalita je vybavena drenáží, v níž se kontroluje, zda nedochází k úniku kontaminantů.



Obrázek 6: Schéma povrchového úložiště CSA v l'Aube, ANDRA¹⁹

Legenda: [1] uložené odpady, [2] izolační a drenážní vrstva, [3] jílové těsnění se zatravněnou ornici



Obrázek 7: Pohled do zaplňované kobky¹⁹ CSA v l'Aube, ANDRA, Francie

SAO jsou vkládány do odolných kontejnerů, zpravidla betonových, jejichž volné prostory jsou zality betonem nebo jiným vhodným materiálem: v případě odpadů z fúze musí být zohledněn obsah tritia, které je značně mobilní. Jednotlivé části vakuové komory mají značné rozměry (viz **obrázek 1**): v případě kazety divertoru je to zhruba 4,4 x 1,3 x 1,2 m. Z toho důvodu musí být jednotlivé segmenty komory před vložením do úložného obalu fragmentovány, což je z hlediska zamoření a dávkového příkonu náročná operace. Nepravidelný tvar segmentů klade značné nároky na optimalizaci velikosti rozřezaných dílů, neboť kromě rozměrových omezení se musí zvažovat i jejich hmotnost a úroveň dávkových příkonů, aby nebyly překročeny manipulační a transportní limity. Pro divertor bylo navrženo použití betonového kontejneru o rozměrech 221 x 244 x 220 cm s tloušťkou stěny 24 cm, o hmotnosti 26 t a s vnitřním objemem 5,8 m³. Maximální hmotnost odpadu je 24 t (včetně výplňového materiálu), což při hmotnosti kazety divertoru 14,6 t znamená, že kontejner pojme pouze jeden celý a část druhého segmentu²².

Kontejnery se SAO musí být ukládány do úložišť umístěných několik desítek až set metrů pod povrchem země, popř. budou přijaty do vymezených prostor v hlubinných úložištích určených primárně pro vysoce radioaktivní odpady. Příkladem úložného zařízení vybudovaného pro zneškodnění NAO a SAO je Bábaapáti²³ v Maďarsku. Do komor vybudovaných zhruba 200–250 m pod povrchem v žulové hornině (**obrázek 8**) jsou zaváženy betonové kontejnery obsahující sudy s odpadem a výplňovým betonem.



Obrázek 8: Ukládání betonových kontejnerů do úložiště Bábaapáti, PURAM, Maďarsko²³

5 Závěry

Přestože fúzní technologie jsou z hlediska tvorby odpadů považovány za úsporné, neznamená to, že tuto záležitost můžeme podcenit. V předchozím textu bylo naznačeno, jaké odpady můžeme očekávat a jaké postupy se nabízí k jejich trvalému zneškodnění.

Bylo ukázáno, že zavedené postupy nakládání s odpady lze úspěšně použít i na ty, které jsou typické pro fúzi. Nicméně stále zůstávají určité problémy, které si vyžadují výzkum a výběr vhodných variant řešení.

Je zřejmé, že optimální postup zneškodnění je – vzhledem k ceně a dostupnosti některých konstrukčních materiálů – jejich recyklace. Ta je však technicky a finančně náročná. Hledání účinných a levnějších postupů vrácení cenných materiálů do výrobního cyklu je skutečná výzva s možným významným ekonomickým dopadem. Nabízí se také zvážit, do jaké míry je nutno radiokontaminanty odstranit. Pokud budou materiály použity opět v jaderných technologiích, může recyklační proces být veden pouze do úrovně, která je pro další použití technicky a bezpečnostně přijatelná, nikoliv do úplného odstranění kontaminace.

Kromě odstranění radionuklidů znečišťujících konstrukční prvky musí být vyřešena chemická toxicita použitých hmot: jedná se zejména o olovo a beryllium. Zatímco znovu použití Pb je limitováno obsahem nesnadno oddělitelných radiačně indukovaných produktů, je snaha o navrácení beryllia do výrobního cyklu spíše otázkou ekonomiky procesu. Zvažované pyrometalurgické postupy nepatří k jednoduchým ani levným technologiím. V každém případě ale budou vznikat odpady kontaminované oběma prvky a hledání postupu jejich detoxikace nebo trvalého bezpečného uložení bude vyžadovat výzkumné i technologické úsilí.

Tritium je přítomné ve všech materiálech, které jsou ve vakuové komoře, nebo jí jen procházejí. Vzhledem k tomu, že je to zároveň palivo pro fúzní reakci, je nasnadě snaha o maximální zachyt tritia

a jeho návrat do technologického procesu. Pokud však v odpadech zůstane, je nezbytné omezit jeho mobilitu: dokáže difundovat i kovy a uniká iontovou výměnou s vodíkem obsaženým ve vodě a většině plastů. I když nemá vysokou radiotoxicitu, je to problém pro návrh efektivní izolace tritia při skladování, transportu a uložení odpadu z fúzních technologií.

Poděkování

This work has been carried out within the framework of the EUROfusion Consortium, funded by the European Union via the Euratom Research and Training Programme (Grant Agreement No 101052200 — EUROfusion). Views and opinions expressed are, however, those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or the European Commission. Neither the European Union nor the European Commission can be held responsible for them.

Implementation of activities described in the Roadmap to Fusion during Horizon Europe through a joint programme of the members of the EUROfusion consortium has been also supported by the Ministry of Education, Youth and Sports (MEYS) of the Czech Republic project number 9D22001.

Literatura

1. El-Guebaly, L., Managing fusion radioactive materials: approaches and challenges facing fusion in the 21st century. *Fusion Science and Technology*, 2023, 79.8: 919 – 931.
<https://doi.org/10.1080/15361055.2022.2151820>
2. Stoklasa, J., Galek, V., Hadrava, J., Směry výzkumu odpadů v oblasti štěpné a fúzní energetiky, jejich charakteristiky a srovnání, *Konference Odpadové fórum*, Hustopeče u Brna, 2019, 122
3. Rosanvallon, S., Kanth, P., Elbez-Uzan, J., Waste management strategy for EU DEMO: Status, challenges and perspectives, *Fusion Engineering and Design* 202 (May 2024) 114307,
<https://doi.org/10.1016/j.fusengdes.2024.114307>
4. Sandri, S., et al.: A review of radioactive wastes production and potential environmental releases at experimental nuclear fusion facilities. *Environments*, 2020, 7.1: 6.
<https://doi.org/10.3390/environments7010006>
5. Classification of Radioactive Waste, IAEA Safety Standards Series No. GSG-1, IAEA 2009
6. Bromley, J., Assessment and Strategies for Reducing Radioactive Waste Hazard, EUROFUSION, DEMO GSSR Vol. 11, EFDA_D_2P2992, 2022
7. <https://www.wolframalpha.com/input?i=isotope> , staženo 5. 8. 2026
8. Murphy, D., Warren S., Butterworth G.J.: Reclamation of tungsten from activated fusion reactor components, *Fusion Engineering and Design* 22 (1993) 379 – 392. [https://doi.org/10.1016/0920-3796\(93\)90005-3](https://doi.org/10.1016/0920-3796(93)90005-3)
9. Zinovev, A., Wirtz, M., Gaganidze, E., Salahudeen, M., García-Rodríguez, N., Cinger, D., Lamberti, M., Moriani, A., Galatanu, A., Pegritz, M., Alidoost, D., Scapin, M., Tejado, E., Tarancón-Roman, S., Zahran, H., Terentyev, D., Pintsuk, A., Aiello, G., EUROfusion characterisation programme of CuCrZr alloy for the EU DEMO divertor heat sink: mechanical and thermophysical properties, *Journal of Nuclear Materials* 630 (August 2026) 156747. DOI [10.1016/j.inucmat.2026.156747](https://doi.org/10.1016/j.inucmat.2026.156747)
10. Marzullom D., Clagnanm A., Belardim V.G., Cardellam A., Imbrianim V., Mazzonem G., You J.H., Design progress of EU DEMO divertor cassette, *Nuclear Materials and Energy* 46 (March 2026) 102057. <https://doi.org/10.1016/j.nme.2025.102057>
11. Gonzalez De Vicente, S, M., et al., Overview on the management of radioactive waste from fusion facilities: ITER, demonstration machines and power plants, *Nuclear Fusion*, 2022, 62.8: 085001. DOI 10.1088/1741-4326/ac62f7
12. Gilbert, M.R., Eade, T., Rey, T., Vale, R., Bachmann, C., Fischer, U., Taylor, N.P., Waste implications from minor impurities in European demo materials, *Nuclear Fusion* 59 (2019) 076015. DOI 10.1088/1741-4326/ab154e

13. Bailey, G. W.; Vilkhivskaya, O. V.; Gilbert, M. R.: Waste expectations of fusion steels under current waste repository criteria. Nuclear Fusion, 2021, 61.3: 036010. DOI 10.1088/1741-4326/abc933
14. V. Balaram, M. Santosh, M. Satyanarayanan, N. Srinivas, Harish Gupta, Lithium: A review of applications, occurrence, exploration, extraction, recycling, analysis, and environmental impact, Geoscience Frontiers 15, 5, September 2024, 101868. <https://doi.org/10.1016/j.gsf.2024.101868>
15. Zaccari, N., Aquaro, D., Thermal transient and the temperature profile in a HELICA mock-up simulated by a new finite element homogenous model, Fusion Engineering and Design 88, 1, November 2013, 2785-2790. <https://doi.org/10.1016/j.fusengdes.2013.04.026>
16. Simona Breidokaite, Gediminas Stankunas, Evaluation of the breeding material activation and radionuclide inventory analysis for EU DEMO, Fusion Engineering and Design 206, September 2024, 114605. <https://doi.org/10.1016/j.fusengdes.2024.114605>
17. Gilbert M.R., Eade, T., C. Bachmann, Fischer, U., Taylor N.P., Waste implications from minor impurities in European DEMO materials, UKAEA-CCFE-CP (19)04, 27th IAEA Fusion Energy Conference, Ahmedabad, India, 22-27 October 2018
18. Nachmilner L., Karásková-Nenadállová L., Stoklasa J., Review of Available Packaging for Fusion Waste, EUROFUSION, SAE.S-05.02-T001-D009, 2025
19. https://international.andra.fr/sites/international/files/2019-03/VLLW_leaflet.pdf, staženo 25. 6. 2026
20. Eriksson Örtengren M., Eriksson A., Acceptanskriterier för avfall, Projekt SFR-utbyggnad, Bilaga F-PSAR SFR, Kapitel 3, SKB 1368638, <https://skb.se/projekt-for-framtiden/utbyggnad-av-sfr/vara-ansokningar/ansokningshandlingarna/ansokan-enligt-karntekniklagen/>, staženo 25. 6. 2026
21. <https://www.eisenwerk-bassum.de/stahlblechcontainer>, staženo 25. 6. 2026
22. Vazquez Antolin, M., Radioactive Waste Management of DEMO Divertor Cassettes, EUROFUSION, DES-SFTY.SAEAN.T-T012, 6. 12. 2025
23. <https://rhk.hu/nrht>, RHT-Nemzeti Radioaktív hulladék-tároló, staženo 25. 6. 2026

Waste from Fusion Reactor Operations

Lucie KARÁSKOVÁ NENADÁLOVÁ, Lumír NACHMILNER, Jaroslav STOKLASA

Centrum výzkumu Řež s.r.o., Czech Republic, e-mail: lucie.nenadalova@cvrez.cz

Summary

Materials from the design of a fusion reactor and its operation are selected, which must be expected to become radioactive waste with important or dangerous isotopes. The waste categorization according to the IAEA specifications is summarized. Possible packaging used for storing radioactive waste from fusion and examples of storage applications in various nuclear waste repositories are indicated. Cases where it is appropriate to decide between permanent disposal in a repository and limited reuse of waste materials, from decontamination and purification to recycling, are discussed.

Keywords: Radioactive waste from fusion, waste disposal, repository categories, significant isotopes.