

Ядерна енергія: міф і реальність
№ 3, лютий 2006р. Українська версія

Цикл ядерного палива

Проблеми ядерної енергії, тематичне дослідження No. 3

АВТОРИ

Юрген Кройш

Вольфганг Нойманн

Детлеф Аппель (Розділи 1 та 3)

Петер Діль (Розділ 2)

З М І С Т

1	Цикл ядерного палива	3
2	Видобуток урану	5
3	Поводження з ядерними відходами.....	23
	<i>Література.....</i>	42

Автори

Детлеф Аппель (Detlef Appel) вивчав геологію в ГанOVERі і Відні. Він працював як дослідник з 1971 до 1981 року в університеті ГанOVERа, де у 1979 одержав звання доктора. Від 1981 року він є незалежним консультантом та інспектором у секторі екологічних та геологічних наук. Він спеціалізується на загальних стратегіях та індивідуальних рішеннях щодо збереження ґрунтів та підземних вод, питаннях оцінки впливу на довкілля, звалищ, покинутих забруднених об'єктів та остаточного захоронення радіоактивних відходів.

Петер Діль (Peter Diehl) займається питаннями уранових шахт з 1982 року, коли він приєднався до місцевої екологічної групи, яка протистояла створенню нової уранової шахти в південно-західній частині Німеччини. В кінці 1980х - на початку 1990х він багато працював, організовуючи співпрацю різних екологічних груп в Європі, яких хвилювали питання уранових шахт і видобутку урану. Від 1995 року він керує Урановим Проектом WISE (Світової інформаційної служби з питань енергії), розташованої в Амстердамі неурядової організації, яка надає можливість обміну інформацією для всіх неурядових антиядерних груп в світі.

Юрген Кройш (Jürgen Kreuzsch) народився в 1952 році. Він вивчав геологію в Марбурзі і ГанOVERі, спеціалізуючись на геофізиці, інженерній геології і гідрогеології. Він працював як інспектор і консультант в Gruppe Ökologie e.V. від 1980 року, в основному з питань захоронення радіоактивних і токсичних відходів. З 1988 року він також був співдиректором компанії Intac GmbH, яка надає консультаційні, стратегічні і інспекторські послуги з питань технології та довкілля.

Вольфганг Нойманн (Wolfgang Neumann) - фізик. Він працює над ядерними питаннями для Gruppe Ökologie, підрозділу Інституту екологічних досліджень та освіти (Institut für ökologische Forschung und Bildung e.V.) в ГанOVERі. Як інспектор і оцінювач, Вольфганг Нойманн дає поради групам активістів, екологічним асоціаціям, членам Парламенту, агенціям і адміністративним структурам на федеральному, земельному і міському рівнях. В цій галузі він підготував велику кількість досліджень і оцінок. Від 1999 року він є членом комітету з "Постачання і утилізації" Комісії з безпеки реакторів та комітету "Радіаційний захист на станціях" Комісії з радіаційного захисту при Федеральному міністерству з питань довкілля, збереження природи та безпеки реакторів. Перед тим, як одержати це призначення, він був членом "Радіаційної комісії" організації Німецький Союз для захисту навколишнього середовища і природи.

Тематичне дослідження No. 3:

Цикл ядерного палива

Юрген Кройш, Вольфганг Нойманн, Детлеф Аппель та Петер Діль

© Фондація Генріха Бьоля 2005

Всі права застережені.

Спільна публікація з WISE

Ця публікація не обов'язково відображає погляди Фондації Генріха Бьоля.

Контакт:

Heinrich Böll Foundation, Rosenthaler Str. 40/41, 10178 Berlin, Germany.

Tel.: ++49 30 285 340; Fax: ++49 30 285 34 109; info@boell.de; www.boell.de/nuclear

1 Цикл ядерного палива

Використання ядерної енергії включає роботу кількох дуже різних типів промислових виробництв. Кожен з цих типів характеризується певним потенціалом небезпеки. Небезпека починається з пилом в уранових шахтах, продовжується можливими і реальними дозовими навантаженнями при нормальній роботі, аварійними випадками на ядерних об'єктах і їх впливом на персонал і населення, яке живе неподалік, і закінчується можливим забрудненням ґрунтових вод від захоронених радіоактивних відходів.

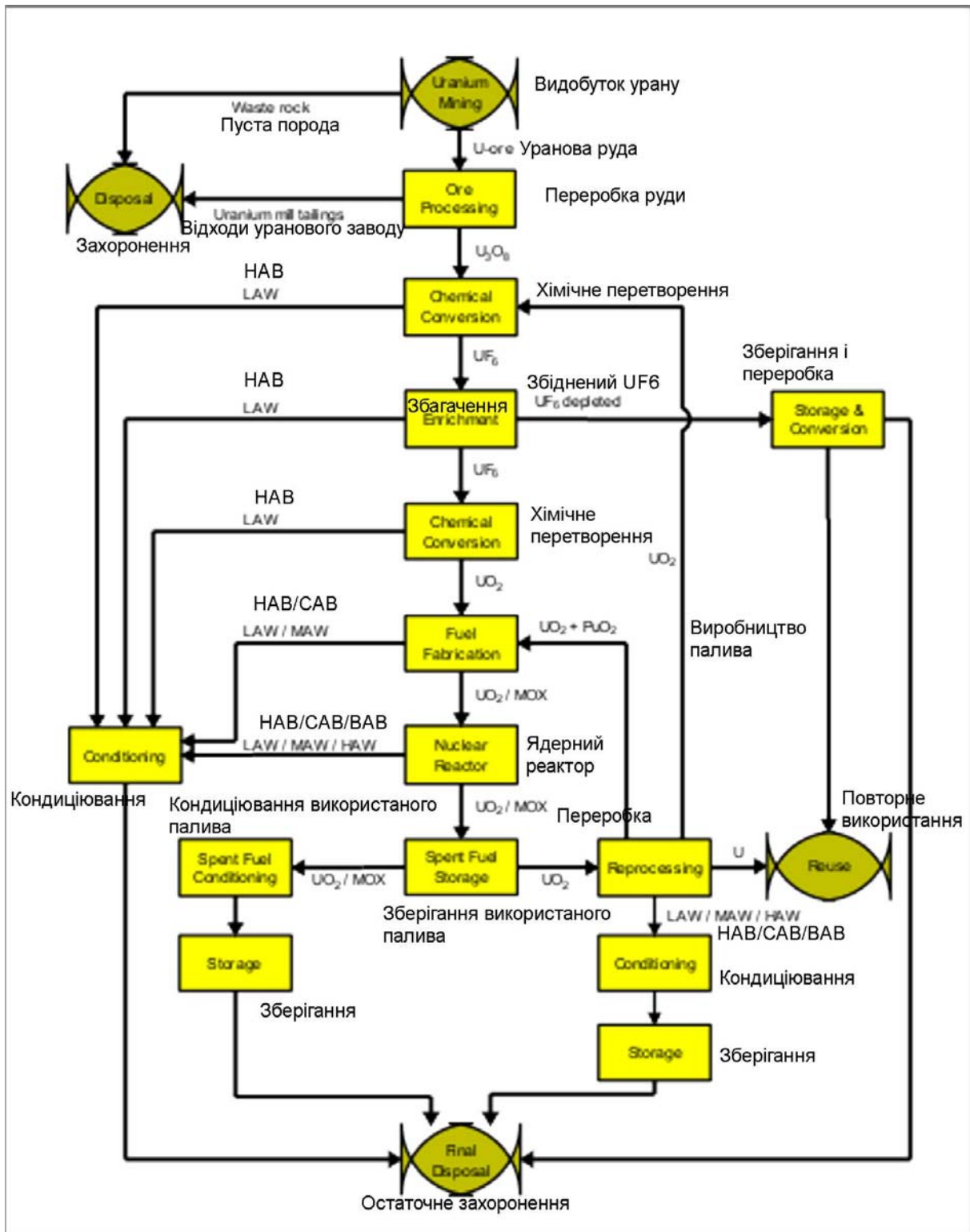
Етапи, необхідні для того, щоб уран став паливним елементом, показані на наступній ілюстрації (Рис.1). Є два можливих варіанти поводження з ядерним паливом після його використання в атомному реакторі і необхідної витримки у сховищі. Перший - це приведення у належний вигляд (кондиціонування) і "пряме" остаточне захоронення, другий - переробка. Переробка означає виділення урану і напрацьованого плутонію із використаного палива, виробництво нових паливних елементів з цих матеріалів і їх нового використання в реакторі. Більшість країн, які використовують ядерну енергію, не переробляють своє використане паливо. В подальших розділах буде наведена більш детальна інформація щодо переробки палива.

Збагачення приводить до утворення великої кількості збідненого урану („хвості”). Кожне збагачувальне виробництво щорічно продукує кілька тисяч мегаграмів цього матеріалу. Через економічні причини подальша доля цього радіоактивного матеріалу незрозуміла. Може статися так, що лише невелику частину можна буде використати десь поза ядерним паливним циклом, а решти доведеться якось позбутися.

Радіоактивні відходи утворюються на кожному ядерному виробництві. Відходи можна поділити на низькоактивні (НАВ), середньої активності (САВ) і високоактивні відходи (ВАВ). Якщо порівняти з першими двома категоріями, ВАВ по об'єму складають незначну долю усіх відходів, але сконцентрована в них активність на кілька порядків більша, ніж в НАВ і САВ. Основна частина ВАВ - це використане паливо для "прямого" остаточного захоронення, оскловані продукти ділення від переробки палива та радіоактивні матеріали в реакторі. НАВ і САВ утворюються у більш широкому спектрі процесів. Кількість відходів залежить від типу реактора і вимог щодо поводження з відходами, включаючи остаточне захоронення; ці фактори відрізняються у різних країнах. Наприклад, реактор з водою під тиском 1300МВт(ел) в Німеччині утворює близько 60м³ НАВ і САВ, а також близько 26 Мг використаного палива на рік. За весь час до виведення з експлуатації цей реактор генерує 5700м³ НАВ. Для всієї ядерної енергетики, приймаючи термін експлуатації реактора за 35 років, у Німеччині для остаточного захоронення очікується близько 300000 м³ відходів.

Чи з переробкою, чи без переробки, все одно потрібне сховище для остаточного захоронення радіоактивних відходів. Це справедливо не лише для великих кількостей НАВ і САВ, але також і для використаного палива, оскільки до сьогодні використане паливо оксидного типу в промислових масштабах ще не перероблялося. Лише у Франції ведеться його переробка в малих кількостях. Ніде в світі не існує сховищ для ВАВ чи використаного палива. В деяких країнах з масштабними ядерними програмами працюють сховища для НАВ і САВ. Для всіх країн, які використовують ядерну енергію, абсолютно необхідно побудувати сховища - якомога безпечніші - для остаточного захоронення, і притому як можна швидше. Місце для остаточного захоронення має бути ретельно вибране і побудоване, воно повинно давати найбільшу безпеку. З негативними наслідками ядерної енергії треба справитися.

Рис. 1. Ідеалізована схема паливного циклу, який можливий з переробкою або без переробки



Джерело: Gruppe Ökologie

2 Видобуток урану

Вступ

Ера широкомасштабного видобутку урану почалась після Другої Світової війни, коли уран видобували як стратегічний ресурс. Робились величезні зусилля, щоб отримати цю сировину для ядерної бомби за будь-який кошт, ігноруючи вплив на здоров'я працівників та на довкілля. Сполучені Штати отримували уран з різних джерел, головним чином із американських та канадських родовищ. У Радянському Союзі спочатку не було знайдено великих внутрішніх покладів, тому було створено величезну урановидобувну промисловість у європейських країнах-сателітах, зокрема у Східній Німеччині та Чехословаччині, а також в Угорщині, Болгарії та інших країнах. Більше 100 тисяч людей працювали у тяжких умовах на підприємстві "Wismut" у Східній Німеччині, щоб видобути таку ж кількість урану, яку зараз виробляють кілька сот працівників на першокласному родовищі у Канаді.

Ситуація почала змінюватись у 1970-х роках, коли уран все більше перетворювався на комерційний ресурс для виробництва електроенергії на атомних електростанціях: відбувався розвиток ринку урану, оскільки урядові структури більше не були єдиними споживачами урану і почалося впровадження екологічних стандартів для видобутку урану. Із завершенням Холодної війни скоротився військовий попит на уран і з'явився доступ до вторинних ресурсів, таких як запаси або декондиціоновані матеріали для виготовлення ядерної зброї. Зараз ці вторинні матеріали задовольняють майже половину попиту ядерної енергетики, що залишає шанси на виживання лише найбільш рентабельним шахтам з передбачуваним скороченням доступу до вторинних матеріалів та з пропозиціями розширення ядерної електроенергетики у деяких країнах ситуація знов змінюється - уран може знову перетворитись на обмежений ресурс, який необхідно буде видобувати з високими екологічними витратами.

2.1 Видобуток урану: технологія та фактори

Уран, із своєю середньою концентрацією у земній корі у 3г/т, не відноситься до особливо рідкісних металів. В той же час, видобуток урану звичайно має сенс лише у випадку покладів з концентрацією урану якнайменше 1000г/т (0,1%); бідніші руди зараз розробляються лише у дуже особливих випадках. Придатні до видобутку концентрації існують у багатьох родовищах, розташованих в різних частинах світу. Ці родовища суттєво відрізняються за геологічними особливостями, розміром, вмістом урану та доступністю для видобутку. У долині Колорадо на заході США, де середній вміст урану в руді складає 0,1 - 0,2%, уран видобували у тисячах здебільшого невеликих копалень до початку 1980-х років, коли ціна на уран різко впала. На родовищі Еліот Лейк (Канада, провінція Онтаріо), у Східній Німеччині та у Чехословаччині уран видобували протягом десятиріч головним чином у дуже великих підземних копальнях і часто за умови набагато нижчого вмісту урану у руді. У 1990р., коли припинили видобуток урану у Східній Німеччині, витрати на видобуток там перевищували світові ринкові ціни приблизно у десять разів.

Після завершення Холодної війни в експлуатації залишились лише найбільш рентабельні урановидобувні підприємства. На даний час уран видобувають із руд з вмістом від 17,96% (надзвичайно високий вміст) у підземній шахті у провінції Саскачеван (Канада) до найнижчого вмісту урану для масштабних видобувних операцій у 0,029% (кар'єр Россінг у Намібії).

Більшу частину урану видобувають традиційним способом - у підземних копальнях або у кар'єрах. За винятком декількох покладів із високим вмістом урану у провінції Саскачеван (Канада), вміст урану звичайно нижче 0,5%, так що для видобутку урану необхідно видобувати величезну кількість руди. Шахтарі у копальнях працюють в жахливих умовах при високих

концентраціях пилу та радіоактивного газу радону, що пов'язано з підвищеним ризиком раку легенів. У перші роки видобутку урану після Другої Світової війни не було забезпечено належної вентиляції шахт, що призводило до надзвичайно високих концентрацій пилу та радону у шахтному повітрі. У 1955р. звичайна концентрація радону у шахтному повітрі на підприємстві Wismut складала приблизно $100\ 000\text{Бк}/\text{м}^3$, а максимальна - $1,5\text{млн.Бк}/\text{м}^3$. За період 1946-1990рр. від раку легенів вмерли 7 163 східнонімецьких шахтарів, які працювали на видобутку урану. Для 5 237 із них в якості причини захворювання визнали професійну експозицію. У Сполучених Штатах Конгрес визнав відповідальність уряду за стан здоров'я шахтарів, які видобували уран у перші роки видобутку (головним чином індіанці Навахо) лише у 1990р., коли був прийнятий Закон про компенсації за радіаційну експозицію. Адміністративні перешкоди для компенсацій були настільки високими, а асигновані на виконання цієї програми кошти настільки незначними, що багато шахтарів (або члени сімей померлих) отримали ці компенсації лише після внесення доповнень до цього закону у 2000р.

Під час експлуатації шахт великі об'єми забрудненої води відкачували з шахт та скидали до річок та озер, що призводило до розповсюдження забруднювачів у довкіллі. Наприклад, скиди з шахти Раббіт Лейк у провінції Саскачеван (Канада) викликають суттєве зростання уранового навантаження у донних відкладах затоки Хідден на озері Волластон. В той час, коли природний вміст урану у донних відкладах в озері нижче $3\text{мкг}/\text{г}$, у затоці вміст урану піднявся до приблизно $25\text{мкг}/\text{г}$ у 2000р., а з того часу зростає більше ніж вдвічі кожен рік, досягнувши рівня у $250\text{мкг}/\text{г}$ у 2003р. У річкових донних відкладах в районі шахт підприємства Wismut у Роненбурзі були встановлені концентрації урану та радію на рівні біля $3000\text{Бк}/\text{кг}$, що вказує на перевищення фонового природного рівня більш ніж у 100разів.

Хоча вентиляція шахт дозволяє скоротити ризик для здоров'я шахтарів, вона призводить до викидів радіоактивного пилу та радону, що збільшує ризик раку легенів для місцевих мешканців. Наприклад, на колишній шахті Schlemm-Alberoda підприємства Wismut, у 2003р. у відкрите повітря скинули загалом 7426млн.м^3 ($235\text{м}^3/\text{с.}$) забрудненого повітря з концентрацією радону $96000\text{Бк}/\text{м}^3$.

Порожню породу при видобутку урану виймають відкритим способом, коли знімають шар порід, які покривають руду, а також при видобутку урану шахтним способом, коли прокладають тунелі у нерудних зонах. Відвали так званої порожньої породи часто містять підвищені концентрації радіонуклідів порівняно із звичайними породами. Інші відвали включають рудні породи, які мають занадто малий вміст урану для переробки. Всі ці відвали продовжують загрожувати здоров'ю людей та довкіллю після закриття шахт - це пов'язано з виділенням радону та вимиванням радіоактивних і токсичних матеріалів водою. Відвали порожньої породи уранових шахт підприємства Wismut у районі Шлема/Ауе досягають об'єму у 47млн.м^3 та покривають площу у 343 гектари. Порожню породу часто скидали на схили долини неподалік від жилих кварталів. Внаслідок цього були встановлені високі концентрації радону у повітрі (на рівні приблизно $100\text{Бк}/\text{м}^3$) у багатьох районах м Шлема, перш ніж ці відвали закрили, а у деяких приміщеннях рівень радону навіть перевищував $300\text{Бк}/\text{м}^3$. За оцінками незалежного Інституту Екології, за такого рівня радону ризик підвищення захворюваності раком легенів протягом життя становить відповідно 20 та 60 випадків на 1000 мешканців. Окрім того, порожню породу часто переробляли на гравій або цемент для будівництва шляхів та залізниць. Внаслідок цього гравій з підвищеним вмістом радіоактивних речовин розподілявся на великих територіях.

У деяких випадках уран видобувають із бідних руд за допомогою **вилуговування з териконів**. Це роблять, коли вміст урану занизький для рентабельної переробки руди на гірничо-металургійному заводі (ГМЗ). У верхню частину терикону вводять лужний або кислотний розчин (часто користуються сірчаною кислотою), який просочується донизу, доки не досягає ізолюючого шару. Цей розчин збирають та передають на переробне підприємство. В Європі цією технологією користувались до 1990р. (наприклад, у Східній Німеччині та Угорщині).

Під час вилуговування терикони небезпечні у зв'язку з виділенням пилу, радону та вилуговувального розчину. Після завершення процесу вилуговування можуть виникати нові довготермінові проблеми, які викликаються природними процесами, особливо якщо руда містить мінерал пірит (FeS_2), як у випадку уранових покладів у Тюрінгії (Німеччина) та Онтаріо (Канада). Доступ повітря та води може викликати у масі терикону постійне утворення сірчаної кислоти бактеріями, що призводить до вимивання урану та інших забруднювачів протягом сторіч і, як наслідок, до постійного забруднення ґрунтових вод.

Під час зниження ціни на уран процес вилуговування з териконів можуть припиняти, але воно може поновлюватись, коли зростає інтерес до видобутку урану з бідних руд.

Альтернативою традиційним методам видобутку урану є **рідинний видобуток**. Ця технологія, відома також як "підземне вилуговування", включає закачування лужної або кислотної рідини (наприклад, розчину карбонату амонію або сірчаної кислоти) через свердловини до підземного уранового покладу з подальшим викачуванням збагаченого ураном розчину на поверхню. На відміну від традиційних методів видобутку, ця технологія не потребує видалення руди з покладу. Ця технологія прийнятна лише для уранових покладів, розташованих у водопроникному горизонті між шарами водотривкої породи, на невеликій глибині (приблизно 200м) від поверхні землі.

До переваг цієї технології можна віднести менший рівень ризику аварій та опромінення для працівників, менші витрати та відсутність потреби у великих хвостосховищах. Головними недоліками є ризик проникнення вилуговувального розчину за межі уранового покладу з забрудненням ґрунтових вод та неможливість відновлення природних умов у зоні вилуговування після завершення процесу видобутку. Забруднені шлами, утворенням яких супроводжується цей процес, скидають у поверхневі накопичувачі або закачують у так звані глибокі скидні свердловини.

Підземне вилуговування застосовували у великих масштабах із закачуванням мільйонів тон сірчаної кислоти у м. Страж-под-Ралскем (Чехія), на різних покладах у Болгарії та (з використанням дещо іншої схеми) у Конігштайні (Східна Німеччина). У Конігштайні до рудного покладу загалом закачали із вилуговувальним розчином 100 000 тон сірчаної кислоти. Після закриття шахти у пористій породі досі залишається 1,9 млн.м³ вилуговувального розчину; ще 0,85 млн.м³ циркулювало між зоною вилуговування та підприємством для виділення урану. Ця рідина містить високі концентрації забруднювачів, наприклад (у разях перевищення стандарту для питної води): кадмій (400х), арсен (280х), нікель (130х), уран (83х), тощо. Цей розчин небезпечний для водоносного горизонту, який є важливим джерелом питного водопостачання у регіоні. Вплив на підземні води набагато більший у випадку підземного вилуговування у Страж-под-Ралскем (Чехія), де закачали 3,7млн.тон сірчаної кислоти: 28,7 млн.м³ забрудненої рідини знаходяться у зоні вилуговування, яка покриває територію у 5,74 км². Більше того, забруднена рідина інфільтрується горизонтально та вертикально, забруднюючи зону у 28 км² та 235 млн.м³ ґрунтових вод.

Із падінням цін на уран за останні десятиріччя підземне вилуговування залишається єдиним джерелом внутрішнього видобутку урану у США. В той же час підземне вилуговування стає більш важливим в усьому світі для експлуатації бідних родовищ, розробляються нові проекти в Австралії, Росії, Казахстані та Китаї.

Руда, видобута традиційним способом у кар'єрах або у підземних шахтах, спочатку подрібнюється та вилуговується на **урановому гірничо-металургійному заводі (ГМЗ)**. Для скорочення транспортних операцій такі підприємства звичайно розташовані неподалік від шахт. Уран виділяють за допомогою гідрометалургійного процесу. У більшості випадків в якості вилуговувального агенту користуються сірчаною кислотою, але інколи користуються і лужними розчинами. Оскільки вилуговувальний агент витягає з руди не тільки уран, але також інші компоненти, такі як молібден, ванадій, селен, залізо, свинець та арсен, то уран необхідно

виділяти з розчину. Кінцевий продукт, який виробляє ГМЗ, звичайно називають “жовтим пирогом” (U_3O_8 з домішками). Його пакують та перевозять у бочках. Найбільш небезпечним фактором у процесі переробки руди є викиди пилу. Коли закривають ГМЗ, виникає необхідність безпечного поховання великої кількості радіоактивно забрудненого брухту.

Залишки процесу переробки руди - **хвости уранового ГМЗ** у формі суспензії. Їх звичайно скидають у відстійники (остаточне скидання). Кількість хвостів практично така ж, як і кількість видобутої руди, оскільки на долю виділеного урану припадає лише невелика частка загальної маси руди. Кількість хвостів на тону видобутого урану зворотно пропорційна вмісту урану у руді.

Найбільшим хвостосховищем уранового виробництва у світі, ймовірно, є хвостосховище на шахті Россінг у Намібії, воно вміщує більше 350 млн.тон. Найбільші хвостосховища у Сполучених Штатах і Канаді містять до 30 мільйонів тон сухих матеріалів. Найбільше хвостосховище у Східній Німеччині вміщує 86 мільйонів тон.

У перші роки видобутку урану хвости інколи просто безконтрольно скидали у доквілля. Найбільш небезпечним прикладом є ситуація у Маунані (Габон), де таку практику продовжували до 1975р.: там видобуток урану з 1961р. здійснювало відділення французької компанії Cogéma. За перші п’ятнадцять років експлуатації хвости уранового ГМЗ скидали у найближчу річку. Через це у доквілля потрапило загалом 2 мільйони тон хвостів ГМЗ, які розносились водою і забруднили долину річки нижче за течією. Коли у 1999р. видобуток урану припинили, розмиті хвости покрили лише невеликим шаром схильного до ерозії нейтрального ґрунту, замість того, щоб зібрати їх та видалити.

За винятком відділеного урану, у шламах знаходяться всі компоненти руди. Оскільки довгочивучі продукти розпаду урану, такі як торій-230 та радій -226, не видаляються, то шлами містять 85% початкової активності руди. Через технологічні обмеження неможливо виділити з руди весь уран, так що у шлами присутній також і залишковий уран. Окрім того, шлами містять важкі метали та інші забруднювачі (наприклад, арсен), а також хімічні реагенти, які додавали до руди у процесі її переробки.

Радіонукліди, які присутні в уранових хвостах, звичайно випромінюють у 20-100 разів більше гамма-радіації, ніж природний фоновий рівень на поверхні родовища. Небезпечний вплив гамма-випромінення відносно обмежений, оскільки рівень радіації швидко скорочується із збільшення відстані від хвостосховищ.

Коли поверхня відвалу висихає, вітер починає розносити дрібний пил на прилеглі території. Пилові бурі розносили радіоактивний пил над селами, розташованими неподалік від хвостосховища ГМЗ у Східній Німеччині, доки їх не ізолювали покриттям. Пізніше у зразках пилу у цих селах зареєстрували підвищені рівні радію-226 та арсену.

Радій-226 у хвостах постійно розкладається з утворення радіоактивного газу радону-222, продукти розкладу якого у разі вдихання викликають рак легенів. Деяка частина радону виходить із маси шламу. Інтенсивність виділення радону майже не залежить від його вмісту у руді, вона здебільшого залежить від загальної кількості у руді урану, який піддався переробці. Виділення радону є суттєвим фактором безпеки, який продовжує існувати після закриття уранових копалень. За розрахунками Агентства охорони навколишнього середовища США (EPA), надлишковий ризик раку легенів для мешканців, які проживають неподалік від покинутого уранового хвостосховища площею 80 гектарів, досягає двох випадків на сто мешканців.

Оскільки радон швидко розноситься вітром, багато людей можуть отримати підвищені дози радіації. Хоча додатковий індивідуальний ризик невисокий, ним не можна нехтувати через велику кількість експонованих осіб. Припускаючи лінійну безпорогову залежність доза/ефект,

ЕРА вважає, що існуючі уранові хвостосховища на території США (за станом на 1983р.) можуть викликати 500 смертей від раку легенів протягом сторіччя, якщо не вжити заходів.

Іншим суттєвим фактором небезпеки є інфільтрація розчинів із хвостосховищ. Це загрожує забрудненню ґрунту та поверхневих вод. Населенню загрожує уран та інші небезпечні речовини (такі як арсен) у питній воді та у місцевій рибі. Проблема витікання розчинів найбільш суттєва у випадку кислотних хвостів, оскільки відповідні радіонукліди більш мобільні у кислотному середовищі. У хвостах, які містять пірит, кислотне середовище виникає автоматично через внутрішнє утворення сірчаної кислоти, що підсилює міграцію забруднювачів у навколишнє середовище. Загальну інфільтрацію з хвостів на родовищі Хелмсдорф підприємства Wismut до проведення їх рекультивації оцінювали у 600 000 м³ на рік; і лише половину цього об'єму затримували та закачували у поклад, перш ніж почала працювати водоочисна станція. Цей інфільтрат був високозабрудненим, концентрації у разях перевищення стандарту для питної води досягали, наприклад: для сульфатів - 24х, для арсену - 253х, для урану - 46х. У випадку хвостосховищ ГМЗ на угорському родовищі у Пексі, забруднений фронт ґрунтових вод мігрує із швидкістю 30-50 м/рік у напрямку колодязів питної води у місті.

Через великі періоди напіврозпаду присутніх радіоактивних домішок, безпеку хвостосховищ необхідно підтримувати на належному рівні протягом дуже тривалого часу. Їм загрожують різні типи ерозії. Після дощу можуть виникати розмиви, рослини та землерийні тварини можуть потрапляти у масу матеріалу хвостів, розрихлювати його та підсилювати викиди радону, робити матеріал більш уразливим до кліматичної ерозії. У випадку землетрусів, сильних злив або повеней хвостосховища можуть повністю зруйнуватись. Такі випадки траплялись, наприклад, у 1977р. у Гранте, штат Нью-Мексико (США), що призвело до розливу 50 000 тон суспензій та декількох мільйонів тон забрудненої води, та у 1979р., у Чарч Рок, штат Нью-Мексико, що призвело до розливу більше 1 000 тон суспензій та біля 400 мільйонів літрів забрудненої води.

Інколи через текстуру сухого шламу у хвостосховищах (дрібний пісок) ним користувались у житловому будівництві або на звалищах. У будинках, побудованих з використанням такого матеріалу, були зареєстровані високі рівні гамма-випромінення та радону. За розрахунками Агентства охорони навколишнього середовища США (ЕРА), надлишковий ризик раку легенів протягом життя для мешканців, які проживають у таких будівлях, досягає 4 випадків на сто осіб.

2.2 Реабілітація старих уранових шахт

У перші роки видобутку урану після Другої світової війни гірничовидобувні компанії часто просто залишали об'єкти видобутку після вичерпання покладів: у Сполучених Штатах часто навіть не замурували шахтні отвори, годі вже казати про рекультивацію відходів, а у Канаді хвости уранових шахт часто просто скидали у найближчі озера.

У США та Канаді досі існують сотні малих покинутих забруднених уранових шахт, на яких взагалі не проводили ніяких реабілітаційних заходів. У деяких випадках уряди досі намагаються визначити їх поточних власників, які мали б нести відповідальність за реабілітацію, а інколи урядові агентства проводять реабілітацію об'єктів за свій рахунок (або якнайменше роблять заяви про такі наміри). Як приклад успішної реабілітації можна навести велику шахту Jackpile Paguate у Нью-Мексико. Величезні зусилля докладали для реабілітації великих уранових шахт підприємства Wismut у Східній Німеччині, зараз ці роботи наближаються до завершення.

Очищення необхідне не тільки для покинутих звичайних шахт, але також і у випадку завершення підземного вилюговування: відходи у вигляді суспензій необхідно безпечно

видалити та відновити якість ґрунтової води, забрудненої під час вилуговування. Відновлення якості ґрунтових вод - це дуже складний процес, і відновити якість води до попереднього рівня практично неможливо, незважаючи на застосування ефективних насосів та схем очищення. У Сполучених Штатах зусилля з відновлення якості води у багатьох випадках припиняли після того, як декілька років прокачування та очищення води призводили лише до незначного зниження рівня забруднення. Стандарти для рівня очищення для конкретних об'єктів були доволі ліберальними.

Хоча ці об'єкти здебільшого розташовані у віддалених місцях, де ґрунтові води і без того не мають питної якості, величезні забруднені об'єкти залишились і на густонаселених територіях, де проводили видобуток з застосуванням підземного вилуговування для колишнього СРСР: програми відновлення виконуються у Німеччині та Чехії, але у Болгарії такі об'єкти просто покинули.

Хвости уранових ГМЗ у більшості випадків скидають тим чи іншим способом, щоб обмежити викиди забруднювачів у довкілля. Ідея повернення хвостів у місця, звідки видобували руду, не обов'язково буде прийнятним рішенням. Хоча з цього матеріалу вилучили більшу частину урану, він не став більш безпечним, скоріше навпаки. Залишається більшість забруднювачів (85% загальної радіоактивності та всі хімічні забруднювачі), а хімічні та механічні процеси, яким він піддавався, створюють умови для збільшення мобільності забруднювачів та для їх міграції у навколишнє середовище. Таким чином, у більшості випадків закачування хвостів у підземні шахти неприйнятне, оскільки вони почнуть безпосередньо контактувати з ґрунтовими водами після завершення закачування.

Аналогічна ситуація існує і у випадку скидання хвостів у відпрацьовані кар'єри. Тут також існує можливість безпосереднього контакту з ґрунтовими водами або ж забруднення ґрунтових вод інфільтратом. В той же час, перевагою скидання хвостів у кар'єри є відносно непоганий захист від ерозії. У більшості випадків, через брак інших можливостей, хвости викачують у поверхневі сховища. У такому випадку можна легше контролювати додержання вимог безпеки, але необхідно проводити додаткові заходи для захисту від ерозії.

У Сполучених Штатах деталізовані нормативи для видалення хвостів були оприлюднені Агентством охорони навколишнього середовища (EPA) та Комісією з ядерного регулювання (NRC) у 1980-х роках. Ці нормативи не лише визначають максимально допустимі концентрації забруднювачів для ґрунтів та допустимі викиди забруднювачів (зокрема для радону), але також і термін часу, протягом якого проведені заходи реабілітації повинні залишатись ефективними: від 200 до 1000 років, бажано без активного обслуговування. Згідно із цими нормативами була проведена реабілітація більше дюжини покинутих хвостосховищ, частково на місці, з ліквідацією крутих відкосів та із застосуванням декількох шарів ґрунтового/ кам'яного покриття, а частково - за рахунок переносу у більш прийнятні місця, щоб уникнути ризику підтоплення або забруднення ґрунтових вод.

І навпаки, у Канаді вимоги до заходів реабілітації уранових хвостосховищ набагато м'якші; наприклад, для великого хвостосховища у районі озера Елліот (провінція Онтаріо), ці заходи обмежуються водним покриттям, яке відіграє роль "захисного бар'єру". Для хвостів видобутку урану у колишньому СРСР ситуація суттєво відрізняється: в той час, коли хвости у Східній Німеччині, Угорщині та Естонії зараз рекультивують на місцях, хвостосховища у Чехії, Україні, Казахстані, Киргизстані та інших країнах досі чекають на захисні заходи. В Актау (Казахстан) 100 мільйонів тон хвостів навіть не забезпечили тимчасовим покриттям; через це вітер розносить велику кількість пилу на сусідні території. У Киргизстані хвости розміщені на крутому схилі і становлять серйозну загрозу зсуву.

Витрати на реабілітацію хвостосховищ коливаються у дуже широкому діапазоні. Найвищі витрати - це витрати на масштабні урядові заходи реабілітації покинутих хвостосховищ у Сполучених Штатах та Німеччині. Якщо витрати на реабілітацію співвіднести з кількістю

видобутого на відповідних об'єктах урану, то в обох випадках вони складають приблизно 14 дол. США на фунт виробленого U_3O_8 . Цей показник вище, ніж ціна первинного урану, яка існувала протягом декількох років до початку нещодавнього падіння цін на уран. Найнижчі витрати (для шахт, в яких уран був головним продуктом) зафіксовані у Канаді - 0,12 дол. США на фунт виробленого U_3O_8 ; це відбиває винятково низькі екологічні стандарти, якими користувались у випадку оз. Елліот.

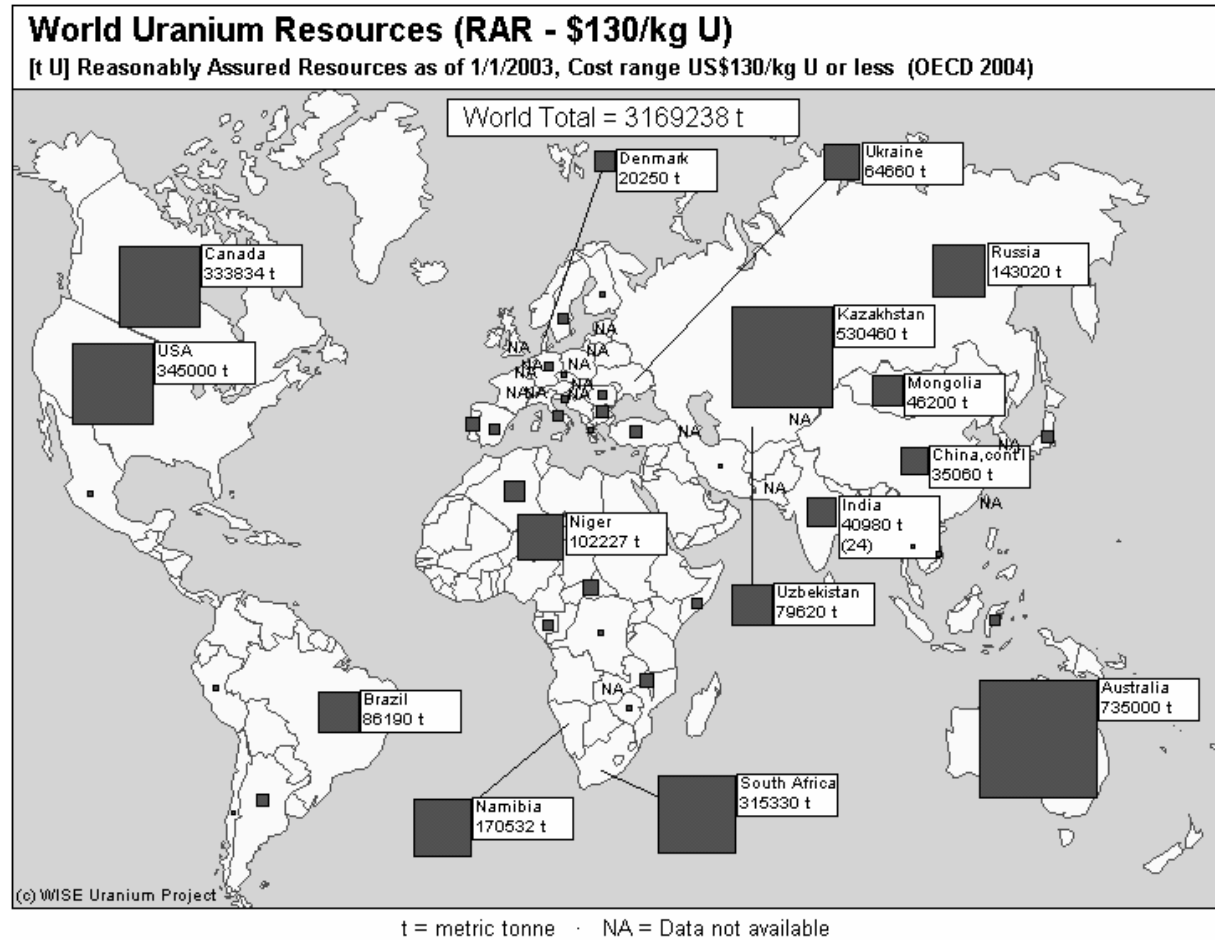
Щоб запобігти утворенню нових покинутих забруднених об'єктів видобутку урану, очищення яких зрештою буде оплачуватись за гроші платників податків, комерційні урановидобувні підприємства повинні вкладати гроші у фонди виведення шахт з експлуатації ще на початку своєї діяльності. Але навіть такий порядок не зможе виключити застосування грошей платників податків як останньої можливості: наприклад, кошти, відкладені на очищення уранового хвостосховища нині збанкрутілої компанії Atlas Corp у Моабі, штат Юта, складають лише три відсотки від реальних витрат, які зараз оцінюють у 300 мільйонів доларів США. В Австралії лише нещодавно стало відомо, що для закриття великої шахти Ranger Mine потрібно 176 млн. австр. доларів, а гарантійні фонди покривають лише 65 млн. Якщо компанія ERA, яка експлуатує шахту Ranger, збанкрутує, то головні витрати на реабілітацію будуть покриватись за рахунок платників податків.

2.3 Уранові ресурси

Первинні ресурси

Уранові родовища звичайно класифікують з огляду на надійність оцінки розмірів рудного покладу та очікуваних витрат на видобування. За даними авторитетної "Червоної книги" (NEA 2004), "встановлені ресурси" з витратами на видобуток до 130 дол. США/кг урану (або 50 дол. США за 1 фунт U_3O_8) досягають приблизно 4,6 млн. тон урану в усьому світі. Окрім того, так звані "недосліджені ресурси", які можуть розроблятись за таких саме витрат, оцінюють у 6,7 млн. тон урану, плюс 3,1 млн. тон урану з невизначеними витратами на видобуток. Оскільки "недосліджені ресурси" (як витікає із самої їх назви) оцінюються дуже приблизно, то у подальшому ми будемо обмежуватись "встановленими ресурсами," які поділяються на дві категорії - RAR (достатньо забезпечені ресурси) та EAR I (розрахункові додаткові ресурси I). На Мал. 2 показана карта світу для достатньо забезпечених ресурсів з витратами на видобуток до 130 дол. США за 1 кг урану (WUP 2005).

Мал. 2.

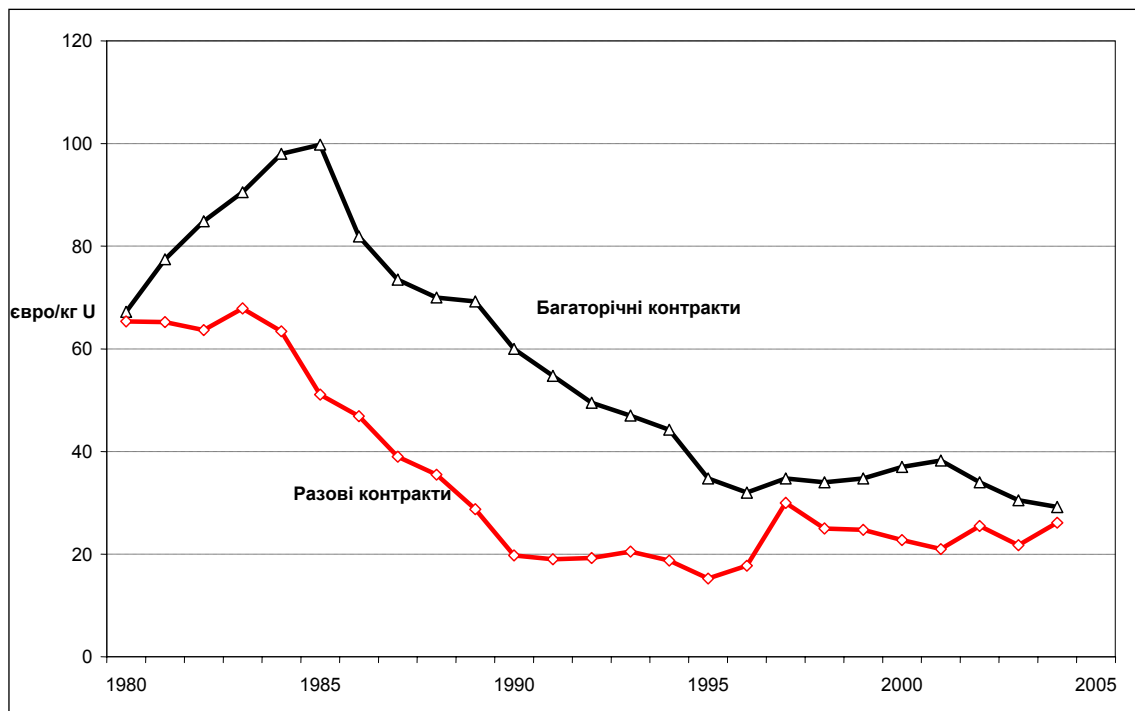


На відміну від багатьох інших сировинних матеріалів, уранові родовища знаходяться на всіх континентах. Але переважна більшість відомих уранових ресурсів знаходяться лише в декількох країнах, особливо це стосується ресурсів у покладах з високим вмістом урану та/або з невеликими витратами на видобуток

Після того, як ціна на уран досягла максимуму близько 43дол.США за 1фунт U_3O_8 у кінці 1970-х років, світова ринкова ціна (разові контракти) швидко стабілізувалась на рівні біля 10дол.США за фунт U_3O_8 . В кінці 2000р. вона навіть впала до приблизно 7дол.США за 1фунт U_3O_8 , але після цього знов почала підвищуватись і досягла 33дол.США за 1фунт U_3O_8 (станом на 10 жовтня 2005р.) Середні ціни на уран для разових та багаторічних контрактів на поставку для європейських компаній за період 1980-2004рр. показані на

Мал. (ESA 2005).

Мал. 3. Євроатом - уранові ціни постачальника



За два десятиріччя низьких цін на уран геологорозвідувальні роботи з пошуку уранових покладів скоротились до мінімуму. Але зараз вони знов інтенсифікуються, особливо після того, як ринкова ціна на уран для разових контрактів досягла 20 дол.США за 1 фунт U_3O_8 у вересні 2004р.; багато геологорозвідувальних компаній знов зацікавились ураном. Внаслідок цього нові відкриті родовища можуть збільшити обсяг встановлених ресурсів. Хоча не можна відкидати можливості відкриття нових великих родовищ з високим вмістом урану, більш імовірно, що поточні роботи призведуть до відкриття малих родовищ з невеликим вмістом урану. Лише в одному випадку (Шеа Крік у провінції Саскачеван, Канада), схоже, відкрили нове родовище з високим вмістом урану - перше таке родовище за майже двадцять років.

Декілька уранових родовищ зараз недоступні для видобутку через політичну або громадську протидію. Найбільш яскравим прикладом є великий поклад Ябілука на Південних територіях в Австралії. Це родовище оточується Національним парком Какаду, який внесений до "Всесвітньої спадщини", але сама його територія до національного парку не належить. Через постійний супротив традиційних власників видобувна компанія ERA була вимушена зупинити розробку та повернути видобуту породу у родовище. Іншим прикладом є проект підземного вилуговування у Crownpoint (штат Нью-Мексико). Цей проект виконувався на землях індіанців Навахо, але за запитом місцевих органів ліцензію призупинили у травні 2000р. Одночасно Рада індіанців Навахо прийняла закон про заборону видобутку та переробки урану на землях племені Навахо. Цей закон почав діяти у 29 квітня 2005р., але його може відмінити федеральний закон.

Ліцензію компанії Cogema на експлуатацію шахти McClean Lake у провінції Саскачеван (Канада) у вересні 2002р. відкликали за рішенням суду, який задовольнив позов місцевої екологічної організації, але виконання цього рішення було швидко призупинено і компанія остаточно виграла справу у березні 2005р.

Пропозиції будівництва нових уранових шахт в Індії, у штатах Джархабад, Андра Прадеж та Мегхалайя зараз стикаються з серйозною протидією з боку місцевих племен та екологічних груп.

Опозиція видобутку урану не обмежується екологічними організаціями або корінними народами: в Австралії видобуток урану заборонили уряди трьох штатів (Квінсленд, Вікторія та Західна Австралія). Але це не стримує геологорозвідувальних компаній, які продовжують свою діяльність у цих штатах. Схоже, вони сподіваються, що уряди цих штатів можуть переглянути свою політику, оскільки їм добре відомо, що діючий федеральний уряд дуже активно підтримує видобуток урану.

Окрім родовищ, на яких уран видобувають як головний продукт, існують також інші типи родовищ, де уран є лише **побічним продуктом** видобутку інших мінералів, наприклад, золота, міді та фосфатів.

У ПАР весь уран видобувають як побічний продукт видобутку золота. В умовах несприятливого обмінного курсу місцевої валюти та невисокого поточного рівня цін на уран, виділення урану проводиться зараз лише на єдиній золотій шахті (Vaal River). Окрім того, невисокий рівень рентабельності багатьох золотих шахт ПАР може призвести до закриття найбільш неекономічних з них, що призведе і до скорочення потенційних можливостей для видобутку урану в якості побічного продукту у майбутньому.

На шахті Olympic Dam в Австралії розробляють дуже великий поклад мідної руди. Уран виділяють в якості побічного продукту. Незважаючи на низький вміст урану (0,053% U), загальний обсяг запасів урану досягає 302000т. U, що робить це родовище найбільшим індивідуальним покладом урану у світі. Останні пропозиції передбачають підвищення видобувних потужностей, щоб збільшити обсяг продукції шахти більше ніж вдвічі.

Середній вміст урану у фосфатах складає 0,005-0,02%. Потенційні запаси урану у розвіданих світових покладах фосфатів складають від 5 до 15млн.тон урану (ці запаси не враховуються у наведених вище оцінках наявних ресурсів). Найбільші родовища фосфатів розташовані у Марокко, США, Мексиці та Йорданії. Широко розповсюджений процес переробки фосфатів з виробництвом фосфорної кислоти призводить до концентрації урану у готовій продукції (фосфатні добрива тощо). Існують різні технології для виділення урану із продуктів переробки фосфатів, які дозволяють вилучити небажаний компонент та забезпечити альтернативне джерело урану. В усьому світі працює приблизно 400 переробних підприємств, на яких застосовується мокрий процес виробництва фосфорної кислоти. В принципі, на їх базі можна виробляти біля 11 000 тон урану. Хоча декілька підприємств для виділення урану у Сполучених Штатах, Канаді, Іспанії, Бельгії, Ізраїлі та на Тайвані таки побудували, більшість з них вивели з експлуатації під час нещодавнього падіння цін на уран; але у випадку підвищення ціни поновлення їх експлуатації може виявитись економічно обґрунтованим

Окрім того, існує декілька типів **граничних уранових покладів**, які не враховуються у світових оцінках уранових ресурсів, і найбільш серйозним з них є уран у чорному сланці. Вміст урану у чорному сланці складає лише 0,005-0,04%, але через величезну розповсюдженість поклади сланцю містять дуже великі запаси урану, наприклад 169 230 тон у Ронненбурзі (Німеччина), 254 000 тон у Ранстаді (Швеція) та 4 – 5 млн.тон у Чаттаногоа Шейл у Сполучених Штатах. Але навіть прихильники ядерної енергетики, схоже, не впевнені, що ці запаси будуть коли-небудь розроблятися: “Хоча поклади чорного сланцю - це величезний ресурс, вони вимагатимуть дуже високих виробничих витрат, а для їх розробки будуть необхідні великі шахти, переробні заводи та хвотосховища, що обов’язково викличе сильну екологічну протидію. Окрім того, у районі Ронненбургу зараз проводиться багатомільйонний проект реабілітації підприємства Wismut. Через це поклади чорного сланцю представляють довготерміновий ресурс, для економічно привабливої розробки якого будуть необхідні ринкові ціни вище, ніж 130 дол.США за 1кг урану, якщо можна буде обійти екологічну опозицію, що ніяким чином не гарантується для будь-якого із трьох наведених вище покладів” (ІАЕА 2001).

Іншим потенційним джерелом урану, який час від часу обговорюють, є **морська вода**: вона містить лише 3 Мг урану на тону, а загальні ресурси оцінюються у 4 мільярди тон. Продовжуються дослідження з метою вдосконалення технології виділення, але на даний час вона не є конкурентноспроможною за поточних або прогнозних цін на уран, а її енергетичний та екологічний баланс досі не розраховували.

Вторинні ресурси

Вторинні ресурси - це уран з усіх інших джерел, окрім покладів уранової руди. До них належать різні джерела, такі як відпрацьоване ядерне паливо, надлишковий збройний уран, збіднені уранові хвости, а також уран із запасів.

Вторинний уран з відпрацьованого палива. Виділення урану із відпрацьованого ядерного палива зараз проводиться головним чином на переробних заводах La Hague (Франція) та Селлафілд (Велика Британія). Але на даний час лише невелика частка виділеного урану дійсно використовується для виготовлення нового ядерного палива. Схоже, не має підстав сподіватись, що ситуація може змінитись у найближчому майбутньому.

У Франції енергетична компанія Electricité de France (EdF) передбачає довготермінове зберігання виділеного вторинного урану протягом 250 років, як про це свідчить нещодавній звіт Французької аудиторської палати. Із 1050 тон відпрацьованого палива на основі оксиду урану, що утворюється у Франції кожен рік, на заводі у La Hague переробляють 850 тон. Окрім того, утворюється також 100 тон відпрацьованого змішаного оксидного палива, яке взагалі не переробляють. Після переробки палива на основі оксиду урану отримують приблизно 816 тон урану та 8,5 тон плутонію. Із цієї кількості виділеного урану приблизно 650 тон переробляють у більш стабільний оксид для довготермінового зберігання до використання у майбутньому. Уран, який виділяли на колишньому переробному заводі у Marcoule, взагалі ніколи не застосовували для виготовлення ядерного палива. Отриманий уран досі залишається у Marcoule у вигляді розчину ураніл нітрату: 3800 тон належить EdF, а 4800 тон - СЕА та Cogema.

Використання вторинного урану з палива проблематичне через кілька причин. Оскільки вторинний уран забруднений штучними ізотопами урану U-232 та U-236, він потребує особливих засобів безпеки під час переробки: U-232 та продукти його розпаду викликають небезпеку підвищеного опромінення персоналу, а присутність U-236, який поглинає нейтрони, робить необхідним більш високий рівень збагачення для досягнення такої ж активності. Внаслідок цього за поточних ринкових умов використання вторинного урану не дуже привабливе: хімічна переробка у три рази дорожче, ніж переробка природного урану, а на єдиному у Франції збагачувальному підприємстві (газодифузне підприємство Eurodif) його збагачення проводити неможливо, оскільки це призведе до забруднення технологічних потоків. Для виробництва двох експериментальних партій вторинного палива для електростанції Cguas вторинний уран збагачували на іноземному (можливо, на російському) центрифужному збагачувальному підприємстві.

Декондиціонований ВЗУ. Високозбагачений уран (ВЗУ) з надлишкових ядерних боєприпасів можна декондиціонувати до рівня низькозбагаченого урану (НЗУ) і використовувати в якості ядерного палива.

У 1993р. Сполучені Штати та Росія уклали Угоду про ВЗУ, згідно якої Росія мала поставляти декондиціонований уран, отриманий із 500 тон ВЗУ, до Сполучених Штатів протягом біля 20 років. Ця кількість ВЗУ еквівалентна 153 000 тон природного урану та роботі 92 мільйонів одиничних збагачувальних установок (SWU).

Поставки в рамках цієї угоди (НЗУ, отриманий із приблизно 30тон ВЗУ на рік, що замінює приблизно 9 000 тон природного урану) досі проходять і будуть продовжуватись до 2013р.

В той же час Сполучені Штати почали декондиціонувати власний надлишковий ВЗУ. Для цього призначено 153 тон ВЗУ; приблизно 39 тон вже переробили, передбачається, що переробка всієї кількості буде завершена у 2016р. (NEA 2004).

На жаль, ВЗУ має високий вміст не тільки U-235, але також і небажаного ізотопу U-234. Якщо змішувати ВЗУ з природним ураном, то залишкові концентрації U-234 в отриманому НЗУ можуть перевищувати промислові стандарти для ядерного палива. Через це доцільно змішувати ВЗУ з іншим матеріалом із малим вмістом U-234.

В Росії цю проблему вирішують, виробляючи продукт з вмістом 1,5% U-235 шляхом збагачення хвостів - надлишкові потужності центрифуг використовують для збагачення збіднених хвостів урану до вмісту U-235 у 1,5%. Цей підхід дозволяє Росії виконувати свої зобов'язання в рамках Угоди про ВЗУ без необхідності витратити обмежені ресурси природного урану. Що найбільш цікаво, у цьому випадку робота, що витрачається на збагачення такого продукту, перевищує роботу, яка утилізується у процесі декондиціонування ВЗУ (Diehl 2004). Величезна робота, яку раніше витратили на збагачення ВЗУ, витрачається повністю, утилізується лише уран із ВЗУ.

Уран за рахунок збагачення хвостів. Відходом процесу збагачення урану є так званий збіднений уран (ЗУ), або хвости. Він існує у вигляді гексафториду урану (UF_6) та містить залишкові концентрації активного ізотопу U-235, який можна виділити подальшим збагаченням. Починаючи з 1996р., збіднений уран західноєвропейських виробників збагаченого урану (Urenco та Eurodif) відправляють до Росії для збагачення. В Росії цей імпортований ЗУ направляють на надлишкові потужності збагачення урану, які належать Росатому - Російському федеральному агентству з атомної енергії (колишній Мінатом). У цьому процесі головним чином отримують продукт, еквівалентний природному урану, а також деяку кількість низькозбагаченого урану реакторного гатунку (НЗУ). Ці продукти направляють компаніям Urenco та Eurodif, а вторинні хвости залишаються в Росії, де їх знову збагачують, щоб отримати уран, еквівалентний природному та/або низькозбагачений уран. Останній продукт використовується для декондиціонування надлишкового високозбагаченого збройного урану (ВЗУ) до рівня низькозбагаченого урану реакторного гатунку (НЗУ). Остаточні уранові хвости, на долю яких припадає якнайменше дві третини імпортованої кількості, залишаються в Росії і зараз невідомо, що з ними роблять. У травні 2005р. компанія Cogema/Areva заявила про підписання з Російською компанією угоди про передачу технології переробки збідненого гексафториду урану (UF_6) в оксид (U_3O_8) - форму, більш прийнятну для довготермінового зберігання. А у серпні 2005р. Росатом заявив, що остаточні хвости можуть використовуватись у реакторах на швидких нейтронах (!).

Зараз компанії Urenco та Eurodif направляють в Росію для додаткового збагачення по 7 000 тон урану на рік кожна і отримують по 1 100 тон урану, збагаченого до природного рівня (у вигляді UF_6). Окрім того, компанія Eurodif отримує 130 тон урану у вигляді UF_6 , збагаченого до рівня 3,5%. Компанії Urenco та Eurodif зацікавлені у цьому додатковому збагаченні головним чином через можливість заощадити на витратах, пов'язаних із видаленням хвостів. А для Росатому це дає можливість використати свої надлишкові потужності центрифужного збагачення. Компанія Urenco розраховує на те, що контракт з Росією про додаткове збагачення завершиться після 2010р. Більш детальний розгляд бізнесу, пов'язаного із додатковим збагаченням, можна знайти у роботі (Diehl 2004).

Якщо ціна на уран буде підвищуватись, то компанії, які займаються збагаченням урану, можуть розглянути можливості для скорочення залишкового вмісту U-235 у збіднених хвостах процесу збагачення. Це може скоротити попит на уран за рахунок додаткових витрат на збагачення. Таку ж кількість збагаченого урану можна було б виробляти із меншої кількості природного урану.

Уран із запасів природного або низькозбагаченого урану. Існує лише дуже обмежена інформація про світові запаси природного та низькозбагаченого урану. Це є однією із причин серйозної невизначеності майбутнього уранового ринку. Запаси природного урану оцінюють у 41 633 тон, а запаси збагаченого урану дозволяють замінити 23 440 тон природного урану (NEA 2004); але ці дані дуже ненадійні, оскільки для більшості країн інформація недоступна.

Заміна урану

Термін доступності уранових ресурсів можна продовжити за рахунок використання інших активних ядерних матеріалів, таких як плутоній або штучний ізотоп урану U-233, який можна отримати опроміненням торію.

Плутоній (змішане оксидне паливо - МОХ). Що стосується палива для легководних реакторів, то тут деяку частину активного ізотопу урану U-235 можна замінити ізотопом плутонію Pu-239. Для цього плутоній змішують із природним або низькозбагаченим ураном і отримують змішане оксидне паливо (МОХ). Плутоній доступний у вигляді надлишкового збройного плутонію та плутонію, який виділяють із опроміненого ядерного палива. За розрахунками Центру міжнародної безпеки та співробітництва у Стенфордському університеті, загальна кількість доступного надлишкового збройного плутонію досягає 92 тон, що може замінити 11 040 тон природного урану, а кількість цивільного плутонію досягає 252 тон (еквівалент 30 240 тон природного урану). Деякі аспекти використання змішаного оксидного палива продовжують викликати супротив, особливо що стосується екологічних впливів переробки відпрацьованого палива та необхідності перевозити плутоній на великі відстані.

У вересні 2000р. Сполучені Штати та Росія уклали угоду про утилізацію надлишкового плутонію, згідно з якою вони мають утилізувати по 34 тони надлишкового плутонію збройного гатунку кожна для виробництва змішаного оксидного палива протягом наступних 25 років. З цією метою США планують збудувати завод для виробництва змішаного оксидного палива на об'єкті Саванна-Рівер у Південній Кароліні, а Росія планує побудувати таке виробництво у Северську. Деякі перші паливні збірки з американським плутонієм були вироблені у Cadarache та Marcoule (Франція) і передані на АЕС Катавба у Південній Кароліні у квітні 2005р.

Плутоній, який утворюється за рахунок нейтронної активації U-238 у паливі комерційних реакторів, можна виділити під час переробки відпрацьованого палива. Досі така переробка проводиться головним чином в Європі, у La Hague (Франція) та Селлафілді (Велика Британія), де переробляють лише деяку частину від загального обсягу відпрацьованого палива. Окрім пов'язаних із цим екологічних проблем, процес переробки відпрацьованого палива має і інші обмеження - для цього придатне лише паливо, яке головним чином зроблене із первинного урану, оскільки в іншому випадку отриманий плутоній буде забруднений небажаними ізотопами. У 2003р. енергетичні компанії ЕС (вони зараз належать до головних споживачів змішаного оксидного палива) використали 1 212 тон плутонію у вигляді змішаного палива, що еквівалентно 1450 тонам природного урану та роботі 0,97млн. одиничних збагачувальних установок

Торій. В Індії є лише низькоякісні уранові поклади, але наявні величезні поклади торієвого піску, тому Індія (а можливо, і інші країни) розглядає можливості створення паливного циклу на основі торію. Сам торій (Th-232) не підтримує ланцюгову реакцію, але після нейтронної активації він перетворюється на Th-233, який розкладається до Pa-233 і утворює активний ізотоп урану U-233, який можна використовувати в якості реакторного палива. Для такого процесу потрібне потужне джерело нейтронів для опромінення торію, що означає необхідність ядерного реактора на урані/плутонії. Таким чином, торій не дозволяє обійтись без урану, але може скоротити потребу в ньому. Утворений U-233 можна відділити під час переробки відпрацьованого палива та виробити паливо на його основі, або ж спалювати його без переробки. В той же час торієвий паливний цикл пов'язаний із серйозними технологічними

проблемами, оскільки опромінене торієве паливо погано розчиняється в HNO_3 (що необхідно для переробки), а U-233 становить серйозну радіаційну проблему через доступність U-232 та продуктів його розкладу, які є потужними джерелами гамма-радіації.

Прототипні торієві реактори (AVR у Джуліч та THTR 300 у Хамм-Уентроп, Німеччина) вимушені були бути виведеними з експлуатації через постійні технічні проблеми. Паливо для цих реакторів - це торій та високозбагачений (!) уран у графітовій матриці.

Навіть якщо буде можливо вирішити технологічні проблеми торієвого паливного циклу, то залишиться інша проблема - торієві поклади також обмежені, а їх розробка також впливатиме на довкілля.

ПАР планує створити паливний цикл для реакторів PBMR, але цей тип реакторів (хоча він є похідним від реакторів THTR), схоже, розрахований лише на уранове паливо, без використання торію.

Уранові ресурси: висновки

Ситуацію зі світовими урановими ресурсами можна узагальнити наступним чином: встановлені первинні ресурси (з вартістю розробки до 130 дол.США за 1кг урану) складають 4,6млн.тон урану. Вторинні ресурси із різних запасів додають еквівалент 0,21 млн.тон природного урану, що складає лише 5% загального об'єму. Що стосується утилізації урану з відпрацьованого палива та додаткового збагачення уранових хвостів, то у цьому випадку "ресурси" оцінити складно, можна лише оцінити обсяги виробництва, виходячи з наявних переробних потужностей. Окрім того, плутоній може замінити 0,04 млн.тон природного урану.

2.4 Уран - попит та пропозиція

У 2003р. світова виробнича потужність шахт складала 47 260 тон урану, але реальне виробництво досягало лише 35 772 тон, або 76% потужності. З іншого боку, в той же рік споживання урану для цілей ядерної енергетики складало 68 435 тон урану. Таким чином, видобутий уран покривав лише 52% попиту, а суттєва різниця компенсувалась за рахунок вторинних ресурсів. Вирахували, що вторинні ресурси вичерпаються менш ніж за 10 років, отже видобуток первинного урану має подвоїтись, щоб задовольнити сучасний рівень попиту. Це означає, що необхідно буде побудувати багато нових шахт, оскільки необхідний приріст виробництва неможливо буде забезпечити за рахунок наявних потужностей. В той же час суттєве збільшення видобутку у короткотерміновій перспективі неможливо, оскільки для введення в експлуатацію нових шахт потрібно близько 10 років або навіть більше. Окрім того, зараз є лише декілька родовищ, готових для розробки, так як роботи з пошуку нових родовищ скоротились до мінімуму в останні два десятиріччя низьких цін. А оскільки відомі уранові ресурси з високим вмістом урану дуже обмежені, будь-яке суттєве збільшення видобутку може відбуватись лише за рахунок розробки бідних руд, що тягне за собою масштабні видобувні роботи та величезний вплив на довкілля. Обмежуючий фактор видобувних потужностей може навіть підсилитись, якщо почнеться реалізація деяких пропозицій розширення ядерної енергетики.

Табл. 1. Річне виробництво урану по країнах, 2003р.(WNA 2005)

Ранг	Країна	т. U	%від світового	Прим
1.	Канада	10457	29.2%	
2.	Австралія	7572	21.2%	
3.	Казахстан	3300	9.2%	
4.	Росія	3150	8.8%	с)

5.	Нігерія	3143	8.8%	
6.	Намібія	2036	5.7%	
7.	Узбекистан	1770	4.9%	
8.	США	846	2.4%	
9.	Україна	800	2.2%	c)
10.	ПАР	758	2.1%	a)
11.	КНР	750	2.1%	c)
12.	Чехія	345	1.0%	
13.	Бразилія	310	0.9%	
14.	Індія	230	0.6%	c)
15.	Німеччина	150	0.4%	b)
16.	Румунія	90	0.3%	c)
17.	Пакистан	45	0.1%	c)
18.	Аргентина	20	0.1%	
	Світове виробництво	35772	100.0%	

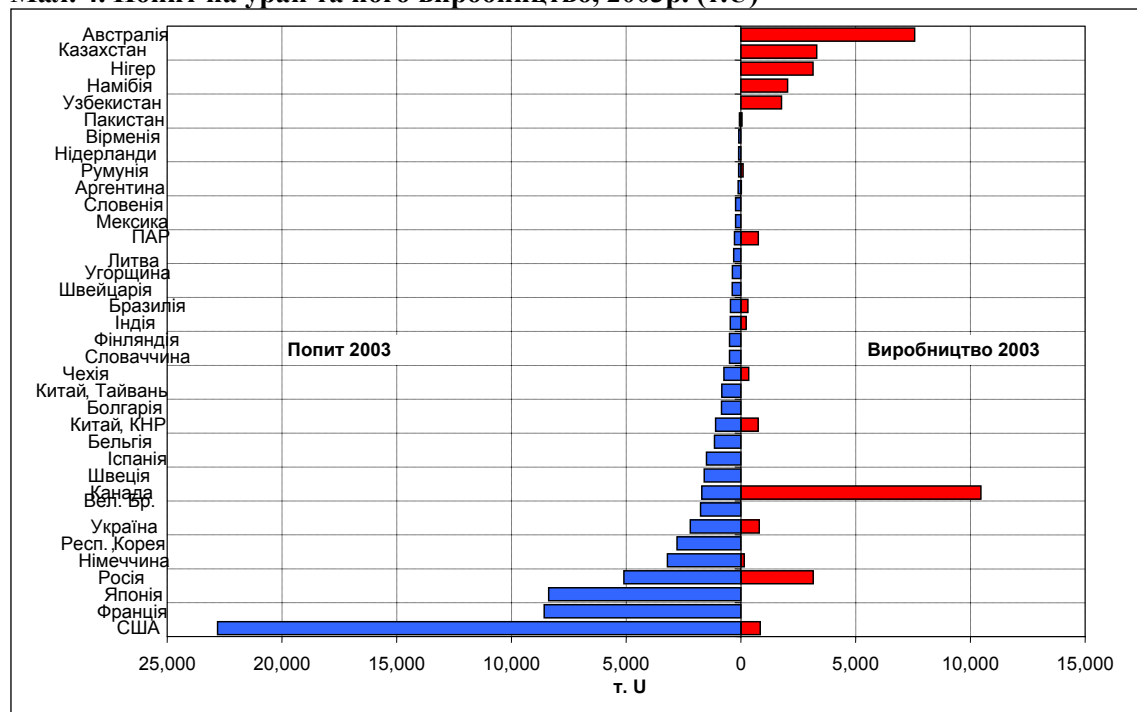
a) Уран видобувають як побічний продукт видобутку золота

b) Виробництво за рахунок виводу із експлуатації

c) Оцінка WNA

Іншим аспектом є регіональний дисбаланс між попитом та пропозицією. За винятком Канади та ПАР, не існує жодної країни-споживача, яка може задовольнити попит на уран за рахунок внутрішнього виробництва. Більшість сучасних головних споживачів, за винятком США та Росії, мають лише невеликі уранові ресурси або не мають цих ресурсів взагалі. Лише сім країн виробляють більше урану, ніж це потрібно, щоб задовольнити внутрішній попит (якщо він існує) - див. Мал. 4 (NEA 2004).

Мал. 4. Попит на уран та його виробництво, 2003р. (т.У)



Особливо складна ситуація з пропозицією урану склалась у Росії: після розпаду колишнього СРСР Росія втратила головні уранові ресурси, розташовані головним чином у Казахстані. За

умови поточного виробництва у 3 150 тон на рік (за станом на 2003р.), російські уранові родовища, розробка яких рентабельна за поточних цін на уран, вичерпаються протягом найближчих 15 років. Більше того, річний російський попит на уран для реакторів – 5 100 т. U (станом на 2003р.)- перевищує внутрішнє виробництво на 1 950 т. U, що рівно 62%. Окрім того, Росія планує побудувати декілька нових реакторів. Таким чином, якщо у Росії немає суттєвих уранових запасів, то у країні може виникнути серйозна криза пропозиції урану у найближчий час. Російські урядовці навіть пропонують зараз розробляти великі нерентабельні уранові поклади в Якутії, щоб отримати хоча б якийсь уран. Росія конче потребує урану, і це може пояснити той дивний факт, що ця країна витрачає більше роботи збагачувальних потужностей на переробку імпортованого збідненого урану, щоб отримати компонент для декондиціонування ВЗУ, ніж це покривається за рахунок отриманого низькозбагаченого урану (див. вище). За рахунок використання надлишкових збагачувальних потужностей Росія отримує вкрай необхідний вторинний уран з імпортованих хвостів, чекаючи можливостей для утилізації роботи збагачувальних потужностей, витраченої раніше на отримання ВЗУ.

Ця загроза дефіциту урану у Росії викликає особливий інтерес у енергетичних компаній Європейського Союзу, оскільки на долю російських матеріалів з природного урану (3400т. U), додатково збагачених хвостів (1 000 т. U) та декондиціонованого ВЗУ (1 300 т. U) припадає 35% від загальних поставок енергетичних компаній ЄС (2003р.).

Індія та Китай сподіваються розвивати масштабні ядерні програми і потенційно належать до великих споживачів урану. В той же час, обидві країни мають дуже обмежені уранові ресурси.

Індія, яка не підписала Угоду про нерозповсюдження ядерної зброї, не має доступу до закордонних уранових ресурсів після проведення ядерних випробувань у 1974р. Внутрішні уранові ресурси Індії включають лише невеликі родовища з низьким вмістом урану. Оскільки ця країна не має інших можливостей, то зараз вона планує будувати нові шахти на бідних родовищах у декількох регіонах, що викликає активний спротив місцевих племен та екологічних груп. У цьому контексті мають розглядатись і зусилля Індії щодо створення торієвого паливного циклу. В той же час, існують деякі свідчення, що Індія розглядає можливості політичного виходу із цієї дилеми: як перший крок, 31 березня 2005р. Індія ратифікувала Конвенцію з ядерної безпеки, яка відкриває індійські АЕС для сторонніх інспекцій.

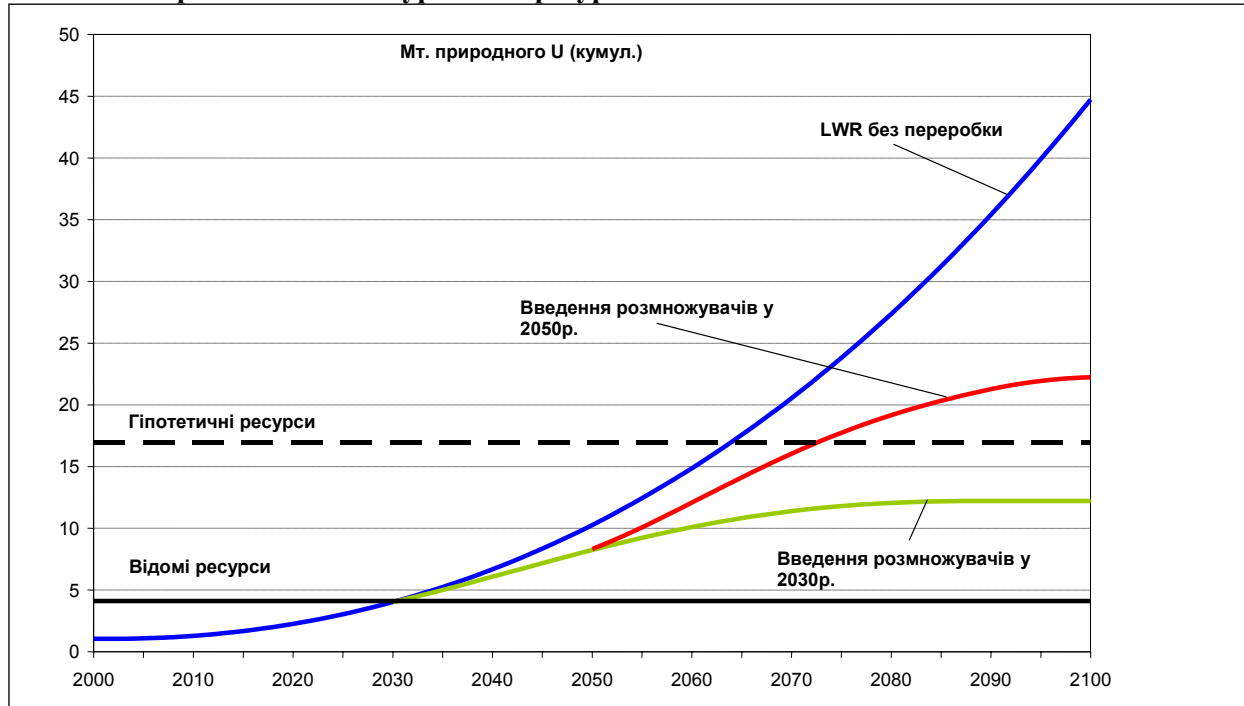
Китай має бажання імпортувати уран з Австралії, але поточні зобов'язання Австралії у сфері безпеки не дозволяють експортувати уран до Китаю. Китай не бажає дозволяти інспекторам МАГАТЕ проводити перевірки, щоб пересвідчитись, що китайська ядерна програма має виключно мирне призначення. Незважаючи на це, у лютому 2005р. Китай та Австралія почали переговори з метою зробити такі взаємовигідні експортні операції можливими.

Навіть якщо можна буде вирішити проблеми виробничих потужностей та регіонального дисбалансу, залишається інший аспект, який необхідно приймати до уваги, а саме: на скільки вистачить встановлених уранових ресурсів. Відомі первинні та вторинні ресурси можуть забезпечити попит на поточному рівні протягом 70 років. В той же час, нові реактори, які зараз вводять в експлуатацію, призведуть до підвищення попиту. На Мал. 5 показано використання світових уранових ресурсів, виходячи із припущення, що залишатиметься поточна ринкова доля ядерної енергетики із підвищенням загального рівня генерації електричної енергії (NERAC 2002). Для такого сценарію та утилізації урану без переробки відпрацьованого палива у легководних реакторах, відомі уранові ресурси вичерпаються приблизно у 2030р., а ненадійно встановлені ресурси - приблизно у 2060р. Таким чином, продовження існування ядерної енергетики можливе лише у випадку розробки все більш бідних та граничних уранових покладів, що пов'язане з величезними екологічними та фінансовими витратами.

Проблему обмеженості відомих уранових ресурсів можна буде вирішити лише за рахунок масштабного застосування реакторів-розмножувачів на швидких нейтронах. Колись вважали,

що технологія розмножувачів на швидких нейтронів може подовжити термін вичерпання уранових ресурсів у 60 разів. В той же час, технологічні проблеми призвели до того, що всі прототипні реактори, за виключенням одного у Росії, були виведені з експлуатації. Незважаючи на це, Росія та Китай розглядають цю технологію як життєздатну альтернативу для вирішення своїх енергетичних проблем

Мал. 5. Вичерпання світових уранових ресурсів



Висновки

Видобуток урану розширюється, а забруднені об'єкти залишаються без уваги

- Сучасне відродження урановидобувної промисловості призведе до нових екологічних ризиків та збитків, а із забрудненими об'єктами, що залишилися після Холодної війни, у багатьох країнах досі не поводяться належним чином

Встановлені ресурси недостатні для того, щоб задовольнити зростаючий попит

- Відомі рудні ресурси можуть задовольнити прогностичний попит без переробки відпрацьованого палива приблизно до 2030р., а гіпотетичні ресурси можуть вичерпатись близько 2060р. Через це необхідно буде все більше видобувати уран із бідних та граничних руд, що пов'язано з дуже серйозним впливом на довкілля.
- Вторинні ресурси, хоча зараз на їх долю припадає приблизно половина попиту, складають лише 5% від загальних ресурсів.

Дефіцит видобувних потужностей

- Лише для того, щоб задовольнити поточний попит, видобуток на шахтах необхідно подвоїти приблизно за 10 років, оскільки вторинні ресурси будуть вичерпані. Але існуючі видобувні потужності не можуть задовольнити цей попит, лише декілька шахт придатні для швидкого розширення, а введення нових шахт в експлуатацію потребує тривалого часу.
- Будь-яке підвищення попиту потребуватиме суттєвого збільшення видобувних потужностей.

Регіональний дисбаланс попиту та пропозиції

- Більшість сучасних та потенційних головних країн-споживачів урану мають дуже обмежені національні уранові ресурси і покладаються на імпорт, в той час, коли лише сім країн виробляють досить урану для експорту.
- Особливо складною виглядає ситуація в Росії, яка може зіткнутись із серйозною кризою постачання у найближчі 10 років. Ця криза також вплине на постачання урану до ЄС, який зараз суттєво залежить від російських поставок
- Проблеми постачання радикальним чином збільшаться, якщо Індія та Китай, які мають лише невеликі уранові ресурси, дійсно вирішать розвивати масштабні програми в ядерній енергетиці.
- Окрім того, існують проблеми безпеки, пов'язані з потенційним експортом урану до Росії, Індії та Китаю.

3 Поводження з ядерними відходами

Транспортування

Без транспортування радіоактивних матеріалів використання ядерної енергії неможливе, оскільки транспортні операції з'єднують різні стадії ядерного паливного циклу. Транспортуються уран, гексафторид урану, нові та відпрацьовані паливні елементи та багато різних відходів. В усьому світі у зв'язку з ядерною енергетикою щороку виконують біля 100000 транспортних операцій; в Німеччині відповідна цифра досягає приблизно 10000 транспортних операцій на рік. Частина цих транспортних операцій пов'язана з транспортуванням на великі відстані, наприклад, перевезення гексафториду урану з Німеччини до Росії (приблизно 1000км наземним транспортом) або транспортування плутонієвих матеріалів з переробного підприємства у Франції до Японії (більше 15000 морських миль морем). Існують місця, де такі транспортні потоки концентруються - наприклад, на підприємствах переробки відпрацьованого палива, на внутрішніх сховищах або у портах. Виходячи з міркувань безпеки, а також в інтересах населення та транспортних робітників, необхідно забезпечити, щоб ці транспортні операції належним чином планувались, особливо це стосується радіаційної безпеки транспортних засобів та можливих аварій. У більшості країн користуються лише окремими видами транспорту. Багато транспортних операцій виконуються, виходячи лише з економічних міркувань. Наприклад, німецькі АЕС отримують ядерне паливо, вироблене у Швеції, а шведські - вироблене в Німеччині.

Для транспортування радіоактивних матеріалів вироблені рекомендації Міжнародного агентства з атомної енергії (ІАЕА 1995). Ці нормативи розроблені з метою скоротити небезпеку до "прийняттого" рівня. Ідеологія засобів безпеки покладається на контейнери для радіоактивних матеріалів. Вимоги до міцності контейнерів залежать від рівня радіації. Контейнер для перевезення високоактивних матеріалів повинен витримувати дуже серйозні аварії. Зокрема, міцність визначають як вимогу витримувати падіння з висоти 9м на плоску тверду поверхню, падіння з висоти 1м на сталевий брус, перебування у вогні з температурою 800°C протягом 30хв. та занурення в воду на глибину 15м протягом 8год. Такі визначення вимог безпеки часто критикують, оскільки ці стандарти забезпечують деяку безпеку у багатьох реальних аварійних ситуаціях, але неможливо передбачити всі фактори, які можуть виникнути під час дуже серйозної аварії. Наприклад, зіткнення контейнера на швидкості 80км/год. зі скелею або пожежа у тунелі протягом 30хв. перевищують ці вимоги. У цих випадках може трапитись викид радіонуклідів та радіаційне опромінення населення.

За останні роки були лише кілька аварій під час транспортування в рамках операції паливного циклу АЕС. Не повідомлялось про серйозні викиди радіоактивних матеріалів. Але необхідно відзначити, що загальна кількість транспортних операцій суттєво збільшиться, коли почнуть працювати нові АЕС, сховища або інші нові об'єкти ядерного паливного циклу у деяких країнах. На щастя, досі не було серйозних аварій. Але вони можливі для будь-якої транспортної операції.

Забезпечити абсолютну безпеку транспортування радіоактивних матеріалів неможливо. Це стосується як безпечного транспорту, так і аварій. Неможливо забезпечити ефективний захист від терористичних нападів. Серйозні аварії або напади терористів на транспортні засоби з високоактивними відходами, відпрацьованим паливом або двоокисом плутонію можуть призвести до гострого летального місцевого опромінення та до довготермінових летальних доз опромінення у радіусі декількох кілометрів від транспортного засобу. Необхідно буде переселити або евакуювати місцевих мешканців у радіусі декількох кілометрів (Large and Associates 2004).

Переробка ядерного палива

У 1960-х - 1970-х роках існувала мрія: безперервно працюючий ядерний реактор, який постачає всю необхідну і дешеву енергію. Для такого "вічного двигуна" потрібно лише створити ядерний паливний цикл. Після використання палива в ядерному реакторі передбачали переробку відпрацьованого палива з відділенням урану та плутонію, використання паливного матеріалу у розмножувачах на швидких нейтронах для збільшення кількості плутонію, нова переробка палива та його використання у розмножувачах та (невеликої частини) у звичайних реакторах. Нові матеріали, що утворюються в реакторах, мають знов переробляти, завантажувати у реактори і т.д. Але ця мрія виявилась нездійсненою. Через проблеми безпеки, невеликі коефіцієнти розмноження в експериментальних реакторах та високі витрати, у більшості країн від програми розвитку розмножувачів відмовились - спочатку у Сполучених Штатах (1977р.), через декілька років у Німеччині, а після цього у Великій Британії та Франції. Зараз тільки Японія, Росія та Індія намагаються працювати у секторі розмножувачів. Але відповідні роботи у цих країнах проводяться повільно та набагато відстають від планів. Окрім проблем з технологією розмножувачів на швидких нейтронах, вже не існують більше ключові підстави для переробки відпрацьованого палива. За відсутності розмножувачів безперервний цикл переробки палива стає неможливим. Незважаючи на це, деякі представники ядерної індустрії та декілька урядів вирішили продовжувати переробку відпрацьованого палива. Вони бажають скористатись відділеними ураном та плутонієм в якості змішаного оксидного палива для легководних реакторів. Не в усіх з цих країн працюють заводи для переробки відпрацьованого палива. У Німеччині плани будівництва комерційного заводу були скасовані у 1989р. з міркувань безпеки та через економічні причини. Німецьке відпрацьоване паливо переробляють у Франції та Великій Британії;¹ аналогічно поведуться Бельгія, Швейцарія та деякі інші країни (у менших масштабах). Зараз працюють наступні переробні заводи у цивільному секторі:

Табл. 2. Цивільні заводи переробки відпрацьованого палива у світі

Країна	Місце	Потужність [MgHM]
Франція	La Hague (UP2-800)	1000
	La Hague (UP3)	1000
Велика Британія	Селлафілд (B205)	1500
	Селлафілд (THORP)	1200
Росія	Челябінськ (RT1)	600
Японія	Токай Мура (Токаї)	100
Індія	Тарапур (PREFRE)	400
	Калпаккам (KARP)	100

Джерело: WISE-Paris

Всі наведені у таблиці показники потужності є номінальними, звичайно всі ці підприємства не досягали своєї встановленої потужності. Зокрема, відомо, що запланована річна потужність THORP у Селлафілді досі ніколи не досягалась. Доцільно зауважити, що додатково проводиться переробка відпрацьованого палива у військовому секторі у Франції, Великій Британії, Росії та Індії, а у США та Північній Кореї проводиться переробка лише для військових цілей.

¹ Щоб ознайомитись з реальною ситуацією в Німеччині, див. Gruppe Ökologie (2005).

Переробка відпрацьованого палива пов'язана з технічними труднощами і включає складний хімічний процес. Відпрацьовані паливні збірки демонтують, стрижні ріжуть та розчиняють в азотній кислоті. Після цього відділяють уран та плутоній від всіх інших матеріалів, які піддаються подальшій переробці. Під час переробки палива виникають чотири головні матеріальні потоки:

- плутоній;
- уран;
- низько-, середньо- та високоактивні відходи;
- радіоактивні викиди у повітря та воду.

Із 8 відпрацьованих уранових паливних елементів отримують один паливний елемент зі змішаним оксидним паливом та чимало відходів.

Плутоній/змішане оксидне паливо

На даний час плутоній є ключовим елементом у цивільній переробці відпрацьованого палива. Звичайно відпрацьоване паливо легководних реакторів містить біля 1% плутонію. Теоретично, у цивільному секторі можна відділяти 5-6мегаграм плутонію на рік, якщо задіяти всі переробні потужності, що розглядались раніше.

Плутоній потрібно повністю використати для паливних збірок змішаного оксидного палива. В реальності це дуже складно зробити, оскільки у світі існують дуже обмежені потужності для виробництва таких паливних елементів. У промисловому масштабі цей бізнес існує тільки у Франції та Бельгії. Завод для виробництва змішаного оксидного палива у Селлафілді діє з 2001р., але він працює погано і його персонал припустився деяких скандально відомих помилок. В Росії немає таких виробництв, а в Японії та Індії працюють лише невеликі пілотні установки. Таким чином, питання про можливість повної утилізації плутонію залишається відкритим. Технології переробки або кондиціонування для остаточного захоронення не розробляються. Може існувати можливість іммобілізації плутонію у склі або кераміці.

Питання безпеки та радіаційного захисту для змішаного оксидного палива мають розглядатись навіть більш критично, ніж у випадку уранових паливних елементів:

- Плутоній має вимоку радіотоксичність. Вдихання 0,1 чи менше Мг плутонію може викликати смерть.
- Ризик утворення критичної маси під час переробки та виробництва плутонію набагато вищий, ніж у випадку урану.
- Існує чимало можливостей для викиду плутонію у нормальному технологічному процесі під час переробки палива та виготовлення оксиду плутонію, а також у випадку аварій під час переробки палива, зберігання, транспортування та обробки плутонію, виробництва змішаного оксидного палива, виготовлення та транспортування паливних елементів.
- Легководні реактори не розраховувались на завантаження палива з плутонієм в активну зону. Використання змішаного палива можливе лише у випадку зниження вимог до технічної безпеки (реактор менш надійно контролюється, його складніше вимикати).
- У випадку використання змішаного оксидного палива збільшується кількість радіонуклідів з великим терміном напіврозпаду. Через це радіологічні наслідки можуть бути більш тяжкими.
- Більш активне виділення тепла та вища інтенсивність нейтронної радіації викликає серйозніші проблеми під час транспортування, зберігання та кондиціонування відпрацьованого палива.
- Навіть на найкращому сучасному рівні розвитку технологій відпрацьоване змішане оксидне паливо неможливо переробляти у промислових масштабах. В той же час, остаточне захоронення стає більш складним через виділення тепла, нейтронну радіацію та проблеми з утворенням критичної маси. У порівнянні з безпосереднім захороненням

відпрацьованого уранового палива, використання змішаного палива ускладнюється, стає більш небезпечним та потребує більшого об'єму сховищ.

Уран

На долю урану припадає приблизно 99% маси важких металів у відпрацьованому паливі. У більшості країн лише невелику частину вторинного урану використовують у цивільних реакторах (або його взагалі не використовують). Він містить лише невелику частку активного ізотопу урану та більше ізотопів з небажаними радіаційними властивостями, ніж природний уран. Значну частину відділеного урану зберігають. У минулому деякі країни відправляли уран у Росію для змішування з ВЗУ з колишніх ядерних боєприпасів. Менша частина вторинного урану після переробки іде на виготовлення захисних компонентів, рівноваг для літаків або бронебійних боєприпасів. Взагалі, реальної потреби у вторинному урані немає, оскільки його ефективне використання у реакторах неможливе, а що стосується інших видів використання, то для цього мають користуватись неактивними матеріалами або ж мають заборонити їх застосування (уранові боєприпаси). Плани переробки або кондиціонування для остаточного захоронення не розробляються.

Відходи

Радіонукліди з великими термінами напіврозпаду, які концентруються у відпрацьованому паливі (актиноїди), у процесі переробки палива розподіляються між різними відходами з різними рівнями радіації. Деякі відходи є високоактивними та виділяють тепло. В останні роки об'єми для остаточного захоронення радіоактивних матеріалів після переробки відпрацьованого палива збільшувалися у 10 або більше разів. Що стосується сучасних відходів, то це вірно для всіх заводів за винятком La Hague, де нещодавно запровадили новий метод кондиціонування для деяких видів відходів.

Всі відходи необхідно переробляти та тимчасово зберігати. Це створює додаткову радіаційну експозицію у нормальних умовах та створює ризик нових аварій. Зокрема, високоактивні відходи зберігають у небезпечному рідкому вигляді тривалий час. У Селлафілді вітрифікували (перетворили на скловидну масу) лише невелику частину відходів THORP після початку його експлуатації у 1994р. Пілотний завод переробки палива WAK у Німеччині був закритий у 1990р.; приблизно 80м³ високоактивних рідких відходів досі зберігають у басейні. Запланована вітрифікація допоможе радикально скоротити ризик аварій під час зберігання та транспортування. Але залишаються ще проблеми радіації та виділення тепла.

Викиди

Неможливо уникнути виділення радіонуклідів під час демонтажу та розчинення паливних збірок, відділення урану та плутонію, переробки та зберігання відходів. Незважаючи на фільтри за інші засоби захисту, частина цих радіонуклідів буде потрапляти з газовими або рідкими викидами заводу у навколишнє середовище. Кількість різних радіонуклідів, які кожен рік викидаються заводами переробки відпрацьованого палива у Селлафілді та La Hague, на 10-1000 порядків вище, ніж викиди одного легководного реактора (Maignac and Coeytaux 2003). Населення буде піддаватись радіаційній експозиції від забрудненого ґрунту, відкладень, флори та фауни. Згідно німецьких нормативів, обидва підприємства не отримали б ліцензій через перевищення показників забруднення (Öko-Institut 2000). У деяких дослідженнях різні вчені вказують на підвищені показники захворюваності лейкемією серед дітей (у 3 рази для La Hague та у 10 разів для Селлафілду) порівняно з середніми національними показниками. Беззаперечних доказів зв'язку між переробкою відпрацьованого палива та захворюваності на лейкемію досі не наводилось, але не доведено і відсутності такого зв'язку. Неподалік від цих підприємств встановлені великі рівні радіоактивних речовин у різних птахів та морських тваринах. Ці рівні перевищують граничні показники ЄС для імпорту продуктів харчування.

Вплив викидів заводів переробки відпрацьованого палива не обмежується впливом на місцевому рівні. Рідкі викиди розносяться морськими течіями та забруднюють великі площі. Радіонукліди із Селлафілду знаходили на узбережжі Ірландії. Традиційні рибальські країни, такі як Норвегія, відчувають небезпеку для своїх місць вилову риби в Арктиці.

Відсутність позитивного ефекту переробки відпрацьованого палива

Негативний загальний баланс переробки відпрацьованого ядерного палива можна доповнити наступними міркуваннями:

- Ціль переробки відпрацьованого палива у зв'язку з легководними реакторами не досягнута. Промислова переробка відпрацьованого палива досі недосконала. Через це неможливо забезпечити суттєвої економії природного урану та суттєвого скорочення кількості плутонію у відходах для остаточного захоронення. У доповіді для французького уряду 2000р. було визнано, що переробка відпрацьованого ядерного палива у комплексі зі змішаним оксидним паливом може, у найкращому випадку, задовольнити лише близько 10% потреб у природному урані та скоротити кількість плутонію в остаточних відходах на 15% (Marignac and Coeytaux 2003).
- Серйозні аварії на заводах переробки відпрацьованого палива - це не лише теорія. Існує реальний приклад, коли розрив труби привів до викиду 83м³ розчину відпрацьованого палива. Офіційні публікації переконують, що ця аварія не вплинула на довкілля, оскільки витік стався в ізольованому приміщенні. Розрив труби залишався невідомим протягом декількох місяців, і тільки через збіг обставин ця аварія залишилась без серйозних наслідків.
- У зв'язку з переробкою відпрацьованого палива на заводі La Hague кожен рік виконують біля 450 поставок плутонію або матеріалів, які містять плутоній. Це відповідає більше ніж 250 000 кілометрів перевезень територією Франції. Ця цифра не враховує транспортування урану та відходів. Зрозуміло, що паливний цикл без переробки відпрацьованого палива потребуватиме суттєво меншого кілометражу.
- Переробка відпрацьованого палива радикально збільшує кількість цілей для терористів. Окрім транспортних контейнерів, до потенційно дуже небезпечних об'єктів належать самі підприємства. Наприклад, падіння літака на басейни з відпрацьованим паливом або рідкими високоактивними відходами, або ж на сховище відділеного плутонію може мати катастрофічні наслідки, страшніші за Чорнобиль. Витік радіації може бути набагато вищим
- Переробка відпрацьованого палива економічно не вигідна. Огляд декількох досліджень ситуації у Німеччині та огляд OECD/NEA, в яких порівнювали паливний цикл з переробкою відпрацьованого палива та цикл з "прямим" захороненням, показують додаткові витрати у випадку переробки від 14 до 50% (Gruppe Ökologie 1998). Нові оцінки для Сполучених Штатів показують 80% збільшення витрат для паливного циклу з переробкою відпрацьованого палива (Vunn et al. 2003). Потрібно зауважити, що всі припущення у цих дослідженнях робили на користь переробки. Реальні економічні втрати можуть бути більшими.

Підбиваючи підсумки, можна стверджувати, що переробка відпрацьованого палива не дає суттєвих переваг для так званого ядерного паливного циклу, особливо, що стосується безпеки, сировини та економічних міркувань.

Тимчасове зберігання

Незалежно від концепції паливного циклу (з переробкою відпрацьованого палива або без такої) необхідне тимчасове зберігання відпрацьованого палива та радіоактивних відходів. Для відпрацьованого палива та високоактивних відходів потрібно більш тривале зберігання до переробки та, особливо, для остаточного захоронення, оскільки необхідний деякий час, щоб скоротилось виділення тепла та активність, що викликається розкладом радіонуклідів з невеликими періодами напіврозпаду. Для відходів низької та середньої активності тимчасове

зберігання між окремими стадіями переробки або кондиціонування для остаточного захоронення потрібно з технологічних причин якнайменше.

Для зберігання відпрацьованого палива користуються трьома концепціями (ІАЕА 1995):

- мокре зберігання у водних басейнах;
- сухе зберігання у герметичних міцних контейнерах;
- сухе зберігання у контейнерах, які встановлюються на вертикальні/горизонтальні полиці у залізобетонних бункерах.

Лише у декількох випадках мокре зберігання (у Швеції) та сухе зберігання (одне із чотирнадцяти сховищ у Німеччині) проводять у підземних сховищах. Сухе зберігання пов'язане із меншою ймовірністю аварійних ситуацій, оскільки відсутні активні системи охолодження і менша імовірність корозії оболонок паливних елементів. Через це, а також через менші витрати, в останні роки переважно користувались сухим зберіганням у контейнерах. З іншого боку, у випадку сухого зберігання збільшується механічне навантаження на оболонки паливних елементів, а герметичність контейнерів необхідно забезпечити протягом декількох десятків років. Поведінку палива у контейнерах протягом тривалого часу складно передбачити. Це залежить від типу палива, типу контейнера та від операцій завантаження. Досвід для конкретних ситуацій дуже обмежений. Побудовані на даний час сховища часто не мають надійного захисту від виділення радіонуклідів в нормальних умовах (мокре зберігання) та не мають належного контролю за виділенням радіонуклідів у випадку сухого зберігання. Окрім того, звичайно відсутня ефективна багаторівнева система захисту від таких впливів як падіння літака (це стосується всіх концепцій зберігання). У більшості випадків існує лише один бар'єр (сухе зберігання у контейнерах), а у деяких випадках (басейн мокрого зберігання у La Hague, Франція) ефективний бар'єр для захисту від зовнішнього впливу зовсім відсутній. Порівняння з точки зору безпеки віддає перевагу сухому зберіганню у контейнерах як найбільш надійному, але все ж залишається ризик витоку радіонуклідів. Існуючі заходи безпеки можна підсилити, але цьому перешкоджають, серед іншого, економічні міркування.

Всі концепції зберігання можна реалізувати на майданчику АЕС або в іншому місці. Щоб скоротити обсяг транспортних операцій та операцій роботи з паливом, а відповідно і скоротити ризик, доцільно зупинитись на зберіганні на майданчику. Так, наприклад, зробили в останні роки у Німеччині (BFS 2005).

Приблизно 95% всіх радіоактивних відходів належать до низькоактивних та відходів середньої активності. Ці відходи зберігають у контейнерах на поверхні, здебільшого у промислових приміщеннях. У випадку більш тривалого зберігання необхідні, відповідно, переробка та кондиціонування газових та рідких відходів через міркування безпеки та економічні міркування. Це скорочує ймовірність виділення радіонуклідів під час нормальних технологічних операцій та у випадку аварій. Окрім того, сучасні методи кондиціонування дозволяють скоротити об'єм відходів, що збільшує доступні потужності для зберігання. В той же час існують проблеми довготермінової стабільності та виділення газів з самих відходів та за рахунок реакцій між відходами, матрицею, матеріалом контейнерів, наприклад, коли матрицею для іммобілізації є цемент.

У випадку серйозних аварій можливий відносно великий викид радіонуклідів, незважаючи на нижчу активність відходів. Це особливо стосується випадкового або спланованого падіння літака. Через нижчу активність заходи безпеки для цих відходів не такі суворі, як у випадку зберігання відпрацьованого палива або високоактивних відходів.

Що стосується тимчасових сховищ відпрацьованого палива, то загрозу терористичних атак потрібно розглядати так само, як і у випадку ядерних електростанцій. Реактори можуть розглядатись як ключова мішень, але небезпечний потенціал великих басейнів-сховищ (наприклад, на заводах переробки відпрацьованого палива у Європі) майже настільки ж високий. Контейнери з відпрацьованим ядерним паливом є негативним символом ядерної

індустрії у деяких країнах, таких як Німеччина. Окрім того, сховища часто більш доступні і, можливо, заходи безпеки на них не такі суворі. Таким чином, тимчасові сховища також можуть бути мішенню для терористів.

Остаточне захоронення

Що потрібно захоронювати?

Виробництво енергії на АЕС, так само як і використання радіоактивних матеріалів у дослідженнях, у медицині та промисловості, пов'язане з утворенням радіоактивних відходів. Іонізуюча радіація від цих відходів може впливати на генетичну інформацію, викликати рак, вона становить небезпеку для людини і для довкілля. Таким чином, радіоактивні відходи необхідно ізолювати та поводитись з ними обережно. Поведінка при роботі з відходами та конкретні вимоги визначаються небезпечним потенціалом різних відходів. Цей потенціал головним чином залежить від природи та інтенсивності іонізуючої радіації радіонуклідів та від їх радіотоксичності, а також від терміну часу, протягом якого відходи становлять небезпеку для людини та довкілля. До додаткових факторів належать інші властивості відходів, особливо виділення тепла у процесі розкладу радіоактивних ізотопів.

Спектр радіоактивних відходів, що утворюються у різних країнах, та їх диференціація з огляду на методи роботи з ними, не в останню чергу залежать від того, чи включають відповідні ядерні програми переробку відпрацьованого палива, як, наприклад у Франції (див. Розділ 2), або ж відпрацьоване паливо безпосередньо захоронюють. Країни, які не переробляють відпрацьоване паливо, фактично та юридично розглядають його як відходи.

Термін часу, протягом якого відходи становлять радіологічну загрозу для людини та довкілля, залежить від періоду напіврозпаду радіонуклідів у відходах. Радіонукліди з періодом напіврозпаду менше 30 років звичайно відносять до короткоживучих. Радіонукліди з більшим періодом напіврозпаду звичайно знаходяться у високоактивних відходах та (деякою мірою) у відходах з середньою активністю. Найбільша частина цих відходів пов'язана з ядерною енергетикою. Одним із найбільш довгоживучих радіонуклідів є уран-235 (період напіврозпаду 704 мільйонів років). У процесі виробництва енергії утворюється широкий спектр радіоізотопів з дуже різними періодами напіврозпаду, наприклад, плутоній-239 (період напіврозпаду 24 110 років), цезій (30,2 років), кобальт-60 (5,3 днів), які знаходяться у різних категоріях відходів.

Виділення тепла у процесі розкладу радіонуклідів обмежується головним чином високоактивними відходами ядерної енергетики. Для більшості найбільш поширених радіоізотопів виділення тепла спадає відносно швидко, що дозволяє працювати з цими відходами через кілька десятків років. Що ж стосується остаточного захоронення відходів, то виділення тепла може викликати проблеми у більш далекій перспективі через можливий вплив на властивості порід, і це необхідно належним чином оцінити.

Незважаючи на те, що цілі та принципи безпеки для поводження з радіоактивними відходами аналогічні у більшості країн з ядерною енергетикою (див. Розділ 3), існують чіткі розбіжності, пов'язані з методами роботи з відходами різного типу. Причини цього пов'язані з економічними міркуваннями або з організаційними вимогами, які залежать від масштабів національної ядерної програми та від відповіді на запитання “переробка відпрацьованого палива - так чи ні?”.

В усьому світі найбільш важливими критеріями для вибору конкретного методу поводження з відходами є тип та інтенсивність радіації і періоди напіврозпаду домінуючих радіоізотопів. Виходячи з інтенсивності радіації, відходи класифікують наступним чином:

- низькоактивні радіоактивні відходи;
- радіоактивні відходи середньої активності;
- високоактивні радіоактивні відходи.

Що стосується методів поведінки з відходами, то низькоактивні відходи та відходи середньої активності, які містять переважно короткоживучі радіоізотопи (період напіврозпаду менше 30 років) та відходи з більшим вмістом довгоживучих ізотопів (період напіврозпаду ≥ 30 років), звичайно відносять до індивідуальних категорій. Високоактивні ізотопи з невеликим періодом напіврозпаду утворюються головним чином у процесі виробництва ядерної зброї. Такі відходи мають значення тільки для країн з відповідними програмами. У Сполучених Штатах захоронення для цього типу відходів відкрили у 1999р. у глибокому підземному соляному пласті біля Карлсбаду (штат Нью-Мексико). Відходи ядерної енергетики містять більше довгоживучих радіоізотопів, і їх звичайно захоронюють разом із відходами середньої активності. В той же час, через різне виділення тепла, необхідно диференціювати ці категорії відходів.

В залежності від конкретних властивостей відходів та відповідних вимог безпеки, для різних категорій відходів вибирають різні стратегії. Для короткоживучих ізотопів у низькоактивних відходах та відходах середньої активності на практиці переважно застосовують остаточне захоронення на поверхні (наприклад у Франції та Сполучених Штатах) або ж на невеликій глибині (наприклад, у Швеції та Фінляндії - див. Розділ 5). Для всіх довгоживучих ізотопів та високоактивних відходів передбачається захоронення у глибоких геологічних формаціях.

На відміну від цієї міжнародної практики, після попереднього визначення місць захоронення (Горлебен та Конрад), радіоактивні відходи у Німеччині класифікують в залежності від виділення тепла, а періоди напіврозпаду відповідних радіонуклідів мають другорядне значення. На відміну від деяких інших країн (наприклад, Франції), у Німеччині дозволяється скидати відходи з дуже низьким рівнем радіації на полігони для побутових відходів або навіть використовувати їх у господарстві, якщо рівень радіації не перевищує граничного показника, що визначається Постановою про радіаційний захист (STRLSCHVO 2001). В інших країнах, таких як Франція, радіоактивні відходи з аналогічним низьким рівнем радіації розміщують у надземних сховищах, спеціально призначених для відходів такого типу.

Реальна ситуація

Технічні та наукові дискусії з питань поводження з радіоактивними відходами проходять з початку утворення цих відходів у зв'язку з військовим та цивільним застосуванням ядерної енергії. Широкий перелік варіантів поводження з ними обговорювали вже у 1950-х - 1960-х роках. Окрім остаточного захоронення, яким користуються (або принаймні намагаються користуватись) і досі, розглядали також і дуже екзотичні варіанти, такі як виведення у відкритий космос або захоронення в антарктичній кризі. Обговорювались головним чином варіанти поводження з довгоживучими ізотопами у відходах середньої активності та особливо з високоактивними відходами, які виділяють тепло (включаючи відпрацьоване паливо). У 1960-х роках загальноновизнаним став варіант остаточного захоронення цих відходів у глибоких геологічних формаціях континентальної кори. Вибір конкретних геологічних формацій у різних країнах залежить від геологічних факторів та відповідної політичної та соціальної ситуації. Вирішальними аргументами на користь цього варіанту остаточного захоронення були міркування безпеки та економічні міркування.

З іншого боку, поводження з низькоактивними відходами та відходами середньої активності вважають менш проблематичним. На початковому етапі практикували скидання цих відходів у море та/або (у деяких країнах) остаточне захоронення на поверхні або на невеликій глибині у континентальній корі. Згідно із Лондонською угодою про захист морів з подальшими доповненнями, з 1993 скидати відходи у море заборонено. Зараз у декількох країнах вже експлуатують сховища для короткоживучих низькоактивних відходів та відходів середньої активності або ж планують спорудити такі сховища. У Німеччині також планується остаточне захоронення таких відходів у глибоких геологічних формаціях. У 2000р. відповідна ліцензія була видана для захоронення у колишній залізорудній шахті Конрад (місто Зальцгіттер).

Остаточне захоронення означає концентрацію радіоактивних відходів у сховищі, спеціально спроектованому та збудованому для цих потреб, щоб ізолювати відходи від людей та довкілля. Зазвичай остаточне захоронення не передбачає доступу до відходів. В залежності від типу відходів та відповідного періоду небезпеки, сховища можуть розміщуватись на поверхні (звичайно у шахтах) або у більш глибоких геологічних формаціях континентальної кори. Розміщення на поверхні обмежується лише короткоживучими низькоактивними відходами та відходами середньої активності. Відповідні сховища - це споруди, які ізолюють відходи від людей та довкілля за допомогою технічних бар'єрів. Ці бар'єри потребують моніторингу та обслуговування. Що ж стосується сховищ у глибоких геологічних формаціях, то довготерміновий захист людей та довкілля забезпечується головним чином пасивними геологічними бар'єрами, які не потребують технічного обслуговування (див. Розділ 4).

На даний час сховищ для довгоживучих, особливо високоактивних, радіоактивних відходів не існує, хоча у 1970-х та навіть у 1960-х роках декілька країн зробили конкретні кроки для забезпечення їх остаточного захоронення. В той же час, майже всі країни стикались з проблемами затримки розвитку своїх програм поводження з відходами (або навіть зараз стикаються з цими проблемами). Головна причина пов'язана з недооцінкою науково-технічних та соціальних проблем, пов'язаних з реалізацією цих планів. Соціальний супротив пов'язаний, зокрема, з відновленням дискусій щодо поводження з радіоактивними відходами та щодо нового порядку відбору майданчиків з урахуванням соціальних аспектів (див. Розділ 9). Відносно великого прогресу у розробці планів захоронення та навіть в їх реалізації досягли у Сполучених Штатах (Юкка Маунтін) та у Фінляндії (Олкілуото).

Безпека - принципи та вимоги

На міжнародному рівні визнають наступні цілі безпеки, пов'язані із захороненням радіоактивних відходів:

- Остаточне захоронення повинно забезпечити адекватний захист населення та довкілля від радіологічних та інших факторів небезпеки.
- Потенційний вплив остаточного захоронення на людину та довкілля не має перевищувати прийняттого зараз рівня впливу.
- Майбутні покоління не повинні отримувати у спадщину надмірний тягар проблем
- Потенційний вплив остаточного захоронення на людину та довкілля за межами країни не може перевищувати прийняттого рівня впливу на території цієї країни.

У багатьох країнах, включаючи всі країни ЄС, ці вимоги були введені у законодавство і стали важливою основою для розробки (або для підтвердження існуючих) конкретних національних вимог до остаточного захоронення. Це включає радіологічні стандарти, яких додержуються у сфері остаточного захоронення радіоактивних відходів, а також більш жорсткі вимоги, наприклад, принцип мінімізації впливу, включений у законодавство декількох країн, включаючи Постанову про радіаційний захист у Німеччині.

Стандарти для оцінки довготермінової безпеки закритих сховищ базуються на максимальних припустимих дозах радіаційної експозиції для людини, або на відповідних показниках ризику захворювання раком Чинні стандарти для максимально припустимої ефективної дози у різних країнах знаходяться у діапазоні від 0,1 до 0,3м³/рік Стандарти для показників ризику знаходяться у діапазоні 10⁻⁴-10⁻⁶, що означає 1 випадок раку на 10 000 або 1 мільйон населення відповідно, внаслідок максимально припустимої дози радіації протягом життя.

Стандарти для сховищ можна застосовувати лише після комплексної оцінки відповідного об'єкту. Послідовне застосування вимог до мінімізації наслідків експозиції можливо лише для остаточного варіанту проекту та для будівництва сховища. В той же час, принцип мінімізації вимагає:

- запобігання будь-якої зайвої радіаційної експозиції або ураження людини та довкілля;

- забезпечення максимально низького, з огляду на сучасний рівень науки і технологій, впливу в кожному індивідуальному випадку - навіть якщо разове чи стійке забруднення нижче стандартів.

Окрім цих радіологічних умов, можуть також розглядатись або виконуватись конкретні вимоги щодо захисту окремих компонентів навколишнього середовища. Зокрема, у Німеччині, згідно з Законом про воду, необхідно враховувати так званий принцип турботи. Цей принцип вимагає надійного захисту води у зв'язку з остаточним захороненням радіоактивних відходів, особливо захисту підземних вод від небезпечного забруднення або від будь-яких інших негативних змін властивостей води (це включає урахування не тільки радіоактивних компонентів відходів, але також і супутніх нерадіоактивних речовин).

З метою послідовної реалізації наведених вище радіологічних цілей, Міжнародна комісія радіологічного захисту пропонує оптимізацію радіаційного захисту на всіх стадіях проектування сховищ (ICRP 1998). Це включає, зокрема, вибір об'єкту та вимагає застосування компетентної процедури відбору на основі концепції поетапної безпеки (багатобар'єрна система) та вибір надійного об'єкту для розміщення сховища. На базі аналогічних ідей та з урахуванням вимог до захисту води (див. вище), Німецьке федеральне агентство радіаційного захисту (BFS) розробило (але досі не оприлюднило) "Принципи безпечного остаточного захоронення" (BFS 2004).

У пропозиціях Німецького комітету з процедури відбору об'єктів (AKEND) у нових процедурах відбору ці радіологічні та нерадіологічні вимоги втілюються у підвищеній увазі до особливої важливості геологічних бар'єрів для забезпечення довготермінової безпеки, а також у наступних вимогах до місць розміщення сховищ:

- У випадку нормальних умов існування об'єкту не припускається виділення небезпечних речовин із зони ізолюючих порід протягом періоду ізоляції порядку одного мільйону років. Окрім того, необхідно продемонструвати наявність додаткового рівня безпеки для ізоляції небезпечних речовин.
- У випадку екстраординарних умов на об'єкті необхідно забезпечити дотримання стандартів безпеки для людини та довкілля.

У комплексі ці вимоги передбачають пошук "найкращого можливого" об'єкту для розміщення сховища - це означає, що відбирають відповідний об'єкт, який виявляється найкращим згідно з правилами процесу відбору та з урахуванням поточного науково-технічного рівня і який скоріше за все відповідатиме базовим вимогам та іншим вимогам безпеки (див. Розділ 9).

Чому сховища розташовують у глибоких геологічних формаціях?

Окрім загальних вимог до остаточного захоронення, конкретною метою остаточного захоронення у глибоких геологічних формаціях є ізоляція відходів від людини та довкілля на дуже тривалій, "геологічний" період часу. В усьому світі цього особливо намагаються досягти для високоактивних довгоживучих радіоактивних відходів. Зараз для цих цілей передбачають спорудження спеціально сконструйованих шахт.

З іншого боку, короткоживучі низькоактивні відходи та відходи середньої активності у більшості країн мають розміщуватись (та реально розміщуються) у сховищах на меншій глибині або навіть на поверхні. І навпаки, у Німеччині досить рано вирішили (2. Атомна програма на 1963 - 1967рр.) розміщувати всі радіоактивні відходи у глибоких геологічних формаціях. Головними підставами для цього були висока щільність населення у Німеччині та інтенсивне використання земель і води (Schwibach 1967). Цей альтернативний спосіб остаточного захоронення вже практикували у Німеччині - так зване тест-захоронення у покинутій соляній шахті (Asse II) біля Вольфенбюттеля (1967 - 1978рр.) та експлуатація сховища для короткоживучих низькоактивних відходів та відходів середньої активності у Морслебені (1978 - 1998рр.).

Можна стверджувати, що остаточне захоронення у глибоких геологічних формаціях після належного відбору ділянки має вирішальні переваги порівняно із всіма іншими методами розміщення на поверхні. Перш за все до цих переваг належать:

- велика відстань між відходами та біосферою;
- висока та довготермінова здатність геологічних бар'єрів утримувати радіонукліди (та інші небезпечні сполуки);
- повільні темпи геологічних процесів, включаючи обмін та перенесення речовин у геосфері та відповідну надійність прогнозів щодо функціонування систем розміщення відходів;
- пасивне функціонування головних бар'єрів системи розміщення відходів (геологічні бар'єри) без необхідності заходів моніторингу та технічного обслуговування.

Окрім того, людина не може вплинути (або ж може лише несуттєво вплинути) на властивості геосфери, які пов'язані з цими перевагами. Таким чином, довготермінова безпека замкненого сховища не залежить від технічного або економічного потенціалу майбутніх поколінь. У будь-якому випадку, ці фактори можна лише прогнозувати з більшою невизначеністю, ніж поведінку геологічних бар'єрів системи розміщення відходів (Buser 1997; Gruppe Ökologie 2001; AKEND 2002). Окрім того, проникнення до замкненого сховища у глибоких геологічних формаціях дуже малоймовірне у випадку війни або терористичних дій.

Зрозуміло, що ці переваги стосуються всіх видів радіоактивних відходів, але в усіх країнах та у відповідних інститутах вони не вважаються необхідними для короткоживучих відходів, і, відповідно, ними не користуються. В той же час, ці переваги існуватимуть лише у випадку належного вибору об'єкту для розміщення сховища, з належною увагою до аспектів безпеки, та якщо прийнятність з огляду на міркування довготермінової безпеки надійно доведена (див. Розділ 9).

Остаточне захоронення - необхідність у випадку існування ядерної енергетики та без неї

Радіоактивні відходи різного походження вже існують в усіх країнах, в яких є ядерні енергетичні програми або застосовуються інші ядерні технології. Ці відходи продовжуватимуть існувати і у випадку відмови від ядерної енергетики. Необхідно буде гарантувати безпечне поводження з цими відходами.

Зволікання зі створенням сховищ, особливо для високоактивних та довгоживучих радіоактивних відходів, в усьому світі свідчить, що поводження з цими відходами є не тільки науково-технічною, але також і соціальною проблемою. Ці проблеми безумовно стануть більш серйозними зі збільшенням кількості відходів. І навпаки, відмова від ядерної енергетики прискорить національні заходи для вирішення проблеми поводження з відходами: з одного боку, кількість відходів та їх класифікація на різні категорії будуть визначеними, що полегшить відбір об'єктів та проектування сховищ, а з іншого боку, може підсилитись готовність людей погодитись з необхідністю розміщення відходів у сховищах. І навпаки, необмежена діяльність АЕС може суттєво збільшити об'єм відходів, що призведе до необхідності збільшення об'єму сховища або будівництва декількох сховищ.

З якими проблемами пов'язане остаточне захоронення?

У випадку остаточного захоронення радіоактивних відходів на поверхні або на невеликій глибині, переваги остаточного захоронення у глибоких геологічних формаціях, про які йшла мова у Главі 4, будуть відсутні (Gruppe Ökologie 2001): відходи розміщуються безпосередньо у біосфері та буде дуже ризиковано розглядати таке сховище як систему пасивних бар'єрів, яку можна залишити напризволяще. Внесок пасивних геологічних бар'єрів у захист людини та довкілля буде набагато меншим, ніж у випадку більших глибин. Таким чином, неможливо відмовитись від технічних бар'єрів, заходів моніторингу та ремонту у разі необхідності.

Додатковими недоліками є доступність цих відходів та їх уразливість до терористичних дій, що робить необхідним захист цих об'єктів від стороннього впливу. Хоча сховища на поверхні або на невеликій глибині призначені для короткоживучих низькоактивних відходів та відходів середньої активності, вони потребують організованого нагляду протягом декількох сотень років щоб забезпечити захист людини та довкілля. Надійні прогнози щодо існування та стабільності відповідних необхідних інститутів та суспільств, які підтримують ці інститути, можна робити лише з деякими припущеннями. Якщо розглянути цю проблему більш прискіпливо, то остаточне захоронення на поверхні або на невеликій глибині виявляється економічно привабливим рішенням для поводження з відходами зараз, але таке захоронення створює санітарний ризик та можливий економічний тягар для майбутніх поколінь.

Хоча остаточне захоронення радіоактивних відходів у глибоких геологічних формаціях континентальної кори розглядається зараз як найбільш безпечний довготерміновий варіант поводження з відходами національними та міжнародними інститутами, які відповідають за радіоактивні відходи, він все ж не позбавлений деяких недоліків. У будь-якому випадку за межами відповідальних інститутів існували та будуть існувати застереження проти цього варіанту остаточного захоронення. Вони пов'язані головним чином із наступним:

- різниця між тривалим періодом часу, протягом якого радіоактивні відходи становлять загрозу для людини та довкілля, та (із збільшенням такого періоду) скороченням надійності необхідних прогнозів щодо функціонування бар'єрів у сховищі;
- відсутність можливостей спостерігати за поведінкою системи бар'єрів після закриття сховища та контролювати довготерміновий стан системи;
- відсутність можливостей для втручання у випадку неадекватної оцінки функціонування індивідуальних бар'єрів або їх руйнування;
- незворотний характер остаточного захоронення і неможливість видалити відходи після закриття сховища.

Ці сумніви існують, і для них є підстави; їм можна протипоставити належний відбір об'єктів та надійні докази довготермінової безпеки з урахуванням всіх відповідних аспектів. Більше того, не можна ігнорувати той факт, що варіанти поводження з відходами, які передбачають можливість втручання у систему розміщення відходів та вилучати їх (див. Главу 8), можуть мати суттєві недоліки з огляду на міркування довготермінової безпеки.

Остаточне захоронення певних радіоактивних відходів у породах з високим потенціалом утримання радіонуклідів (через малу проникність) пов'язане із окремою проблемою, оскільки виділення газів із відходів може вплинути на функціонування геологічного бар'єру. З одного боку, підвищення тиску у закритому сховищі може викликати утворення тріщин у породі, а з іншого боку, зміна хімічного середовища у місці розташування сховища може прискорити транспорт радіонуклідів. Виділення газів обмежується головним чином низькоактивними відходами та відходами середньої активності. Згідно із фактичними оцінками, ці впливи не можуть бути виключним аргументом проти остаточного захоронення у глибоких геологічних формаціях, але їх необхідно детально розглядати, враховуючи міркування довготермінової безпеки та конструкцію сховища.

Докази довготермінової безпеки, ізоляція та період часу

Всі гірські породи та всі об'єкти для остаточного захоронення радіоактивних відходів мають свої переваги та недоліки з точки зору безпеки. Це призводить до серйозних методологічних вимог до доказів прийнятності відібраних об'єктів. Це розповсюджується і на остаточне захоронення у глибоких геологічних формаціях, хоча воно і демонструє пов'язані з безпекою переваги, порівняно з іншими варіантами поводження з відходами, які зараз обговорюються. Докази довготермінової безпеки для конкретного сховища протиставляють наведеним вище недолікам (див. Главу 6). Вони головним чином пов'язані з тривалим періодом часу, який необхідно розглянути, та з недоступністю відходів у замкненому сховищі.

Із показників періоду напіврозпаду для радіонуклідів у відходах (див. Главу 1) витікає, що у випадку виділення радіонуклідів із сховища, деякі категорії відходів становитимуть загрозу для людини та довкілля протягом дуже тривалого часу. Внаслідок цього, безпечна ізоляція відходів протягом дуже тривалого часу стає вкрай важливою. З наукової точки зору, надійні прогнози поведінки системи сховища, особливо його геологічних бар'єрів, неможливі для всього періоду часу, протягом якого певні категорії відходів мають високий потенціал небезпеки і на який їх необхідно ізолювати від біосфери. Довготермінове функціонування геологічних бар'єрів не в останню чергу залежить від майбутніх геологічних та кліматичних процесів, які на них впливатимуть. Для деяких з цих процесів довготермінові прогнози неможливі, але від них суттєво залежать висновки щодо довготермінової безпеки сховища.

Таким чином, абсолютно недоцільно вимагати наукових доказів для ізоляції відходів на весь період часу, протягом якого ці відходи можуть становити загрозу для людини та довкілля. AKEND (AKEND 2002) вважає, що надійні прогнози щодо функціонування важливих геологічних бар'єрів у системі розміщення відходів можна робити на період порядку одного мільйону років і що для цього періоду часу можна зібрати докази довготермінової безпеки. В інших країнах вимоги щодо періоду часу, який має розглядатись для аналізу довготермінової безпеки, інколи аналогічні, але суттєво менші (10000 років). Незважаючи на зменшення надійності прогнозів із збільшенням такого періоду часу, не можна виключати оцінок для періодів часу, які перевищують обов'язковий для розгляду період.

Розглянуті вище невизначеності у прогнозах можуть посилюватись через недостатність інформації про відповідні об'єкти розміщення відходів, взаємодію між відходами, технічні/геотехнічні та геологічні бар'єри, якою користуються для прогнозування, доки відходи та бар'єри доступні для спостереження. В той же час, процеси, які найбільш важливі для прогнозування довготермінової поведінки, спостерігати неможливо, оскільки система у сховищі ще не досягла свого певного довготермінового стану. Але коли цей стан буде досягнуто, через тривалий час після закриття сховища, сховище вже буде недоступним і взаємодію між компонентами системи спостерігати буде вже неможливо.

Згідно з AKEND (AKEND 2002), з цього можна зробити висновок, що суттєво важливі докази довготермінової безпеки фактично формуються під час вибору об'єкту для сховища. Це з великою мірою справедливо і для надійності відповідних прогнозів. Таким чином, передбачуваність системи розміщення відходів повинна розглядатись у процесі відбору об'єкта для розміщення сховища. З іншого боку, потрібно гарантувати, що під час вивчення об'єкта необхідна інформація для визначення його довготермінової безпеки доступна і що приймаються заходи для вирішення проблем, пов'язаних з факторами невизначеності, які залишаються.

Можливість вилучення відходів

Можливість вилучення відходів зі сховища (особливо відпрацьованого палива та високоактивних відходів) передбачає доступ до них та вилучення у разі потреби, згідно із планом та без надмірних технічних проблем. Питання можливості вилучення радіоактивних відходів обговорювали на міжнародному рівні і головну увагу приділяли вилученню відпрацьованих паливних елементів. В рамках багатьох програм поводження з радіоактивними відходами (наприклад, у США, Швеції та Фінляндії) розглядаються питання вилучення розміщених відходів та зворотності рішень про їх захоронення. Аргументи на користь вилучення головним чином пов'язані з міркуваннями безпеки, з етичними та економічними міркуваннями (NEA 2001), наприклад:

- проблеми технічної безпеки, які стануть відомими після розміщення відходів або зміни у прийнятих стандартах безпеки;
- вилучення окремих компонентів відходів у якості вторинних ресурсів;
- застосування альтернативних методів переробки відходів або тих технологій їх захоронення, які стануть відомими у майбутньому;

- у відповідь на зміни у прийнятності для суспільства та в оцінках ризику;
- свобода вибору для майбутніх поколінь.

Незважаючи на всі плани, пов'язані з можливістю вилучення відходів, що розглядаються на міжнародному рівні, остаточне захоронення все ж залишається кінцевою метою. Перш ніж проводити захоронення відходів, необхідно виконати кілька послідовних операцій (наповнення секцій, закриття отворів тощо). Доступ до відходів стає все більш ускладненим після кожної такої фази, зростають також і технічні зусилля, необхідні для вилучення відходів. Після закриття сховища для відходів, доступ до нього буде можливим лише з застосуванням гірничих методів. Не існує загально визнаних концепцій виконання та тривалості різних фаз. Що ж стосується періоду часу, протягом якого має залишатись можливість відносно нескладного вилучення відходів, то на міжнародному рівні розглядають період у десятки чи навіть сотні років.

Процес забезпечення довготермінової безпеки сховищ базується на прискіпливому виборі пасивної системи захисту, яка не потребує обслуговування. Якщо не передбачається можливість полегшеного доступу до відходів, то умови пасивної безпеки сховища досягаються миттєво. В той же час, якщо передбачається можливість полегшеного вилучення відходів, то умови пасивної безпеки досягатимуться набагато пізніше (в залежності від фаз вилучення). Для досягнення такого рівня потрібні будуть активні заходи безпеки у вигляді моніторингу та контролю, а їх ефективність навряд чи можна гарантувати з необхідною надійністю. Більше того, для активних заходів безпеки необхідні стабільні соціально-економічні умови, які також неможливо гарантувати для тривалого періоду доступу до відходів.

Етичні принципи, на які посилаються на користь можливості вилучення, зокрема свобода вибору для майбутніх поколінь, непереконливі. Неприпустимо наполягати на додержанні етичного принципу, якщо це неминуче призведе до небезпеки. Захист сьогоdnішніх та майбутніх поколінь як такий є фундаментальною етичною вимогою, він є найвищим пріоритетом, оскільки за відсутності безпеки всі інші аспекти стають здебільшого несуттєвими. Навіть якщо майбутнім поколінням залишають можливість вибору різних варіантів, головна відповідальність за вирішення проблеми радіоактивних відходів припадає на існуюче сьогодні покоління людей. Можливість вилучення не може бути виправданням для зволікання з прийняттям рішень про розробку сховищ, і ніщо не може замінити належним чином розроблене сховище. З іншого боку, поетапна програма розвитку сховищ може передбачати заходи для полегшеного вилучення відходів протягом певного часу. Нещодавно у Швейцарії була запропонована концепція, яка передбачає більш тривалий період моніторингу та полегшеного доступу, - "моніторинг довготермінового захоронення у геологічних структурах". Ця концепція передбачає випробувальні та пілотні об'єкти, а також відповідні організаційні та інституціональні заходи (ЕКРА 2000). В рамках проекту "Entsorgungsnachweis" вивчали технічну життєздатність такої концепції (NAGRA 2002), і зараз у Швейцарії проходить прийняття рішень щодо майбутнього застосування цієї концепції.

Міжнародні підходи до вибору об'єктів для розміщення сховищ

Для досягнення загальної мети вибору об'єктів для розміщення сховищ користуються різними підходами, що призводить до більш чи менш помітних розбіжностей у практичних процедурах відбору об'єктів. Це викликано наступними головними причинами:

- різні концепції класифікації та, відповідно, різні методи та об'єкти для захоронення;
- різні політичні та правові вимоги;
- різні геологічні умови на відповідних територіях;
- різні вимоги до місць розташування об'єктів.

У багатьох країнах діяльність, пов'язану з пошуком об'єктів для розміщення відходів, почали у 1970-х роках. В той час вибір об'єктів розглядався суто як науково-технічна справа. Міркування прозорості та підзвітності прийняття рішень не відігравали ніякої ролі, або ж

розглядалися як другорядні. У деяких випадках на процедури впливали сильні зовнішні фактори, так що вибір залежав не від чітко прописаної процедури, а від інших чинників (наприклад, Горлебен у Німеччині; Юкка Маунтін у США). До сьогодні ніякі національні процедури відбору об'єктів, що почались у 1970-х, не призвели до введення в дію сховищ для високоактивних відходів та відпрацьованого палива.

Негативний досвід процедур відбору об'єктів та соціальні перетворення протягом останніх десятиріч привели до підсилення участі громадськості в цих процесах у багатьох країнах. Відбір об'єктів більше не розглядається як тільки науково-технічний процес, він вимагає розгляду певних соціальних факторів та демократичної легітимізації. На міжнародному рівні підзвітність та прозорість процедури, а також прийнятність результатів розглядаються зараз як важливі передумови для успішного вибору об'єктів. Необхідно задовольнити наступні мінімальні соціальні та методологічні вимоги:

- розкриття інформації про порядок та критерії оцінки процесу перед проведенням відповідного процедурного етапу;
- поетапний підхід, чітко структурована процедура з чітко визначеними заходами та необхідними рішеннями, а також ліцензування для деяких етапів;
- участь громадськості та зацікавлених осіб/груп у процедурі на початковій стадії (вимога обов'язкового характеру);
- систематичне включення соціальних та наукових критеріїв;
- обґрунтованість критеріїв оцінки.

В той же час, національні підходи до виконання цих вимог у різних країнах також відрізняються, оскільки залишаються наведені вище розбіжності у процедурах.

Відсутність громадської підтримки у відборі об'єктів, яка спостерігається у багатьох країнах, та низький рівень довіри громадськості до легітимності цієї процедури, можуть бути пов'язані з тим, що важливість вимоги до реальної участі громадськості часто недооцінюються, хоча її загальну необхідність вже не ставлять під сумнів. До винятків належать Швейцарія та Швеція, і деякою мірою Фінляндія. У контексті прийняття рішень зрозуміло, що будь-які важливі рішення, пов'язані з вибором об'єктів та довготерміновим поводженням з радіоактивними відходами, будуть супроводжуватись прискіпливим громадським розглядом із залученням широкого кола зацікавлених сторін. Громадськість не бажає погоджуватись з незворотними технічними рішеннями, які вона недостатньо розуміє чи контролює. Ключовим елементом концепції поетапного прийняття рішень є план, згідно якого вибір об'єкта проводиться поетапно, і ці етапи припускають зворотність, наскільки це практично можливо (NEA 2004).

В якості прикладу сучасної процедури вибору об'єкту, у Табл.3 наведені рекомендації Німецької комісії з процедур вибору об'єктів для розміщення сховищ (AKEND 2002). Ключовими елементами процедури є науково-технічні та соціальні критерії, чітка процедура вибору з 5 етапів, оцінка всіх регіонів Німеччини за однаковими критеріями, відсутність попереднього вибору потенційно прийнятних геологічних формацій, всебічна участь громадськості з самого початку до кінця та регіональний розвиток (це дозволяє усунути дилему між національним завданням та регіональними інтересами, так що розміщення відходів буде розглядатись не тільки як тягар, але і як привілей) (NIES 2004).

Табл. 3. Процедурні етапи: критерії, оцінка, порядок та інструменти участі громадськості

Процедурні етапи	Порядок, критерії, оцінка	Інструменти участі громадськості
<p>Етап 1: Визначення територій, які відповідають конкретним мінімальним вимогам</p>	<ul style="list-style-type: none"> • геологічні критерії прийнятності та мінімальні вимоги 	<p>Для всієї процедури (етапи 1 – 6):</p>
<p>Етап 2: Вибір окремих ділянок з особливо сприятливими геологічними умовами</p>	<ul style="list-style-type: none"> • геологічна оцінка 	<ul style="list-style-type: none"> • створення інформаційної платформи • контрольний комітет перевіряє додержання процедурних правил
<p>Етап 3: Визначення та вибір ділянок для обстеження з поверхні (мінімум три об'єкти)</p> <p>повернення до попереднього етапу у разі необхідності</p>	<ul style="list-style-type: none"> • планування - наукові критерії прийнятності • аналіз соціально-економічного потенціалу • планування - наукові критерії оцінки • конкретна програма для обстеження з поверхні та відповідні критерії оцінки • готовність до участі в обстеженні з поверхні • геологічні та гірничі аспекти 	<p>Для етапу 3:</p> <ul style="list-style-type: none"> • громадянський форум як центральний елемент участі • центр компетентних експертів підтримує громадянський форум • круглий стіл зацікавлених сторін • готовність до участі в етапах 3 та 4 (голосування) • підготовка концепцій регіонального розвитку • місцеві ради приймають остаточне рішення • орієнтовно, голосування громадськості та місцевих рад у кінці етапу 5
<p>Етап 4: Визначення об'єктів для підземного дослідження (мінімум 2 об'єкти)</p> <p>повернення до попереднього етапу у разі необхідності</p>	<ul style="list-style-type: none"> • дослідження з поверхні та його оцінка • орієнтована оцінка безпеки • готовність приймати участь у програмі підземних досліджень • розробка тестових критеріїв 	
<p>Етап 5: Прийняття рішення щодо об'єкту</p> <p>повернення до попереднього етапу у разі необхідності</p>	<ul style="list-style-type: none"> • підземні дослідження та їх оцінка • оцінка безпеки • порівняння різних обстежених об'єктів 	
<p>Подання об'єкту на ліцензування</p>		<p><i>Джерело: AKEND (2002)</i></p>

Альтернативні варіанти захоронення відходів

Крім концепції ізоляції радіоактивних відходів у глибоких геологічних формаціях, існує ще кілька інших альтернатив, які обговорювалися в минулому. Деякі з них використовувалися, а частково використовуються і зараз, наприклад:

- Переміщення в космос

Це пропозиція, яка в основному обговорювалася в Сполучених Штатах на ранніх стадіях розробки концепції для захоронення довгоживучих радіоактивних відходів. Перевага ідеї полягає в тому, що радіоактивні відходи будуть назавжди усунуті з середовища, в якому живе людство. Через великі необхідні затрати ця альтернативна концепція може застосовуватися лише до малих кількостей високорадіоактивних відходів. Крім того, існує значний ризик непередбачуваних наслідків у випадку, якщо запуск у космос не вдався б. Якщо взагалі можна буде дійти до прийнятності такого способу захоронення, він все одно залишиться доступним лише для невеликої кількості країн через складність цієї технології.

- Захоронення в антарктичній кризі

Концепція ізоляції відходів представлена і пропозицією захоронення в антарктичній кризі. На великих площах антарктичній льодовий щит має вік 15млн.р. і до 4км товщини. Немає сумнівів щодо того, що в передбачуваному майбутньому ситуація суттєво не зміниться. Однак залишаються важливі питання щодо геофізичних і геохімічних властивостей льодових мас і їх впливу на глобальний клімат, на які потрібно дати відповідь. Очевидно також, що потрібні були б зміни до міжнародних юридичних і політичних угод, які торкаються цього питання. На сьогодні жодна країна в світі не займається розробкою цієї концепції.

- Затоплення відходів у морі

Затоплення низько- і середньоактивних відходів у морі, яке було дозволене за детально описаними умовами МАГАТЕ, не використовувалося з 1983року згідно з добровільним мораторієм, і було заборонене в 1993році зацікавленими сторонами Лондонської Конвенції. Ідея була спрямована на захоронення короткоживучих відходів на таких глибинах в морі, де обмін між шарами води, з відповідними наслідками для потенційної дифузії радіонуклідів, відбувається в дуже обмеженій мірі через відсутність течій і високу питому вагу води. Затоплення високоактивних відходів у морі із застосуванням принципу довготермінового розбавлення серйозно не розглядалася жодною країною.

- Захоронення під дном моря

На початку восьмидесятих років деякі країни-члени OECD/NEA аналізували іншу можливість для захоронення: захоронення високоактивних відходів у товщі морського дна. Глибоководні ділянки дна океанів мають дуже сприятливі характеристики на великих площах, а товсті шари донних відкладів мають високий утримуючий потенціал. Імовірність аварійних ситуацій відносно низька. Однак немає випробуваних технологій для того, щоб відкрити таке сховище і, відповідно, розмістити в ньому відходи. Такий варіант вимагав би поправок до вищезгаданої Лондонської Конвенції. У світі цей варіант активно не розробляється.

- Захоронення близько від поверхні землі

Захоронення близько від поверхні короткоживучих низько- і середньоактивних відходів вважається сьогодні найсучаснішим в науці і технології. Багато країн знаходяться або в стадії розробки таких сховищ для захоронення, або вже мають діючі сховища (наприклад, Європа,

Сполучені Штати, Японія, Південна Африка). У цьому випадку ізоляція матеріалів відходів для потрібних, відносно коротких, періодів часу (як правило, менше 300 років) забезпечується вибором підходящого підповерхневого горизонту з геологічним бар'єром і створенням технічних і геотехнічних бар'єрів. На додаток, за такими об'єктами ведеться моніторинг. Після досліджень, які вимагаються для одержання дозволу, такі тимчасові сховища будуть переведені в статус постійних. Через великі періоди розпаду така концепція за означенням не підходить для високоактивних відходів і використаного палива.

Альтернативи до захоронення

Питання про те, чи є якісь альтернативи захороненню в глибоких геологічних формаціях, часто обговорюється широкою громадськістю. Етично обумовлені принципи, такі як захист ресурсів, а також вимога тримати відкритими різні варіанти дій для майбутніх поколінь, відіграють важливу роль в цьому аспекті. Беручи це до уваги, ми оцінимо альтернативи, які зараз обговорюються на міжнародному рівні найширше. Ці альтернативи такі:

- розділення і трансмутація;
- довготермінове проміжне зберігання.

Розділення і трансмутація

Розділення і трансмутація означає перетворення довгоживучих і високотоксичних радіонуклідів у менш токсичні радіонукліди з якомога меншим періодом розпаду. Труднощі, пов'язані з вибором місця для сховища, особливо надзвичайно високі періоди ізоляції, які вимагаються, привели до того, що дехто розглядає трансмутацію довгоживучих радіонуклідів у короткоживучі як потенційний розв'язок проблеми захоронення радіоактивних відходів. Теорія полягає в тому, що програма трансмутації трансформувала б проблему довготермінової ізоляції у набагато менш складну проблему зберігання протягом кількох десятиліть або кількох сотень років.

В системі трансмутації перш за все потрібен завод по переробці, для того щоб виділити радіонукліди, призначені для трансмутації, відділяючи одні довгоживучі радіонукліди від інших. Далі це дозволяє вибіркоче перетворення довгоживучих радіонуклідів у короткоживучі, коли вони опромінюються в реакторі (в критичному реакторі, який є самопідтримуючою установкою для трансмутації, або в підкритичному реакторі, у якому потрібне зовнішнє джерело нейтронів для підтримки ланцюгової реакції).

Навіть найбільш досконалі в теорії схеми трансмутації залишатимуть після себе значні кількості довгоживучих радіонуклідів, які вимагатимуть захоронення, залишаючи крім цього значні нові обсяги відходів від роботи і від виведення системи з експлуатації. Жодна зі схем трансмутації не здатна справитися з усіма потрібними радіонуклідами, оскільки багато з них в силу практичних причин не можна трансмутувати. Наприклад, трансмутація Tc-99 і I-129 не може бути ефективною на 100% навіть при багатократному проході через реактор. Нарешті, нові довгоживучі продукти ділення утворюються при поділі актинідів, а розпад самих актинідів теж не є абсолютно ефективним. Це означає, що існують фундаментальні і значні обмеження на те зменшення довгоживучої радіоактивності, яке може бути досягнуте навіть ретельно розробленою і дуже дорогою програмою трансмутації. Загалом, розробляються нові хімічні та ядерні технології, в яких питомі ризики можуть бути вищими, ніж довготривалі ризики, пов'язані зі зберіганням

Єдиним економічно розумним шляхом для впровадження такого варіанту поводження з відходами було б створення нової гілки ядерної індустрії, яка була б повністю зосереджена на розділенні і трансмутації радіонуклідів. Проте, вартість системи трансмутації буде настільки високою навіть у порівнянні з мільярдами, які доведеться витратити на програми тимчасового зберігання, що вона не дозволить реалізацію такої системи.

І насамкінець, розділення радіонуклідів, необхідне для трансмутації, збільшуватиме ризики, надаючи легкий доступ до матеріалів, здатних ділитися. Всі процеси розділення, включно з тими, які позначені як ті, що "не сприяють розповсюдженню", приводять до збільшення ризику розповсюдження навіть при одному циклі прогонки палива (Zerriffi and Makhijani 2000).

Але трансмутація розглядається не лише в контексті поводження з відходами нинішнього покоління ядерних реакторів. А саме, в Європі (особливо у Франції) і в Японії, більшість схем трансмутації передбачають безкінечне існування ядерної енергетики, в якій трансмутація є однією зі складових нового ядерного циклу.

Висновок французької "Національної комісії з оцінки" з приводу трансмутації полягає в тому, що існує надія, яка залежить від механізмів, на сьогодні неіснуючих, які будуть належати до реакторних систем IV покоління чи до під-критичної системи з прискорювачем (CNE 2005). В будь-якому випадку, ті кількості радіонуклідів, які будуть залишатися, необхідно буде захоронювати як довгоживучі радіоактивні відходи. Через це трансмутація не є дійсною альтернативою тимчасового геологічного сховища.

Тривале проміжне зберігання

Щодо тривалого зберігання радіоактивних відходів (наприклад, в Нідерландах), безпека повинна гарантуватися тривалим контролем з боку суспільства. Це передбачає неперервність сучасних наукових і економічних можливостей, а також здатність і готовність членів суспільства виконувати контроль та інші необхідні заходи. Стратегія довготривалого зберігання насправді має багато технічних і етичних аргументів на свою користь. Ця концепція складається з підходу, що одне покоління передає наступному поколінню світ з "рівними можливостями", і далі - до наступних поколінь, зберігаючи таким чином відкритими варіанти і уникаючи труднощів передбачення віддаленого майбутнього. Згідно з цією ідеєю "теперішнього, яке котиться вперед", нинішнє покоління повинно взяти відповідальність за забезпечення наступного покоління навичками, ресурсами і можливостями, щоб воно мало можливість справитися з будь-якою проблемою, яке нинішнє покоління передає наступному. Однак, якщо нинішнє покоління відкладе спорудження об'єктів для захоронення, щоб почекати прогресу в технології, або через те, що зберігання дешевше за захоронення, воно не повинно очікувати від наступних поколінь, що вони приймуть інше рішення. Такий підхід фактично завжди передавав би відповідальність за справжні дії наступним поколінням, і з цієї причини мав би оцінюватися як неетичний.

Найбільш важливий мінус стратегії довготермінового зберігання пов'язаний з припущенням щодо стабільності майбутніх суспільств і їх постійній здатності виконувати необхідні заходи безпеки та інституційні заходи. Також існує природна тенденція суспільства звикати до існування і близькості сховищ, і, з часом, ігнорувати потенційні ризики. Такі ризики при відсутності адекватного нагляду і утримання зростали б з часом, приводячи в якомусь невизначеному майбутньому до можливої шкоди для здоров'я і довкілля. Існує багато добре відомих прикладів екологічно трагічних ситуацій, успадкованих від минулого, які показують, що цей недолік стратегії зволікання не можна недооцінювати (NEA 1995).

Вимога тримати відкритими для майбутніх поколінь різні можливості для дій також передбачає безперервність нинішніх економічних можливостей і навичок, нарівні з готовністю суспільства. Якщо ж виникають соціальні заворушення, такі як війни або щось подібне, що тягне за собою негативні наслідки для економічних і наукових можливостей, тоді той факт, що деякі можливості були залишені відкритими, буде мати прямо протилежний ефект. В результаті, наступні покоління вже більш не будуть мати можливості доглядати відходи, а наслідками цього стануть порушена безпека та обмежена свобода дій. Ще також треба усвідомлювати, що передача остаточного рішення майбутнім поколінням призведе до порушення принципу "збруднювач платить".

Вирішальним аргументом у цій дискусії є те, що передбачення довготермінового соціального розвитку несе в собі набагато більші невизначеності, ніж передбачення функціональної ефективності геологічних бар'єрів, які діють як пасивні системи захисту заповненого та ізольованого сховища. В силу цієї причини, жодного реалістичного рішення для довготривалого безпечного захоронення радіоактивних відходів, крім захоронення в глибоких геологічних формаціях, досі не знайдено. Загальною перевагою є те, що певні скельні утворення показують лише малу проникність для рідких фаз, або завдяки своїм фізичним і хімічним властивостям і особливостям породи вони є навіть водонепроникними в технічному сенсі. Властивості залишалися незмінними протягом геологічних періодів часу, так що вони здатні ізолювати небезпечні речовини від біосфери протягом періодів порядку одного мільйона років. Однак необхідною передумовою є вибір підходящих скельних зон, наприклад шляхом процедури вибору місця на основі певних критеріїв.

Прогнози щодо відходів IV покоління реакторів

Для реакторів IV покоління прихильники ядерної енергетики знову обіцяють паливний цикл, який буде замкнутим, тепер уже не лише для урану і плутонію, але для всіх трансуранових нуклідів. Отже, вимоги ізоляції для остаточного захоронення були б зменшені до періоду 1 000 років. Дві складових є суттєво необхідними для здійснення цієї нової мрії:

- дуже ефективне розділення нуклідів у використаному паливі;
- трансмутація вибраних трансуранових нуклідів і новоутворених нуклідів у реакторах.

В силу цього треба організувати симбіотичний паливний цикл з реакторами на швидких нейтронах і новими видами реакторів на теплових нейтронах.

Здається, що мрія залишиться мрією, такою ж, як паливний цикл, пропонувався в шестидесятих роках минулого сторіччя. Повинен бути розроблений і побудований гігантський парк переробних заводів для розділення. Всі проблеми з газоподібними і рідкими викидами радіонуклідів, з управлінням радіоактивними та/або хімічними токсичними відходами, з надійністю і можливими важкими аваріями, так само як і з безпекою і розповсюдженням, будуть на порядок вищими, ніж у випадку існуючих схем переробки. Розвиток швидких реакторів, які могли б працювати так, як це задумувалося в минулому, провалився через не вирішені на сьогоднішній день технічні проблеми. Немає причин вважати, що в майбутньому ситуація буде кращою. Кілька мільярдів євро було б потрібно на дослідження і розробку для проектів по розділенню і трансмутації. У зв'язку з тим, що розділення і трансмутація всіх довгоживучих нуклідів виглядає неймовірним, залишається великий знак запитання, чи будуть вимоги до ізоляції і остаточного захоронення до такого часу знижені, як цього домагаються захисники ядерної енергетики.

Підсумовуючи вищевикладене, можна впевнено стверджувати, що в силу технічних і фінансових причин, а також через вимоги щодо надійності, безпеки і нерозповсюдження, можливість реалізації "симбіотичного паливного циклу" виглядає абсолютно нереальною.

Література

Посилання

AKEND (Arbeitskreis Auswahlverfahren Endlagerstandorte) (2002). Site Selection Procedure for Repository Sites – Recommendations of the AkEnd. Final report, December 2002.

BFS (Bundesamt für Strahlenschutz) (2004). Grundsätze für die sichere Endlagerung. Bundesamt für Strahlenschutz. Entwurf, November 2004.

——— (2005). Dezentrale Zwischenlagerung – Bausteine zur Entsorgung radioaktiver Abfälle. Bundesamt für Strahlenschutz, Salzgitter.

Bunn, M., et al. (2003). The Economics of Reprocessing vs. Direct Disposal of Spent Nuclear Fuel. DE-FG26-99FT4028, Cambridge, Massachusetts, December 2003.

Buser, M. (1997). Which is More Stable: A Rock Formation or a Social Structure? NAGRA Bulletin, no. 30.

CNE (Commission Nationale D'Evaluation relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs) (2005). Commission Nationale D'Evaluation relative aux recherches sur la gestion des déchets radioactifs. Rapport D'Evaluation, no. 11, Juin 2005.

Diehl, Peter (1995). Uranium Mining in Europe – The Impacts on Man and Environment. *WISE News Communiqué* 439/440, September, special edition.
<http://www.antenna.nl/wise/439-440/cont.html>.

——— (2004). Re-enrichment of West European Depleted Uranium Tails in Russia. November.
<http://www.wise-uranium.org/pdf/reenru.pdf>.

EKRA (Expertengruppe Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle) (2000). Entsorgungskonzepte für radioaktive Abfälle. Schlussbericht vom 31.01.2000. Im Auftrag des Departements für Umwelt, Verkehr, Energie, und Kommunikation.

ESA (Euratom Supply Agency) (2005). Annual Report 2004.
<http://europa.eu.int/comm/euratom/ar/ar2004.pdf>.

Gruppe Ökologie (1998). Analyse der Entsorgungssituation in der Bundesrepublik Deutschland und Ableitung von Handlungsoptionen unter der Prämisse des Ausstiegs aus der Atomenergie. Im Auftrag der Heinrich Böll Stiftung, Hannover, August 1998.

——— (2001). Vergleichende Bewertung von Entsorgungsoptionen für radioaktive Abfälle (Comparative Evaluation of Disposal Options for Radioactive Wastes). Abschlußbericht. Im Auftrag des Projektträgers des BMBF und BMWi für Wassertechnologie und Entsorgung, Förderkennzeichen 02 E 9350.

——— (2005). Wiederaufarbeitung deutscher Brennelemente im Ausland. Prepared for Robin Wood, Hannover, Juni 2005.

IAEA (International Atomic Energy Agency) (1995). International Atomic Energy Agency: Regulations for the Safe Transport of Radioactive Materials. Report No. TS-R-1.

——— (1997). International Atomic Energy Agency: Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and of the Safety of Radioactive Waste Management. Vienna.

——— (2001). Analysis of Uranium Supply to 2050. STI/PUB/1104, ISBN 92-0-100401-X, Vienna, May 2001, 103 pp.
http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/Pub1104_scr.pdf.

——— (2003). Safety and Engineering Aspects of Spent Fuel Storage. 1996 edition (as amended 2003), Vienna.

ICRP (International Commission of Radiological Protection) (1998). Radiation Protection Recommendations as Applied in the Disposal of Long-Lived Solid Radioactive Waste. Publication 81. Annals of the ICRP, vol. 28, no. 4.

Large and Associates (2004). Potential Radiological Impact and Consequences Arising from Incidents Involving a Consignment of Plutonium Dioxide under Transit from Cogema La Hague to Marcoule/Cadarache. Report Ref-No R3108-A6, prepared for Greenpeace International, March 2004.

Marignac, Y., and X. Coeytaux (2003). The Unbearable Risk – Proliferation, Terrorist Threats and the Plutonium Industry. Report prepared for “The Greens/European Free Alliance” in the European Parliament, June 2003.

NAGRA (Nationale Genossenschaft für die Lagerung radioaktiver Abfälle) (2002). Project Opalinus Clay; safety report. Demonstration of Disposal Feasibility for Spent Fuel, Vitrified High-level Waste and Long-lived Intermediate-level Waste. Nagra Technical Report NTB 02-05. Nagra, Wettingen, Switzerland.

NEA (Nuclear Energy Agency) (1995). The Environmental and Ethical Basis of Geological Disposal of Long-Lived Radioactive Wastes. A Collective Opinion of the Radioactive Waste Management Committee of the OECD Nuclear Energy Agency.

——— (2001). Reversibility and Retrieval in Geologic Disposal of Radioactive Waste – Reflections at the International Level.

——— (2004). Stepwise Approach to Decision Making for Long-term Radioactive Waste Management – Experiences, Issues and Guiding Principles. NEA report no. 4429.

——— (2004). Uranium 2003 – Resources, Production and Demand. OECD Nuclear Energy Agency / International Atomic Energy Agency, ISBN 92-64-01673-2, Paris 2004, 302 pp. <http://www.oecdbookshop.org/>.

NERAC (U.S. DOE Nuclear Energy Research Advisory Committee) (2002). A Technology Roadmap for Generation IV Nuclear Energy Systems. December 2002. <http://www.ne.doe.gov/nerac/FinalRoadmapforNERACReview.pdf>.

Öko-Institut (2000). Ermittlung der möglichen Strahlenexpositionen der Bevölkerung aufgrund der Emissionen der Wiederaufarbeitungsanlagen in Sellafield und La Hague. Im Auftrag des Bundesamtes für Strahlenschutz, Februar 2000.

Schwibach, J. (1967). Research on the Permanent Disposal of Radioactive Wastes in Salt Formations in the Federal Republic of Germany. In: IAEA (1967), publication STJ/PUB/156, pp. 465-477.

STRLSCHVO (Strahlenschutzverordnung) (2001). Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlung in der Fassung der Bekanntmachung vom 20. Juli 2001. BGBl I, S. 1714.

WNA (World Nuclear Association) (2005). World Nuclear Association homepage. <http://www.world-nuclear.org/>.

WUP (WISE Uranium Project) (2005). WISE Uranium Project homepage. <http://www.wise-uranium.org/>.

Zerriffi, H., and A. Makhijani (2000). Nuclear Alchemy Gamble: An Assessment of Transmutation as a Nuclear Waste Management Strategy. Prepared for the Institute for Energy and Environmental Research, May 2000. <http://www.ieer.org/reports/transm/>.

Що ще з цієї теми можна прочитати (історія видобутку урану)

Amundson, Michael A. 2002. Yellowcake towns – uranium mining communities in the American west. University Press of Colorado. Hardcover edition: ISBN 0-87081-662-4; paperback edition: ISBN 0-87081-765-5.

Ball, Howard. 1993. Cancer factories – America's tragic quest for uranium self-sufficiency. *Contributions in Medical Studies* 37. Connecticut: Greenwood Press. ISBN 0-313-27566-1.

Beleites, Michael. 1992. Altlast Wismut – Ausnahmezustand, Umweltkatastrophe und das Sanierungsproblem im deutschen Uranbergbau. Frankfurt a.M.: Brandes & Apsel Verlag. ISBN 3-86099-104-3. <http://www.wise-uranium.org/uwispb.html>.

Beleites, Michael. 1988. Pechblende – der Uranbergbau in der DDR und die Folgen. Wittenberg. <http://www.wise-uranium.org/uwispb.html>.

Eichstaedt, Peter H. 1994. If you poison us: uranium and Native Americans. Santa Fe: Red Crane Books. ISBN 0-878610-40-6.

Karlsch, Rainer, und Harm Schröter (Hg.). 1996. "Strahlende Vergangenheit" – Studien zur Geschichte des Uranbergbaus der Wismut. St. Katharinen: Scripta Mercaturae Verlag. ISBN 3-89590-030-3.

Karlsch, Rainer, und Zbynek Zeman. 2002. Urangeheimnisse. Das Erzgebirge im Brennpunkt der Weltpolitik 1933–1960. Berlin: Ch. Links Verlag. ISBN 3-86153-276-X.

Фундація Генріха Бьоля

Розташована в центрі Берліну Фундація Генріха Бьоля, що належить до Партії зелених Німеччини, є юридично незалежним політичним фондом, який працює в дусі інтелектуальної неупередженості.

Основною метою фундації є підтримка політичної освіти в Німеччині та поза її межами заради розвитку демократії, соціально-політичного активізму та взаєморозуміння між різними культурами.

Фундація також надає підтримку мистецтву і культурі, науковим дослідженням та співпраці у сфері розвитку. Фундація керується у своїй діяльності такими фундаментальними політичними цінностями як екологія, демократія, солідарність та ненасильство.

З допомогою міжнародної співпраці з великою кількістю партнерів по проектах (наразі в майже 60 країнах виконуються близько 100 проектів) Фундація намагається зміцнити екологічний та громадський активізм на світовому рівні, поглибити обмін ідеями та досвідом, а також залишатись відкритими до змін.

Співробітництво Фундації Генріха Бьоля із закордонними партнерами в рамках соціально-політичних освітніх програм триває протягом довгого часу. Додаткові важливі інструменти міжнародної співпраці включають програми візитів, які посилюють обмін досвідом та політичні зв'язки, а також початкові та поглиблені навчальні програми для активістів.

Персонал Фундації складається з близько 180 осіб. Існує також коло підтримки з 320 осіб, які надають як фінансову, так і нематеріальну допомогу. Ральф Фюкс і Барбара Унмюсиг складають раду директорів, а доктор Біргіт Лаубах є головним адміністратором фонду.

Ще дві організації, що входять до фундації, займаються освітньою роботою. Це "Зелена академія" та "Феміністичний інститут".

На даний час фонд утримує офіси в США, на арабському Близькому Сході, в Афганістані, Боснії-Герцеговині, Бразилії, Грузії, Індії, Ізраїлі, Камбоджі, Кенії, Лівані, Мексиці, Нігерії, Пакистані, Південній Африці, Польщі, Росії, Сальвадорі, Сербії, Таїланді, Турції, Хорватії, Чехії, та в штаб-квартирі ЄС в Брюсселі. На 2005р. у розпорядженні фонду є майже 36 мільйонів євро з недержавних фондів.

Heinrich Böll Foundation, Hackesche Höfe, Rosenthaler Str. 40/41, D-10178 Berlin, Germany, Tel.: 030-285 340, Fax: 030-285 31 09, E-mail: info@boell.de, Internet: www.boell.de

ЯДЕРНА ЕНЕРГІЯ: МІФ І РЕАЛЬНІСТЬ - Публікація Фондацією Генріха Бьоля шести тематичних досліджень з питань ядерної енергії є внеском у дебати щодо майбутнього ядерної енергії. Публікація співпадає з двадцятою річницею Чорнобильської аварії. Проблемні статті дають найсучасніший огляд недавніх подій і дискусій, які торкаються використання ядерної енергії у глобальному масштабі. Їх метою є надання кваліфікованого аналізу для осіб, які приймають рішення, журналістів, активістів і широкої громадськості.

Серія тематичних досліджень з питань ядерної енергії (Nuclear Issues Paper Series)

Редактор: Felix Christian Matthes

Ядерна енергія: міф і реальність. Політичне резюме (A Political Summary). Автор Г Розенкранц

Небезпеки ядерних реакторів (Nuclear Reactor Hazards). Автор Е. Фроггатт

Ядерний паливний цикл (The Nuclear Fuel Cycle). Автори Й. Кройш, В. Нойман, Д. Аппель, П. Диль

Ядерна енергія і поширення ядерної зброї (Nuclear Energy and Proliferation). Автор О. Нассауер

Економіка ядерної енергетики (The Economics of Nuclear Power). Автор С. Томас

Ядерна енергія і зміна клімату (Nuclear Energy and Climate Change). Автор Ф. Маттес

Спільна публікація з **WISE**

СТАТТІ З ПРОБЛЕМ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГІЇ В ІНТЕРНЕТІ www.boell.de/nuclear