

ДП «ДЕРЖАВНИЙ НАУКОВО-ІНЖЕНЕРНИЙ ЦЕНТР
СИСТЕМ КОНТРОЛЮ ТА АВАРІЙНОГО РЕАГУВАННЯ»
МІНЕНЕРГОВУГІЛЛЯ УКРАЇНИ

ЯДЕРНА ЕНЕРГЕТИКА ТА ДОВКІЛЛЯ

Науково-виробничий журнал

NUCLEAR POWER AND THE ENVIRONMENT

Scientific and Industrial Journal

№ 1 (3), 2014

Виходить 1—4 рази на рік

Заснований у травні 2012 року

Київ — 2014

Науково-виробничий журнал "Ядерна енергетика та докiлля" публiкує науково-дослiднi, iнженерно-технiчнi та експертно-аналiтичнi розробки у сферi радiацiйної фiзики, ядерної, радiацiйної та екологiчної безпеки, радiацiйного матерiалознавства, безпеки та надiйностi ядерно-енергетичних установок, аналітичної та радiацiйної хiмiї, використання нанотехнологiй, IT-технологiй i промислових технологiй та з iнших напрямкiв дослiджень, якi можуть бути використанi для розвитку ядерно-енергетичної галузi, а також iнформує населення щодо результатiв контролю та монiторингу стану докiлля.

У журналі друкуються статті, які є завершеними роботами, що містять нові результати теоретичних та експериментальних досліджень і становлять інтерес для науково-технічних працівників ядерно-енергетичної галузі та широкого кола читачів, які цікавляться ядерною енергетикою та екологічними проблемами докiлля.

Статті приймаються до друку українською, російською та англійською мовами.

ЗАСНОВНИКИ:

ДП «Державний науково-iнженерний центр систем контролю та аварійного реагування» (ДП «ДНЦ СКАР») Мiнерговугiлля України та Українське ядерне товариство (УкрЯТ)

Редакційна колегія:

Головний редактор: *Васильченко В. М.*, канд. техн. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Заступник головного редактора: *Масько О. М.*, канд. хiм. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Вiдповiдальний секретар: *Горбиць Л. В.* (ДП «ДНЦ СКАР»)

Барбаішев С. В., д-р. техн. наук (Українське ядерне товариство)

Бондарьков М. Д., канд. фiз.-мат. наук (ДНДУ «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радiоактивних вiдходiв та радiоекологiї»)

Громов Г. В., канд. техн. наук

Дубковський В. О., д-р техн. наук, професор (Одеський національний полiтехнiчний унiверситет)

Корольов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний полiтехнiчний унiверситет)

Куц В. М., канд. фiз.-мат. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Литвинський Л. Л., д-р фiз.-мат. наук (ТОВ «АЕСКАР»)

Маслов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний полiтехнiчний унiверситет)

Наслюдов І. М., академік НАНУ, д-р фiз.-мат. наук (ННЦ «ХФТГ» НАНУ)

Новосолов Г. М., канд. фiз.-мат. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Носовський А. В., д-р техн. наук, професор (ДП «ДНЦ ЯРБ»)

Печериця О. В., канд. техн. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Протасов О. О., д-р біол. наук, професор (ДУ «Інститут гiдробіологiї НАН України»)

Пуртов О. А., канд. фiз.-мат. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Пшеничний В. А., канд. фiз.-мат. наук (ДП «ДНЦ СКАР»)

Пишико Г. М., д-р хiм. наук (ДУ «Інститут колоїдної хiмiї та хiмiї води ім. А. В. Думанського НАН України»)

Сандул Г. О., канд. фiз.-мат. наук

Сiмонов І. М., канд. техн. наук

Харченко В. С., д-р техн. наук, професор (Національний аерокосмічний унiверситет ім. М. Є. Жуковського «Харківський авіаційний інститут»)

Ястребенцький М. О., д-р техн. наук, професор (ДП «ДНЦ ЯРБ»)

Адреса редакції:

Державний науково-iнженерний центр

систем контролю та аварійного реагування

проспект Героїв Сталінграду, 64/56

м. Київ, 04213

Тел./факс: (380-44) 411-92-70

Електронна адреса: npe@dnic.kiev.ua

<http://dnic.com.ua>

Editor's address:

State Scientific Engineering Center

of Control Systems and Emergency Response

Geroiv Stalingrady, 64/56

Kyiv, 04213, Ukraine

Tel./fax: (380-44) 411-92-70

E-mail: npe@dnic.kiev.ua

<http://dnic.com.ua>

Друкується за постановою науково-технічної ради ДП «ДНЦ СКАР» (№ 7 від 10.06.2014)

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації

Серія КВ № 18914-7704пр від 06.05.2012

ЗМІСТ

CONTENTS

Васильченко В. М., Масько О. М., Пуртов О. А. Оновлення концепції зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України	4	Vasylchenko V., Masko O., Purtov O. Updating of Decommissioning Conception of operating NPP's in Ukraine	4
Васильченко В. М., Масько О. М., Новосолов Г. М. Основні положення «Концепції поводження з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 та продуктами його переробки, що повертаються в Україну»	11	Vasylchenko V., Masko O., Novosolov G. The main positions of the "Concept for managing spent nuclear fuel of VVER-1000 and products of its reprocessing which are to be returned to Ukraine"	11
Ольховик Ю. О., Корчагін П. О. Щодо вибору в'язучих матеріалів для цементування кубового залишку АЕС з реакторами ВВЕР	20	Olkhovyk Yu., Korchagyn P. The choice of binding materials for cementing the evaporation residues from VVER Units	20
Ольховик Ю. А. Балансовая оценка формирования остеклованных высокоактивных отходов при переработке отработанного ядерного топлива ВВЭР-440 Ровенской АЭС	24	Olkhovyk Yu. Balance evaluation for the formation of vitrified high level waste at VVER-440 Rivne NPP spent fuel reprocessing	24
Андриевский В. З., Васильченко В. Н., Жигалов Я. А., Сандул Г. А. Некоторые особенности эксплуатации системы "контейнер+радиоактивные отходы" для хранения и захоронения долгосуществующих радиоактивных отходов	28	Andryevsky V., Vasylchenko V., Zhygalov I., Sandul G. Some features of the operation of a system "container + radio-active waste" for storage/disposal of long-lived radioactive waste	28
Беляев В. В., Волкова Е. Н. Моделирование процессов самоочищения водных масс от радиоактивных веществ	34	Belyaev V., Volkova E. Modeling of processes of water masses autopurification from radioactive substances	34
Тимченко В. М., Тимченко О. В., Гуляева О. А. Эколого-гидродинамическая характеристика водоёма-охладителя Хмельницкой АЭС	39	Timchenko V., Timchenko O., Huliaieva O. Ecological-hydrodynamic characteristics of the cooling pond at Khmelnytsky nuclear power plant	39
Рязанов В. В. Применение метода производящего функционала к задачам распространения радионуклидов	44	Ryazanov V. Application of the generating functional method to the radionuclides expansion problem	44
Деревянко О. В. О выявлении скрытых факторов, требующих превентивного срабатывания специализированной системы подпитки водных сред оборудования ядерных энергетических установок	48	Derevyanko O. Clarification of the latent factors that require preventive action of specialized feedwater system of NPP's equipment	48
Azarov S. I., Taranovski O. V., Sydorenko V. L. Modeling of physical-chemical processes inside the Sarcophagus	53	Azarov S., Taranovski O., Sydorenko V. Modeling of physical-chemical processes inside the Sarcophagus	53
Гончарук В. В., Пшинко Г. Н., Пузырная Л. Н., Масько А. Н. Матрицы для иммобилизации солей радиоактивных кубовых остатков	64	Goncharuk V., Pshinko G., Puzyrnaya L., Masko A. Matrixes for immobilization of radioactive salts liquid waste residue	64
Афанасьев С. А. Важный биотический компонент техно-экосистем АЭС и ТЭС (Рецензия на книгу: Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС / А. А. Протасов, А. А. Силаева)	70	Afanasiev S. An important biotic component of technical and ecological systems of NPP and TPP (Book Review: Contour grouping of hydrobionts in the TPP and NPP techno- and ecosystems / A. A. Protasov, A. A. Silaeva)	70

УДК 621.039

*В. М. Васильченко, О. М. Масько, О. А. Пуртов**ДП «Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування»
(ДП «ДНІЦ СКАР») Міненерговугілля України, м. Київ*

ОБНОВЛЕННЯ КОНЦЕПЦІЇ ЗНЯТТЯ З ЕКСПЛУАТАЦІЇ ДІЮЧИХ АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЙ УКРАЇНИ

Розглянуто основні положення оновленої Концепції зняття з експлуатації діючих АЕС України. Наведено результати аналізу концептуальних рішень, який базується на розгляді шістьох можливих сценаріїв розвитку ядерно-енергетичного комплексу, що відповідають 15- та 20-річним термінам продовження експлуатації енергоблоків, а також результати стратегічного планування і довгострокового прогнозу діяльності із зняття з експлуатації діючих АЕС України для двох основних варіантів зняття з експлуатації енергоблоків АЕС — відкладений демонтаж і невідкладний демонтаж. Представлено порівняльні оцінки витрат на зняття з експлуатації енергоблоків з реакторами типу ВВЕР-440 і ВВЕР-1000 за діючою та оновленою Концепцією.

Ключові слова: оновлена концепція зняття з експлуатації, АЕС, ВВЕР-440, ВВЕР-1000, довгостроковий прогноз зняття з експлуатації, оцінки витрат на зняття з експлуатації, продовження ресурсу.

Введені в експлуатацію наприкінці 70-х років минулого століття енергоблоки №№ 1, 2 Рівненської АЕС та №№ 1, 2 Южно-Української АЕС з реакторами типу ВВЕР вже підійшли до вичерпання проектного ресурсу. Але поки що проекти, які визначають порядок зняття їх з експлуатації (ЗЕ), відсутні. Водночас закордонний та вітчизняний досвід (на прикладі продовження на 20 років терміну експлуатації енергоблоків №№ 1, 2 Рівненської АЕС) свідчить про ефективність продовження ресурсу енергоблоків з економічної точки зору. Тому завдання з реконструкції, модернізації та продовження ресурсу енергоблоків АЕС, а також проведення робіт з підготовки до ЗЕ енергоблоків після вичерпання проектного (або продовженого) ресурсу є актуальними. У рамках оновленої «Енергетичної стратегії України на період до 2030 року» [1] розроблено найімовірніші сценарії розвитку ядерної енергетики, за якими, зокрема, передбачається продовження експлуатації енергоблоків АЕС України на 10—20 років.

Заходи щодо зняття з експлуатації АЕС, а також щодо захоронення експлуатаційних радіоактивних відходів (РАВ) та РАВ, які утворюються в процесі ЗЕ, потребують великих фінансових ресурсів. На даний час вже визначено основні підходи до ЗЕ енергоблоків діючих АЕС України та розпочато формування фінансового резерву на ЗЕ й сплату екологічного податку на захоронення РАВ.

Проект оновленого галузевого документа «Концепція зняття з експлуатації діючих АЕС України» (далі — Концепція) підтверджує основні концептуальні рішення щодо зняття з експлуатації та містить результати оновленого стратегічного планування і довгострокового прогнозу діяльності із ЗЕ діючих АЕС України, а також оновлені фінансові оцінки витрат на ЗЕ.

ПРИЗНАЧЕННЯ ТА СФЕРА ЗАСТОСУВАННЯ КОНЦЕПЦІЇ

Концепція є галузевим нормативним документом, що в концептуальній формі відображає основні аспекти діяльності щодо ЗЕ, кількість стадій ЗЕ, основні положення стратегії ЗЕ та обґрунтовано відповідає на основне запитання: яким саме буде кінцевий стан енергоблоків АЕС України після зняття з експлуатації? [2].

Концепція охоплює діяльність із ЗЕ діючих енергоблоків АЕС України: Запорізької (ЗАЕС), Рівненської (РАЕС), Хмельницької (ХАЕС) та Южно-Української (ЮУАЕС).

Період часу, аналізований в Концепції, становить 90 років. Наведені в оновленій Концепції фінансові оцінки обчислено за цінами базового 2012 року, курс долару США взято рівним 7,993 грн/\$ на 31.12.2012 (у попередній Концепції від 2004 року базовим був 2002 рік, курс долару США — 5,35 грн/\$).

СЦЕНАРІЇ РОЗВИТКУ ЯДЕРНОЇ ЕНЕРГЕТИКИ УКРАЇНИ

За вихідними проектами, термін експлуатації діючих енергоблоків з реакторними установками (РУ) типу ВВЕР-440, ВВЕР-1000 становить 30 років. Цей термін для РУ водо-водяного типу під тиском встановлювався на підставі суттєво консервативних оцінок, на рівні знань та експлуатаційного досвіду 70—80-х років минулого століття. Проте сьогоденні оцінки та світова практика свідчать про потенційну можливість продовження безпечної експлуатації таких РУ у понадпроектні терміни.

У 2010 та 2011 роках вичерпалися проектні терміни експлуатації енергоблоків №№ 1, 2 РАЕС загальною потужністю 0,835 ГВт; прийнято рішення

про продовження їх експлуатації на 20 років. У 2013—2019 роках закінчуються проектні терміни експлуатації 10 енергоблоків загальною потужністю 10 ГВт, а в 2025 році — ще одного енергоблоку потужністю 1 ГВт.

Ключовими напрямками стратегічного планування, які визначають основну відмінність можливих сценаріїв розвитку ядерно-енергетичного комплексу (ЯЕК) на період до 2030 року і подальшу перспективу, є продовження терміну експлуатації діючих АЕС та перспективне будівництво в ядерній енергетиці.

Виходячи з попередніх оцінок стану енергоблоків АЕС та світового досвіду експлуатації аналогічних РУ, згідно із стратегічним плануванням розвитку ядерної енергетики України, в оновленій Концепції розглядаються шість сценаріїв розвитку ЯЕК:

- три сценарії з продовженням експлуатації енергоблоків на 15 років за межами 30-річного терміну, передбаченого вихідними проектами, згідно з діючою «Енергетичною стратегією України на період до 2030 року» [6];

- три сценарії з продовженням експлуатації енергоблоків на 20 років за межами 30-річного терміну, передбаченого вихідними проектами, згідно з проектом «Оновлення Енергетичної стратегії України до 2030 року», представленим Міністерством енергетики України у 2013 році [1].

До 2030 року плануються спорудження та введення в експлуатацію нових ядерних енергоблоків сукупною встановленою потужністю (ВП):

- 2 ГВт (енергоблоки №№ 3, 4 ХАЕС [3]) — за песимістичним сценарієм розвитку енергетики України;

- 5 ГВт (енергоблоки №№ 3, 4 ХАЕС [3] та два три енергоблоки на нових майданчиках) — за базовим сценарієм розвитку енергетики України;

- 7 ГВт (енергоблоки №№ 3, 4 ХАЕС [3] та три—п'ять енергоблоків на нових майданчиках) — за оптимістичним сценарієм розвитку енергетики України;

- початок спорудження нових ядерних енергоблоків на заміну енергоблоків, які будуть виведені з експлуатації після 2030 року.

Плануються також роботи з підготовки діючих енергоблоків до зняття з експлуатації після завершення додаткового періоду їх експлуатації.

СТРАТЕГІЯ ЗНЯТТЯ З ЕКСПЛУАТАЦІЇ АЕС УКРАЇНИ

Зняття з експлуатації енергоблоку АЕС — етап життєвого циклу ядерної установки, який починається після завершення вироблення електроенергії та обумовлюється закінченням призначеного терміну експлуатації або рішенням про дострокове припинення експлуатації енергоблоку [4].

У процесі експлуатації АЕС України експлуатуюча організація провадить підготовку до зняття з експлуатації — комплекс організаційно-технічних заходів на етапі життєвого циклу ядерної установки (ЯУ) «експлуатація», потрібних для планування майбутнього зняття з експлуатації, що охоплює розробку концепції ЗЕ, комплексне інженерно-радіаційне обстеження (КІРО) енергоблоків, створення системи інформаційного забезпечення ЗЕ, організацію інфраструктури для передавання РАВ у власність держави.

Метою ЗЕ є досягнення умов щодо забезпечення повторного використання території, на якій розташовано енергоблок АЕС. Із зняттям з експлуатації енергоблоку досягається повне або обмежене звільнення від регулюючого контролю його території [4].

Варіанти зняття з експлуатації АЕС. Нормативний документ [5] визначає такі стадії ЗЕ ЯУ: припинення експлуатації, остаточне закриття, консервація, витримка і демонтаж. Стадії консервації і витримки не є обов'язковими. Відповідно до вимог [5], можливими є два варіанти (сценарії) ЗЕ окремого ядерного енергоблоку, які відповідають міжнародній практиці та рекомендаціям МАГАТЕ: невідкладний демонтаж та відкладений демонтаж [6, 7].

Обов'язковими є стадії, пов'язані з повним видаленням свіжого і відпрацьованого ядерного палива з енергоблоку АЕС, а також видаленням радіоактивних та інших небезпечних матеріалів і відходів, що накопичені за час експлуатації енергоблоку АЕС; демонтажем конструкцій, систем та елементів; видаленням з енергоблоку радіоактивних та інших небезпечних матеріалів і відходів ЗЕ.

На першій стадії зняття з експлуатації (стадії припинення експлуатації) допускається проведення дезактивації та демонтажу конструкцій, систем та елементів, а також інших робіт, якщо це не впливає на безпеку і не призводить до погіршення радіаційної обстановки в приміщеннях і на території енергоблоку АЕС. Доцільність таких робіт обґрунтовується в проекті зняття з експлуатації енергоблоку АЕС.

Роботи на етапі життєвого циклу «зняття з експлуатації ЯУ» здійснюються на підставі відповідної ліцензії, виданої Держатомрегулюванням України. До отримання ліцензії допускаються: вивантаження з активної зони відпрацьованого ядерного палива (ВЯП) і його переміщення в басейни витримки (БВ) та зовнішні сховища; поводження з РАВ і радіоактивними матеріалами; видалення робочих середовищ; дезактивація обладнання. Ці роботи можуть виконуватися в рамках ліцензії на етап життєвого циклу «експлуатація ЯУ» та відповідно до вимог технологічного регламенту безпечної експлуатації.

Тривалість стадії припинення експлуатації може становити 5—8 років і визначається, головним чином, терміном витримки ВЯП у БВ (не менш

5 років) та часом, необхідним для видалення ВЯП із БВ. У подальших оцінках тривалість цієї стадії прийнята рівною 6 рокам.

Кінцевий стан енергоблока після завершення стадії припинення експлуатації визначається тим, що він є ядерно-безпечним, з нього вилучено ВЯП, а радіоактивні речовини локалізовано в межах захисних бар'єрів або у сховищах РАВ, розташованих на території енергоблока чи на майданчику АЕС, або передано на захоронення спеціалізованим підприємствам із поводження з РАВ.

Після повного видалення ядерного палива з енергоблока подальша діяльність із зняття з експлуатації АЕС (або енергоблока) провадиться на підставі загальних положень безпеки, які встановлені для об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами [4].

На стадії *остаточного закриття* стан енергоблока має бути таким, щоб унеможлиблювалося його використання з метою, для якої енергоблок був побудований. Тривалість стадії остаточного закриття може становити від 4 до 6 років, залежно від технічної підготовленості та наявності достатніх фінансових, матеріальних і кадрових ресурсів. У подальших оцінках тривалість цієї стадії прийнята рівною 4 рокам.

Кінцевий стан енергоблока після завершення стадії остаточного закриття характеризується тим, що: а) радіоактивні речовини локалізовано в межах захисних бар'єрів чи у сховищах РАВ, розташованих на території енергоблока чи на майданчику АЕС, або передано на захоронення спеціалізованим підприємствам із поводження з РАВ; б) ряд систем і елементів енергоблока, які не планується використовувати на наступних стадіях ЗЕ, демонтовано, що унеможлиблює використання енергоблока АЕС з метою, для якої він був побудований.

Стадія консервації реалізується тільки за варіантом відкладеного демонтажу. Мета цієї стадії — надання енергоблоку такого стану, що відповідає безпечному зберіганню протягом визначеного періоду радіоактивних речовин, які розташовані в його межах [5]. Тривалість консервації може становити від 3 до 5 років, залежно від технічної підготовленості, наявності достатніх фінансових, матеріальних і кадрових ресурсів. У подальших оцінках тривалість цієї стадії прийнята рівною 3 рокам.

Кінцевий стан енергоблока після завершення стадії консервації характеризується тим, що: а) радіоактивні речовини локалізовано в межах захисних бар'єрів чи у сховищах РАВ, розташованих на території енергоблока чи на майданчику АЕС, або передано на захоронення спеціалізованим підприємствам із поводження з РАВ; б) системи та елементи енергоблока АЕС, функціонування яких необхідне для безпечного зберігання розташованих у його межах радіоактивних речовин, є працездатними.

Стадія витримки реалізується тільки за варіантом відкладеного демонтажу. Мета стадії — підтримка енергоблока в законсервованому стані, що відповідає безпечному зберіганню розташованих у ньому джерел іонізуючого випромінювання, для зменшення активності внаслідок природного радіоактивного розпаду радіоактивних речовин [5].

Тривалість витримки визначається оптимальним співвідношенням двох протилежно діючих факторів: а) зниження активності радіоактивних матеріалів внаслідок природного радіоактивного розпаду та б) старіння будівельних конструкцій і елементів енергоблока, вичерпання ресурсу систем і устаткування, що використовуються на стадії витримки та (або) можуть використовуватися на стадії демонтажу.

За результатами аналізу, різке зниження радіоактивності припиниться через 25—35 років після остаточної зупинки енергоблока. У разі завершення стадії витримки пізніше, ніж через 40—50 років після остаточної зупинки, виникне потреба в заміні або капітальному ремонті всіх функціонуючих систем і обладнання. Виходячи з цього, оптимальна тривалість стадії витримки дорівнює 30—35 рокам. У подальших оцінках тривалість цієї стадії прийнята рівною 30 рокам. Остаточне рішення про тривалість стадії витримки у разі вибору варіанта відкладеного демонтажу має бути обґрунтованим у проекті ЗЕ енергоблока і може бути уточненим у проекті реалізації стадії витримки.

Оскільки *стадія демонтажу* є заключною стадією ЗЕ, її мета збігається з метою ЗЕ в цілому — досягнення умов, які дадуть змогу забезпечити повторне використання території енергоблока.

Тривалість стадії демонтажу, залежно від технічної підготовленості й достатності фінансових, матеріальних і кадрових ресурсів, може становити 8—10 років і 12—14 років відповідно за варіантами відкладеного і невідкладного демонтажу. У подальших оцінках тривалість цієї стадії прийнята рівною 9 і 12 рокам, відповідно.

У табл. 1 наведено тривалість стадій ЗЕ енергоблоків за варіантами ЗЕ з відкладеним та невідкладним демонтажем для діючої (Концепція-2004 [9]) та оновленої Концепції (Концепція-2013) ЗЕ АЕС.

Таблиця 1. Тривалість стадій ЗЕ, років, з відкладеним та невідкладним демонтажем ВВЕР-440 і ВВЕР-1000

Стадія ЗЕ	Концепція-2004		Концепція-2013	
	Відкладений демонтаж	Невідкладний демонтаж	Відкладений демонтаж	Невідкладний демонтаж
Припинення експлуатації	4	4	6	6
Остаточне закриття	5	5	4	4
Консервація	4	0	3	0
Витримка	30	0	30	0
Демонтаж	9	13	9	12
Загальна тривалість ЗЕ	52	22	52	22

Оцінка вартості ЗЕ енергоблоків типу ВВЕР. Витрати на окремих стадіях ЗЕ енергоблоків оцінювались на основі експертної та міжнародної оцінки обсягів і тривалості робіт із ЗЕ [10, 11] за методами, аналогічними наведеним у [9, 12].

Оцінку прогнозованих витрат виконано відповідно до [12] з розподілом за елементами: прямі матеріальні витрати (ПМВ); прямі витрати на оплату праці (ПВОП); інші прямі витрати (ІПВ); загальновиробничі витрати (ЗВВ).

Витрати на розроблення проекту ЗЕ енергоблока типу ВВЕР, млн грн, становлять: ПМВ — 0,0; ПВОП — 0,0; ІПВ — 0,0; ЗВВ — 29,5; разом — 29,5.

Оцінки витрат на ЗЕ енергоблока типу ВВЕР-440 з відкладеним і невідкладним демон-

тажем наведено в табл. 2, типу ВВЕР-1000 — в табл. 3 та 4.

Зведену інформацію з оцінки трудовитрат, середньорічної чисельності задіяного персоналу і сторонніх фахівців та вартості виконання стадій ЗЕ для двох розглянутих варіантів ЗЕ енергоблоків з реакторами типу ВВЕР-440 і ВВЕР-1000 станом на 31.12.2012 наведено в табл. 5.

Отримані в процесі розробки Концепції оцінки питомої вартості ЗЕ енергоблоків типу ВВЕР та заховорення РАВ ЗЕ відповідають сучасним міжнародним оцінкам питомих витрат на ЗЕ. Огляд результатів оцінок витрат на ЗЕ енергоблоків та заховорення РАВ ЗЕ в країнах з розвинутою ядерною енергетикою наведено в [13].

Таблиця 2. Витрати на ЗЕ енергоблока ВВЕР-440 з відкладеним (у чисельнику) та невідкладним (у знаменнику) демонтажем, млн грн

Стадії ЗЕ	Тривалість, років	ПМВ	ПВОП	ІПВ	ЗВВ	Разом
Припинення експлуатації	6/6	113,8/113,8	99,3/99,3	36,5/36,5	337,7/337,7	587,3/587,3
Остаточне закриття	4/4	48,0/48,0	53,0/53,0	19,5/19,5	226,6/226,6	347,2/347,2
Консервація	3/0	55,5/0,0	45,1/0,0	16,6/0,0	195,9/0,0	313,0/0,0
Витримка	30/0	41,0/0,0	67,2/0,0	24,7/0,0	341,9/0,0	474,9/0,0
Демонтаж	9/12	77,1/143,6	73,8/105,4	27,2/38,8	402,4/586,5	580,5/874,4
Всього	52/22	335,3/305,4	338,5/257,8	124,6/94,9	1504,5/1150,8	2303,0/1808,8

Таблиця 3. Витрати на ЗЕ ВВЕР-1000/В-302, 338 з відкладеним (у чисельнику) та невідкладним (у знаменнику) демонтажем, млн грн

Стадії ЗЕ	Тривалість, років	ПМВ	ПВОП	ІПВ	ЗВВ	Разом
Припинення експлуатації	6/6	166,2/166,2	154,0/154,0	56,7/56,7	413,4/413,4	790,3*/790,3
Остаточне закриття	4/4	79,4/79,4	71,3/71,3	26,2/26,2	266,2/266,2	443,0*/443,0
Консервація	3/0	89,8/0,0	51,9/0,0	19,1/0,0	221,5/0,0	382,4*/0,0
Витримка	30/0	58,9/0,0	73,2/0,0	26,9/0,0	431,4/0,0	590,3*/0,0
Демонтаж	9/12	141,0/252,5	84,1/119,1	30,9/43,8	473,0/680,6	729,1*/1096,0
Всього	52/22	535,4/498,0	434,4/344,3	159,9/126,7	1805,5/1360,2	2935,1*/2329,3

* Для ЮУАЕС-1 з тривалістю стадії витримки 20 років — 2745,3 млн грн, для ЮУАЕС-2 з тривалістю стадії витримки 27 років — 2877,7 млн грн.

Таблиця 4. Витрати на ЗЕ ВВЕР-1000/В-320 з відкладеним (у чисельнику) та невідкладним (у знаменнику) демонтажем, млн грн

Стадії ЗЕ	Тривалість, років	ПМВ	ПВОП	ІПВ	ЗВВ	Разом
Припинення експлуатації	6/6	166,2/166,2	154,0/154,0	56,7/56,7	413,4/413,4	790,3*/790,3
Остаточне закриття	4/4	79,2/79,2	71,3/71,3	26,2/26,2	266,2/266,2	442,9*/442,9
Консервація	3/0	89,7/0,0	51,9/0,0	19,1/0,0	221,5/0,0	382,2*/0,0
Витримка	30/0	58,9/0,0	73,2/0,0	26,9/0,0	431,4/0,0	590,3*/0,0
Демонтаж	9/12	140,7/252,0	84,1/119,1	30,9/43,8	473,0/680,6	728,7*/1095,5
Всього	52/22	534,7/497,4	434,4/344,3	159,9/126,7	1805,5/1360,2	2934,5*/2328,7

* Для ЮУАЕС-3 з тривалістю стадії витримки 31 рік — 2953,0 млн грн, для ХАЕС-2 з тривалістю стадії витримки 23 роки — 2804,5 млн грн.

Таблиця 5. Оцінка трудових і фінансових витрат на ЗЕ енергоблоків з реакторами типу ВВЕР-440 і ВВЕР-1000 (станом на 31.12.2012) за варіантами відкладеного (у чисельнику) та невідкладного (у знаменнику) демонтажу

Тип РУ	Тривалість, років	Трудовитрати, людино-років	Повні витрати		Питомі витрати (на 1 МВт ВП)	
			млн грн	млн \$	млн грн	млн \$
ВВЕР-440	52/22	7069/5444	2303,0/1808,3	288,1/226,3	5,52/4,33	0,69/0,54
ВВЕР-1000	52/22	8142/6418	2934,5/2328,7	367,1/291,3	2,93/2,33	0,37/0,29

Прогноз витрат коштів на реалізацію заходів, пов'язаних із ЗЕ АЕС. Остаточна зупинка останнього з енергоблоків, які зараз експлуатуються на діючих АЕС, прогнозується не пізніше 2045 року, а завершення ЗЕ — не пізніше 2067 року для короткотривалішого варіанта невідкладного демонтажу і не пізніше 2097 року — для відкладеного демонтажу. Аналізований період витрат коштів на реалізацію заходів, пов'язаних із ЗЕ АЕС, охоплює період до 2100 року.

Прогноз щорічних витрат на реалізацію заходів, пов'язаних із ЗЕ АЕС України, для двох сценаріїв продовження експлуатації енергоблоків (на 15 та 20 років) за варіантом відкладеного демонтажу енергоблоків наведений на рис. 1, за варіантом невідкладного демонтажу — на рис. 2. Для обох сценаріїв продовження експлуатації енергоблоків за варіантом відкладеного демонтажу прогнозується два чітко виражених максимуми витрат на ЗЕ, перший з яких (2035—2040 роки) відповідає початку ЗЕ енергоблоків, що експлуатуються сьогодні на діючих АЕС України.

Розрахунок щорічних відрахувань на зняття з експлуатації АЕС до фінансового резерву для зняття з експлуатації ядерних установок. Правові та організаційні засади фінансового забезпечення діяльності із ЗЕ визначені Законом України «Про впорядкування питань, пов'язаних із забезпеченням ядерної безпеки» [8] та Постановою Кабінету Міністрів України «Питання створення, накопичення та використання фінансового резерву для зняття з експлуатації ядерних установок» [14, 15].

Щорічні відрахування для накопичення коштів на ЗЕ діючих АЕС України розраховано згідно з вимогами [14, 15] (табл. 6).

Починаючи з 2005 року, щорічно ДП «НАЕК «Енергоатом»» перераховує 283,4 млн грн на спеціальний рахунок у Держказначействі для накопичення коштів фінансового резерву (обсяг відрахувань визначено діючою Концепцією зняття з експлуатації енергоблоків АЕС України [9]). На 31.12.2012 до фінансового резерву від ДП «НАЕК «Енергоатом»» надійшло близько 1,61 млрд грн.

Починаючи з 2015 року, планується оновити обсяг відрахувань на ЗЕ АЕС України відповідно до фінансових оцінок оновленої «Концепції зняття з експлуатації енергоблоків АЕС України».

Таблиця 6. Оцінка щорічних відрахувань для накопичення коштів на ЗЕ діючих АЕС України, млн грн, за варіантами відкладеного (у чисельнику) та невідкладного (у знаменнику) демонтажу

Продовження експлуатації	Щорічні відрахування на ЗЕ		Загалом буде накопичено на ЗЕ АЕС
	постійні	зменшувані	
15 років	893,6/937,5	644,1/739,5	42381,3/33891,6
20 років	785,4/810,2	582,6/649,6	42381,3/33891,6

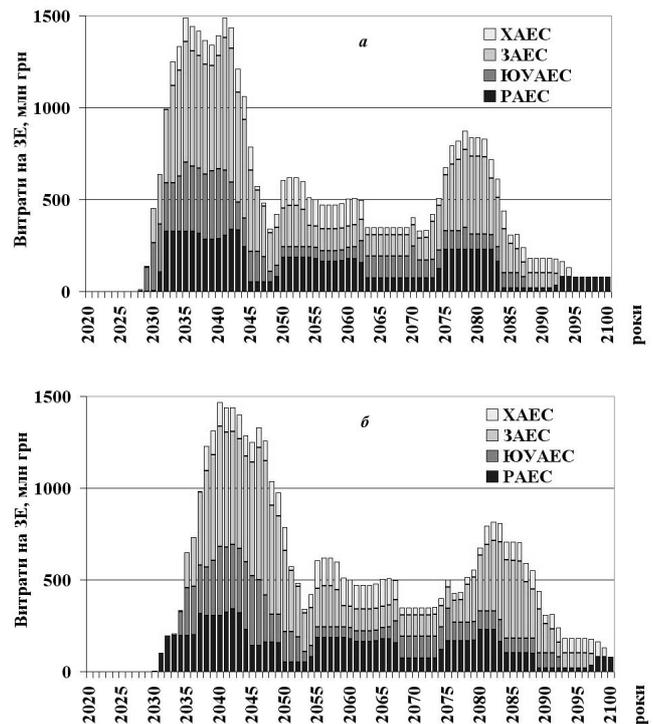


Рис. 1. Динаміка щорічних витрат на ЗЕ діючих енергоблоків АЕС (станом на 31.12.2012 р.), варіант відкладеного демонтажу:
а — продовження експлуатації на 15 років;
б — продовження експлуатації на 20 років

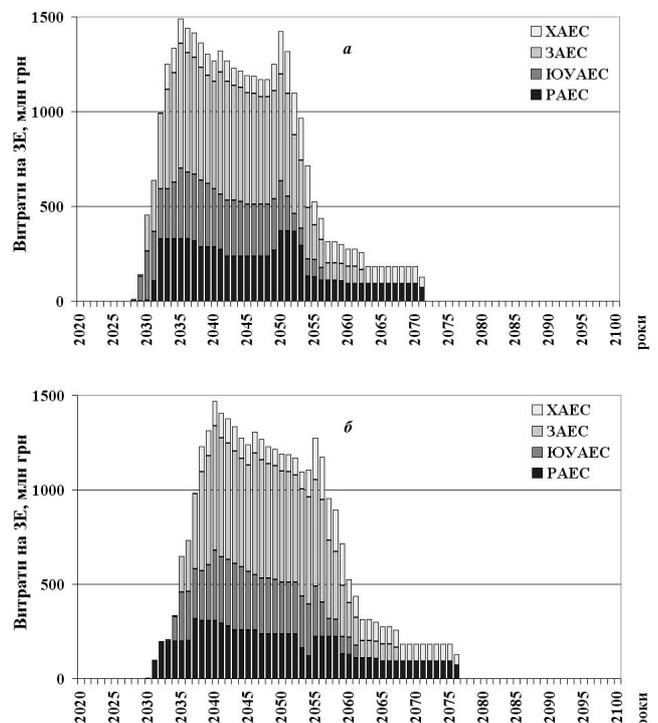


Рис. 2. Динаміка щорічних витрат на ЗЕ діючих енергоблоків АЕС (станом на 31.12.2012 р.), варіант невідкладного демонтажу:
а — продовження експлуатації на 15 років;
б — продовження експлуатації на 20 років

Сплата екологічного податку за утворення РАВ. У 2008 році Законом України «Про внесення змін у деякі закони України щодо поводження з РАВ» [16] створено Фонд поводження з РАВ. Щорічно ДП «НАЕК «Енергоатом»» сплачує екологічний податок за утворені РАВ в розмірі близько 625 млн грн.

Відповідно до ст. 4 Закону України «Про поводження з радіоактивними відходами» [17], держава гарантує прийняття без додаткової оплати всього обсягу РАВ, утворених протягом провадження діяльності суб'єктом, який виробляє відходи та сплачує збір за забруднення довілля.

Із 01.01.2011 порядок відрахувань регулюється Податковим кодексом України [18]. Діюча законодавча база не відрізняє РАВ за періодами та джерелами їх утворення (експлуатаційні РАВ, РАВ від ЗЕ або РАВ від переробки ВЯП) та встановлює норматив збору на основі показників поточного виробництва електричної енергії на АЕС, а також обсягів РАВ, накопичених до 01.04.2009 [18].

Накопичення коштів на захоронення експлуатаційних РАВ, РАВ від ЗЕ та РАВ від переробки ВЯП енергоблоків діючих АЕС має здійснюватись у складі загальних платежів оператора АЕС України до остаточної зупинки останнього з діючих енергоблоків (з урахуванням продовження терміну його експлуатації).

Головна функція ДП «НАЕК «Енергоатом»» у цьому питанні — підготовка РАВ до передавання на захоронення. Законодавство обмежує термін зберігання РАВ у пристанційних сховищах та зобов'язує оператора АЕС передавати їх на захоронення спеціалізованим підприємствам із поводження з радіоактивними відходами.

Висновки

1. В оновленій Концепції наведено результати аналізу ЗЕ діючих АЕС України, який базується на розгляді шістьох можливих сценаріїв розвитку ЯЕК, що відповідають двом різним термінам продовження експлуатації ядерних енергоблоків — на 15 років та 20 років у понадпроектний 30-річний період.

2. На основі аналізу світового досвіду, міжнародних рекомендацій і вимог чинного законодавства визначено два можливі варіанти ЗЕ ядерних енергоблоків діючих АЕС — відкладений демонтаж і невідкладний демонтаж, які близькі за рівнем прийнятності при відносній перевазі варіанта відкладеного демонтажу.

3. За результатами порівняльного аналізу варіантом ЗЕ діючих ядерних енергоблоків АЕС України, якому віддається перевага, є варіант *відкладеного демонтажу енергоблоків АЕС з витримкою 30 років*, тому він може бути взятий за основу для побудови оптимальної стратегії ЗЕ.

4. Оновлена оцінка розмірів щорічних відрахувань, що відповідають *відкладеному демонтажу* та рівномірному накопиченню коштів на ЗЕ в разі продовження експлуатації енергоблоків на *20 років*, становить *785,4 млн грн* станом на 31.12.2012, або 3,61 % вартості електроенергії (21751,9 млн грн/рік з ПДВ), виробленої АЕС і відпущеної експлуатуючою організацією на оптовий ринок електричної енергії України в базовому 2012 році.

5. Розмір щорічних відрахувань для сплати екологічного податку до Фонду РАВ за утворення радіоактивних відходів на АЕС (станом на 2012 рік) становить 625 млн грн, або 2,87 % вартості електроенергії, виробленої АЕС і відпущеної експлуатуючою організацією на оптовий ринок електричної енергії України у базовому 2012 році.

Список використаної літератури

1. Оновлення Енергетичної стратегії України на період до 2030 року: Проект. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : http://mpe.kmu.gov.ua/fuel/control/uk/publish/article?art_id=222022&cat_id=104126
2. *СОУ НАЕК 015:2012*. Зняття АЕС з експлуатації. Вимоги до змісту концепції зняття з експлуатації АЕС. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : http://www.energoatom.kiev.ua/ua/actvts/decomission/23595-dyalnst_dp_naek_energoatom_schodo_pdgotovki_do_znyattya_z_ekspluatatsiy_dyuchih_aes_ukrani/
3. Про розміщення, проектування та будівництво енергоблоків № 3 і 4 Хмельницької атомної електричної станції : Закон України від 6.09.2012, № 5217-VI // Відомості Верховної Ради України. — 2013. — № 42. — Ст. 583.
4. *НП 306.2.141-2008*. Загальні положення безпеки атомних станцій (ЗПБ АС-2008) // К. : Державний комітет ядерного регулювання України, 2008. — 62 с.
5. *НП 306.2.02/1.004-98*. Загальні положення забезпечення безпеки при знятті з експлуатації атомних електростанцій і дослідницьких ядерних реакторів // Офіційний вісник України. — 1998. — № 4. — Ст. 196.
6. Зняття з експлуатації АЕС і дослідницьких реакторів. — Відень : МАГАТЕ, 1999. — 44 с. — (Серія стандартів безпеки МАГАТЕ. Керівництво з безпеки, WS-G-2.1).
7. Policies and strategies for the decommissioning of nuclear and radiological facilities. — Vienna : International Atomic Energy Agency, 2011. — (IAEA Nuclear Energy Series NW-G-2.1). [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/8659/Policies-and-Strategies-for-the-Decommissioning-of-Nuclear-and-Radiological-Facilities>
8. Про впорядкування питань, пов'язаних із забезпеченням ядерної безпеки : Закон України від 24.06.2004, № 1868-15 // Відомості Верховної Ради України. — 2004. — № 46. — Ст. 511.

9. Концепція зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України : Затвердж. наказом Мінпалив-енерго від 12.05.2004 № 249. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon.nau.ua/doc/?uid=1151.1211.0>
10. *IAEA-TECDOC-1084*. Review of selected cost drivers for decision on continued operation of older nuclear reactors : Safety upgrades, lifetime extension, decommissioning. — Vienna : IAEA, 1999. — 132 p.
11. *IAEA-TECDOC-1322*. Decommissioning costs of WWER-440 nuclear power plants. — Vienna : IAEA, 2002. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://www-pub.iaea.org/books/IAEABooks/6673/Decommissioning-Costs-of-WWER-440-Nuclear-Power-Plants>
12. Концепция снятия с эксплуатации энергоблоков Ровенской АЭС : Затвердж. ДП «НАЕК «Енергоатом» 07.10.2008, переглянута версія. — К. : ДНІЦ СКАР, 2013. — (191-10-П-СНР и ПЭ).
13. *Литвинський Л. Л.* Сучасні тенденції оцінок витрат на зняття з експлуатації енергоблоків АЕС / Л. Л. Литвинський, Ю. М. Лобач // Ядерні та радіаційні технології. — 2003. — Т. 3, № 3. — С. 4—15.
14. Питання створення, накопичення та використання фінансового резерву для зняття з експлуатації ядерних установок : Постанова Кабінету Міністрів України від 27.04.2006 № 594. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : http://kodeksy.com.ua/norm_akt/source-%D0%9A%D0%9C%D0%A3/type-%D0%9F%D0%BE%D1%81%D1%82%D0%B0%D0%BD%D0%BE%D0%B2%D0%B0/594-2006-%D0%BF-27.04.2006.htm
15. Про затвердження Порядку спрямування Міністерством палива та енергетики коштів фінансового резерву на придбання державних цінних паперів : Постанова Кабінету Міністрів України від 17.02.2010 № 207 // Офіційний вісник України. — 2010. — № 15. — Ст. 703.
16. Про внесення змін до деяких законів України щодо поводження з РАВ : Закон України від 17.09.2008 № 515-VI // Відомості Верховної Ради України. — 2008. — № 52. — Ст. 394.
17. Про поводження з радіоактивними відходами : Закон України від 30.06.1995, № 255/95-ВР // Відомості Верховної Ради України. — 1995. — № 27. — Ст. 198.
18. «Податковий кодекс України» від 02.12.2010 № 2755-VI // Відомості Верховної Ради України. — 2011. — № 13. — Ст. 112.

Отримано 12.12.2013

УДК 621.039

*В. М. Васильченко, О. М. Масько, Г. М. Новосьолов**ДП «Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування (ДП «ДНІЦ СКАР»)»
Мінерговулля України, м. Київ*

ОСНОВНІ ПОЛОЖЕННЯ «КОНЦЕПЦІЇ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДПРАЦЬОВАНИМ ЯДЕРНИМ ПАЛИВОМ ВВЕР-1000 ТА ПРОДУКТАМИ ЙОГО ПЕРЕРОБКИ, ЩО ПОВЕРТАЮТЬСЯ В УКРАЇНУ»

Наведено огляд основних положень «Концепції поведінки з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 і продуктами його переробки, що повертаються в Україну». Розглянуто концептуальні рішення та можливі сценарії поведінки з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) реакторів ВВЕР-1000 та продуктами його переробки, які відповідають чинним нормативно-правовим актам та програмним документам України в сфері використання ядерної енергії. Для базового сценарію поведінки з ВЯП ВВЕР-1000, відправленим на переробку до Російської Федерації, виконано прогнози обсягів напрацювання цінних продуктів переробки (ЦПП) та радіоактивних відходів (РАВ) від переробки ВЯП, які мають бути повернуті до України, оцінено витрати на їх перевезення та передавання на захоронення. Розглянуто перспективи поведінки з ЦПП ВЯП та вибрано оптимальний варіант, який дасть змогу вже найближчим часом використати ЦПП для виготовлення ядерного палива та виробництва електроенергії на АЕС України.

Ключові слова: атомна електростанція, водо-водяний енергетичний реактор ВВЕР-1000, відпрацьоване ядерне паливо, цінні продукти переробки, радіоактивні відходи.

Утворення відпрацьованого ядерного палива є невід'ємним результатом виробництва електроенергії на атомних електростанціях. Закладені у вихідних проектах українських АЕС технічні рішення щодо поведінки з ВЯП засновано на концепції ядерно-паливного циклу, прийнятій у колишньому СРСР. Для реакторів типу ВВЕР цією концепцією передбачався сценарій замкненого ядерно-паливного циклу, за яким ВЯП підлягає вивезенню з АЕС на радіохімічну переробку, щоб виділити для подальшого використання цінні продукти, що містяться у ВЯП (уран та плутоній), а також розподілити за активністю продукти поділу урану та кондиціонувати радіоактивні відходи, що підлягають захороненню.

На даний час відпрацьовані тепловидільні збірки (ВТВЗ) ВВЕР-440 українських АЕС переробляються на ВО «Маяк» (РФ), а ВТВЗ ВВЕР-1000 Южно-Української, Рівненської та Хмельницької АЕС тимчасово зберігаються на ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» (РФ). ВТВЗ ВВЕР-1000 Запорізької АЕС зберігаються в станційному сховищі сухого типу. Переробка ВТВЗ ВВЕР-1000, відправлених на ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат», планується після 2020 року. В Україні також продовжується підготовка до будівництва централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива (ЦСВЯП) реакторних установок Южно-Української, Рівненської та Хмельницької АЕС.

Водночас існують певні невизначеності щодо економічної виправданості та ефективності наявної в Україні практики поведінки з ВЯП, які зумовили потребу в додаткових дослідженнях,

актуалізації оцінки наявного та майбутнього ресурсу для виготовлення ядерного палива реакторів нових поколінь. Саме на основі зазначених досліджень розроблено галузевий нормативний документ «Концепція поведінки з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 та продуктами його переробки, що повертаються в Україну» (далі — Концепція), в якому запропоновано основні концептуальні рішення щодо поведінки з ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС і продуктами його переробки.

ПРИЗНАЧЕННЯ ТА СФЕРА ЗАСТОСУВАННЯ КОНЦЕПЦІЇ

Концепція є документом галузевого рівня, що визначає основні концептуальні рішення з поведінки з ВЯП ВВЕР-1000 і продуктами його переробки, які повертаються до України.

Концепція містить результати аналізу та довгострокового прогнозу діяльності щодо поведінки з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 діючих АЕС України (Запорізької, Рівненської, Хмельницької та Южно-Української) та з продуктами переробки ВЯП цих енергоблоків, а також можливої діяльності щодо поведінки з ВЯП інших енергоблоків АЕС України в разі їх спорудження до 2030 року.

У Концепції розглядається поведінка з усіма обсягами ВЯП ВВЕР-1000, що утворилися та утворюватимуться на діючих, нових і заміщуваних енергоблоках АЕС, які вводитимуться в експлуатацію в рамках реалізації «Енергетичної стратегії України до 2030 року» [1—3].

Головною метою діяльності щодо поводження з ВЯП ВВЕР-1000 і продуктами його переробки є вирішення відповідної частини проблем завершальної стадії ядерно-паливного циклу, яке протягом планованого періоду та в подальшій перспективі не призведе до втрати конкурентоспроможності ядерно-енергетичним комплексом України в цілому.

Стратегічне планування діяльності щодо поводження з ВЯП ВВЕР-1000 та продуктами його переробки в Концепції виконано на основі положень Енергетичної стратегії [1—3]. Період часу, який аналізується в Концепції, визначений до 2030 року та відповідає терміну дії «Енергетичної стратегії України на період до 2030 року» [1—3].

Положення Концепції поширюються на діяльність усіх підприємств енергетичної галузі, що беруть участь у поводженні з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 і продуктами його переробки, які повертаються до України.

ВАРІАНТИ І СЦЕНАРІЇ ПОВОДЖЕННЯ З ВЯП ВВЕР-1000 АЕС УКРАЇНИ ТА ПРОДУКТАМИ ЙОГО ПЕРЕРОБКИ

Вихідні положення Концепції. Весь обсяг ВЯП ВВЕР-1000, поводження з яким розглядається в Концепції, умовно поділяється на три види (рис. 1):

- ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000 ЗАЕС, що направляється на тимчасове зберігання в СВЯП ЗАЕС;
- ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС, що відправлене, відправляється та відправлятиметься на тимчасове зберігання та подальшу переробку до Російської Федерації на ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» (до введення в експлуатацію ЦСВЯП);
- ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС, ЮУАЕС, що планується направляти на довгострокове зберігання в ЦСВЯП (орієнтовно з 2018 року).

Згідно з положеннями «Енергетичної стратегії України на період до 2030 року» [1] та Плану заходів з її реалізації передбачено [2]:

- реалізацію для ВЯП АЕС України так званого відкладеного рішення — тривале (50 років і більше) зберігання ВЯП з подальшим визначенням та ухваленням остаточного рішення щодо його переробки або захоронення;

- забезпечення безпечної експлуатації пристанційного сховища ВЯП «сухого» типу на Запорізькій АЕС (ЗСВЯП);

- створення та введення в експлуатацію централізованого сховища «сухого» типу для ВЯП реакторів ВВЕР-440 та ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС, а також ВЯП нових ядерних енергоблоків [4, 5].

У «Стратегії розвитку атомної енергетики Росії в першій половині двадцять першого століття» [6] зазначено, що переробку основної маси опроміненого ядерного палива доцільно відкласти до початку серійного будівництва реакторів нового покоління. У зв'язку з цим введення в експлуатацію заводу регенерації палива РП-2 відкладено до 2020 року.

Отже, можливий термін початку переробки ВТВЗ реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, вивезених до РФ, — 2020 рік; відповідно, повернення РАВ та цінних продуктів від переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС може розпочатись не раніше 2021 року.

Беручи до уваги, що для ВЯП АЕС України реалізовуватиметься стратегія відкладеного рішення, після спорудження ЦСВЯП принципово можливим стане варіант повернення на територію України без переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000, яке було раніше вивезено до РФ.

Враховуючи поточну ситуацію із створенням ЦСВЯП, можлива затримка з його спорудженням та введенням в експлуатацію орієнтовно до 2018 року.

Варіанти поводження з ВЯП ВВЕР-1000. Принципову схему організації поводження з різними видами ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС у межах терміну стратегічного планування наведено на рис. 1.

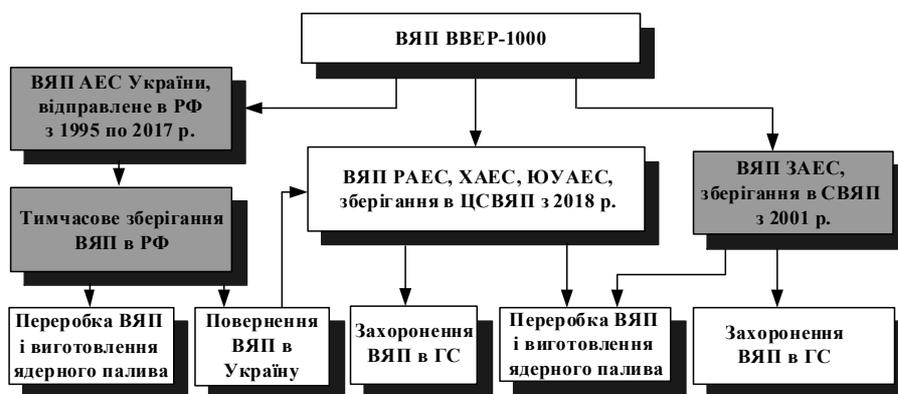


Рис. 1. Принципова схема можливих варіантів поводження з ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000 АЕС України (виділено види діяльності щодо поводження з ВЯП, які реалізуються на даний час; ГС — геологічне сховище ВЯП)

Виходячи з основних завдань та визначальних умов поводження з ВЯП енергоблоків ВВЕР діючих АЕС України, а також з урахуванням міжнародної практики відмови від захоронення на своїй території РАВ іноземного походження, можливими варіантами поводження з відпрацьованим паливом є такі:

варіант 1 — використання діючої схеми поводження з ВЯП в повному обсязі: тривале зберігання ВЯП наявних енергоблоків типу ВВЕР-440 та ВВЕР-1000 за межами України (крім ВЯП енергоблоків Запорізької АЕС, що зберігатиметься у пристанційному ЗСВЯП) з подальшою переробкою ВЯП за межами України та повернення до України цінних продуктів переробки для подальшого використання та високоактивних відходів (ВАВ) від переробки ВЯП для захоронення;

варіант 2 — часткова зміна діючої схеми: тривале зберігання та переробка ВЯП наявних енергоблоків типу ВВЕР-440 за межами України, зберігання ВЯП енергоблоків типу ВВЕР-1000 у СВЯП, створених на території України, з подальшим захороненням в Україні або (в разі прийняття відповідного рішення) подальша переробка ВЯП (в Україні або за її межами) та захоронення в Україні ВАВ від переробки ВЯП;

варіант 3 — повна зміна діючої схеми: тривале зберігання ВЯП наявних енергоблоків типу ВВЕР-440 та ВВЕР-1000 у СВЯП, створених на території

України, і його подальше захоронення в Україні або (в разі прийняття відповідного рішення) подальша переробка ВЯП (в Україні або за її межами) та захоронення в Україні ВАВ від переробки ВЯП.

До введення в експлуатацію на території України ЦСВЯП, відпрацьоване ядерне паливо ВВЕР РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС за варіантами 2, 3 має вивозитися за межі України лише в мінімально необхідних обсягах, обумовлених максимально допустимим заповненням басейнів витримки ВЯП на АЕС. При цьому за всіма варіантами 1—3 відпрацьоване ядерне паливо, вивезене до Російської Федерації до введення в експлуатацію ЦСВЯП на території України, підлягає тривалому зберіганню й переробці в порядку, передбаченому чинними контрактами з РФ.

У подальшому вибір варіанта поводження з ВЯП наявних енергоблоків ВВЕР має базуватися на висновках прогнозно-оптимізаційного аналізу за співвідношенням «витрати — користь» та переглядатися в разі суттєвих змін на ринку відповідних послуг.

Сценарій поводження з ВЯП ВВЕР-1000 та продуктами його переробки (рис. 2). Відповідно до наведених вище вихідних положень Концепції та аналізу можливих варіантів поводження з ВЯП та продуктами його переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000 в рамках терміну стратегічного планування ймовірними є два сценарії.

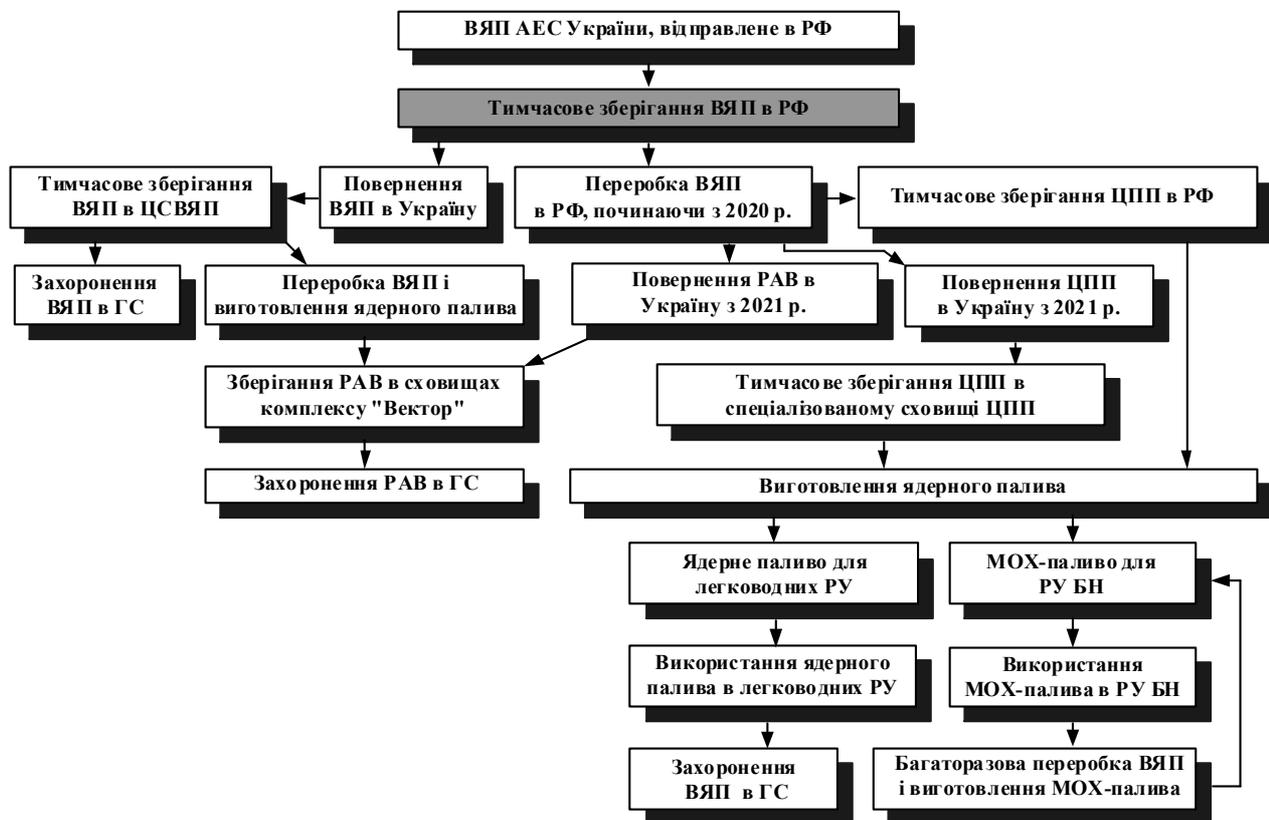


Рис. 2. Сценарії поводження з ВЯП ВВЕР-1000, відправленим на переробку до Російської Федерації (виділено види діяльності щодо поводження з ВЯП, які реалізуються на даний час)

Сценарій 1 (базовий). Сценарій 1 повністю відповідає положенням чинних нормативно-правових актів та зобов'язанням української сторони, які передбачені контрактом між ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» і ДП НАЕК «Енергоатом» щодо тривалого зберігання та подальшої переробки ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000, вивезеного до РФ, і тому розглядається в Концепції як базовий.

Поводження з ВЯП ВВЕР-1000 за базовим сценарієм передбачає:

- ВЯП реакторів ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС до введення в експлуатацію ЦСВЯП направлятиметься до РФ на тимчасове зберігання. Після введення в експлуатацію ЦСВЯП (орієнтовно 2018 року) все ВЯП реакторів типу ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС направлятиметься на тимчасове зберігання в ЦСВЯП;

- ВЯП реакторів ЗАЕС направлятиметься на тимчасове зберігання до ЗСВЯП;

- відправлене до РФ ВЯП тимчасово зберігатиметься у сховищах заводу РП-2 ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» (орієнтовно до 2021 року). Починаючи з 2021 року на заводі РП-2 здійснюватиметься переробка ВЯП, а також подальше тимчасове зберігання РАВ і цінних продуктів переробки ВЯП до передавання їх до України;

- у подальшій перспективі (після 2030 року) потенційно можливим також є використання ВЯП реакторів ВВЕР для виготовлення палива реакторів CANDU у разі прийняття рішення про їх будівництво в Україні;

- рішення щодо переробки або прямого захоронення ВЯП, яке зберігається в Україні, прийматиметься після тривалого зберігання ВЯП.

Поводження з продуктами переробки ВЯП ВВЕР-1000:

- після переробки в РФ ВЯП ВВЕР-1000 радіоактивні відходи і цінні продукти переробки ВЯП будуть повернені до України для тимчасового зберігання;

- в Україні здійснюватиметься тимчасове зберігання РАВ до передавання їх на захоронення; ЦПП ВЯП зберігатимуться в спеціалізованому сховищі;

- у подальшому, в разі розвитку відповідних технологій, ЦПП можуть бути використані для виготовлення уран-оксидного та МОХ-палива для легководних реакторів (ВВЕР) або МОХ-палива для реакторів на швидких нейтронах (БН).

Поводження з ВЯП перспективних ядерних енергетичних установок (ЯЕУ):

- ВЯП направлятиметься до ЦСВЯП на тимчасове зберігання. Рішення щодо його переробки або прямого захоронення прийматиметься після тривалого зберігання ВЯП;

- у разі прийняття відповідного рішення, ВЯП направлятиметься на переробку, а ЦПП використовуватимуться для виготовлення уран-оксидного або МОХ-палива.

Сценарій 2 (інформаційний). Сценарій 2 розглядає можливість відмови від переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000, вивезеного до РФ, та повернення ВЯП до України після введення в експлуатацію ЦСВЯП.

Поводження з ВЯП ВВЕР-1000 за сценарієм 2 передбачає:

- ВЯП реакторів ВВЕР-1000 РАЕС, ХАЕС та ЮУАЕС направлятиметься до РФ на технологічну витримку та переробку;

- ВЯП реакторів ЗАЕС направлятиметься на тимчасове зберігання до ЗСВЯП;

- після введення в експлуатацію ЦСВЯП (орієнтовно 2018 року) прийматиметься рішення про відмову від переробки ВЯП; ВЯП, що перебуває на технологічній витримці в РФ, повертатиметься до України для зберігання в ЦСВЯП;

- у подальшій перспективі (після 2030 року) потенційно можливим також є використання ВЯП реакторів ВВЕР для виготовлення палива реакторів CANDU у разі прийняття рішення про їх будівництво в Україні;

- остаточне рішення щодо переробки або прямого захоронення ВЯП прийматиметься після тривалого зберігання в ЦСВЯП.

Поводження з ВЯП перспективних ЯЕУ:

- після витримки в приреакторних басейнах ВЯП направлятиметься в ЦСВЯП на тимчасове зберігання;

- рішення щодо переробки або прямого захоронення ВЯП прийматиметься після його тривалого зберігання в ЦСВЯП;

- у разі прийняття відповідного рішення, ВЯП направлятиметься на переробку, а цінні продукти переробки ВЯП використовуватимуться для виготовлення уран-оксидного або МОХ-палива для легководних реакторів (ВВЕР) або МОХ-палива для реакторів на швидких нейтронах (БН);

- РАВ від переробки ВЯП направлятимуться на тимчасове зберігання в спеціалізованому сховищі до передавання їх на захоронення.

Коментарі:

1. Реалізація сценарію 2 потребує зміни попередніх домовленостей з РФ щодо переробки ВЯП ВВЕР-1000 та перегляду Контракту між ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» і ДП НАЕК «Енергоатом» щодо технологічного зберігання й переробки відпрацьованого ядерного палива реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС.

2. Сценарій 2 є неприйнятним з економічної точки зору, оскільки його реалізація призведе до втрати 1,4 млрд дол. США, витрачених на відправку ВЯП ВВЕР-1000 на тимчасове зберігання та подальшу переробку ВЯП на ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат».

3. Для повернення ВЯП ВВЕР-1000 до України потрібно буде додатково витратити близько 270 млн дол. США на вилучення ВЯП зі сховища ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат», його кондиціонування, контейнеризацію, подальше перевезення до України і розміщення в ЦСВЯП.

ПРОГНОЗ НАПРАЦЮВАННЯ ЦІННИХ ПРОДУКТІВ ТА РАВ ВІД ПЕРЕРОБКИ ВЯП ЗА БАЗОВИМ СЦЕНАРИЄМ

Прогноз обсягів напрацювання ЦПП та РАВ від переробки ВЯП виконано на підставі даних про фактичну відправку ВЯП ВВЕР-1000 діючих АЕС України на переробку до Російської Федерації у 1995—2012 роках [7, 8] та даних про питомих утворення ЦПП та РАВ у процесі переробки ВЯП [9]. При цьому припускалося, що:

- переробка ВЯП ВВЕР-1000 в РФ розпочнеться 2020 року, тобто після введення в промислову експлуатацію переробних потужностей на заводі РП-2 «Гірничо-хімічний комбінат» [9];
- щорічний обсяг переробки ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС — 500 т важкого металу (загальна потужність заводу регенерації палива РП-2 складатиме 1500 т/рік ВЯП);
- повернення РАВ від переробки ВЯП в Україну розпочнеться 2021 року.

Прогноз обсягів напрацювання цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000 наросуваною сумою за базовим сценарієм наведено в табл. 1.

За прогнозом, ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС буде перероблене у РФ до 2027 року. Сумарна кількість ЦПП ВЯП ВВЕР-1000 в разі реалізації базового сценарію становитиме: закису-окису урану — 2 847 т; змішаних оксидів U, Pu та Np — 115,3 т.

Для приймання та тимчасового зберігання ЦПП ВЯП, вивезеного до РФ за чинними контрактами, до 2021 року необхідно збудувати та ввести в експлуатацію спеціалізоване сховище ЦПП з необхідною інфраструктурою. Сховище має забезпечити зберігання близько 3000 т ЦПП. Можливим місцем розміщення сховища ЦПП є проммайданчик заводу з виробництва ядерного палива Державного концерну «Ядерне паливо» поблизу смт. Смоліно Кіровоградської обл.

Альтернативою спорудження в Україні сховища для зберігання ЦПП ВЯП може бути їх тимчасове зберігання на підприємствах з переробки ВЯП у РФ за додатковими контрактами.

Прогноз обсягів напрацювання РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 наросуваною сумою для базового сценарію наведено в табл. 2.

Таблиця 1. Прогноз напрацювання цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000

Рік	Напрацювання ЦПП, т	
	Закис-окис урану	Змішані оксиди урану, плутонію, непуцію
2021	525	21
2022	1050	42
2023	1575	63
2024	2100	84
2025	2625	105
2026	2847	115,3

Таблиця 2. Прогноз напрацювання РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000

Рік	Напрацювання РАВ, м ³		
	Оскловані ВАВ	Тверді ВАВ	Отверджені САВ
2020	42	8	1000
2021	84	16	2000
2022	126	24	3000
2023	168	32	4000
2024	210	40	5000
2025	227,8	42,5	5532

За прогнозом, сумарна кількість РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 в разі реалізації базового сценарію становитиме: осклованих ВАВ — 227,8 м³; твердих ВАВ — 42,5 м³; отверджених середньо-активних відходів (САВ) — 5 532 м³.

Для приймання та тимчасового зберігання ВАВ та САВ від переробки ВЯП, вивезеного до РФ за чинними контрактами, можливим та доцільним є використання інфраструктури комплексу «Вектор» ДСП «Централізоване підприємство з переробки радіоактивних відходів» (ЦППРВ) ДК УкрДО «Радон» МНС України з відповідною модернізацією та спорудженням додаткових елементів (за потреби).

Згідно із «Загальнодержавною цільовою екологічною програмою поводження з РАВ на 2008—2017 роки» [10], на майданчику ЦППРВ має бути збудовано сховище для довгострокового (до 100 років) зберігання ВАВ та САВ від переробки в РФ ВЯП ВВЕР українських АЕС. Введення в експлуатацію цього сховища прогнозується в четвертому кварталі 2017 року.

ПРОГНОЗ ВИТРАТ НА ПЕРЕДАВАННЯ РАВ НА ЗАХОРОНЕННЯ ТА НА ПЕРЕВЕЗЕННЯ РАВ ВІД ПЕРЕРОБКИ ВЯП

Витрати на передавання РАВ на захоронення.

Оцінка вартості захоронення РАВ від переробки ВЯП проводилася згідно з консервативним підходом: на момент повернення РАВ на територію України мають бути накопичені кошти, достатні для передавання ВАВ на захоронення.

Сховища (репозиторії) для захоронення САВ і ВАВ у стабільних геологічних формаціях, як це вимагається законодавством [11], на сьогодні в Україні відсутні. Відсутні також технічні вимоги (критерії) приймання та методики визначення цін та тарифів за приймання САВ і ВАВ на захоронення. Тому витрати на захоронення РАВ оцінювались виходячи з наявної інформації щодо цін та тарифів у країнах з розвиненою ядерною енергетикою (табл. 3). Через відсутність негативних сейсмологічних факторів на території України, а також істотно нижчий рівень заробітної плати в Україні в базовому 2012 році порівняно з аналізованими країнами (ЄС, США), для розрахунків

Таблиця 3. Світові цінові характеристики захоронення 1 м³ РАВ, тис. дол. США

Категорія РАВ	ЄС	Франція	США	РФ	Середні світові ціни	Україна (прийняте значення)
НАВ	2—6		3,3—7,8			1
САВ	10—70		9,5—16			10
ВАВ	400—1400	300		400	400—1000	400

Таблиця 4. Прогноз витрат на передавання на захоронення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000, млн дол. США

Стаття витрат	Рік					
	2021	2022	2023	2024	2025	2026
Річні витрати для осклованих ВАВ	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8	7,1
Нарощуваною сумою за роками	16,8	33,6	50,4	67,2	84,0	91,1
Річні витрати для твердих ВАВ	3,2	3,2	3,2	3,2	3,2	1,0
Нарощуваною сумою за роками	3,2	6,4	9,6	12,8	16,0	17,0
Річні витрати для отверджених САВ	10,0	10,0	10,0	10,0	10,0	5,3
Нарощуваною сумою за роками	10,0	20,0	30,0	40,0	50,0	55,3
Сумарні річні витрати для РАВ	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	13,4
Нарощуваною сумою за роками	29,0	58,0	87,0	116,0	145,0	158,4

використовувалися цінові характеристики, аналогічні прийнятим в [13, 14], що відповідають нижній межі світових цін (табл. 3).

Оцінену динаміку витрат на передавання спеціалізованому підприємству ДК УкрДО «Радон» МНС України на довгострокове зберігання та захоронення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 АЕС України до РФ на ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» для базового сценарію наведено в табл. 4 та на рис. 3.

Прогнозовані загальні витрати на передавання спеціалізованому підприємству ДК УкрДО «Радон» МНС України на довгострокове зберігання та захоронення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 АЕС України у Російській Федерації становлять 158,4 млн дол. США.

Витрати на перевезення РАВ. У процесі виконання оцінок витрат на перевезення РАВ від переробки ВЯП РАВ із РФ до України питома вартість перевезення визначалася виходячи з аналізу наявних даних про вартість перевезення ВЯП [14]. Оцінені значення питомої вартості перевезення 1 м³ РАВ від переробки ВЯП з РФ до України, прийняті для прогнозів, становлять, тис. дол. США: для осклованих ВАВ — 30; твердих ВАВ — 30; отверджених САВ — 3.

Оцінену динаміку витрат на перевезення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 з РФ до України для базового сценарію наведено в табл. 5 та на рис. 4.

Прогнозовані загальні витрати на перевезення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС з РФ до України становлять 24,7 млн дол. США.

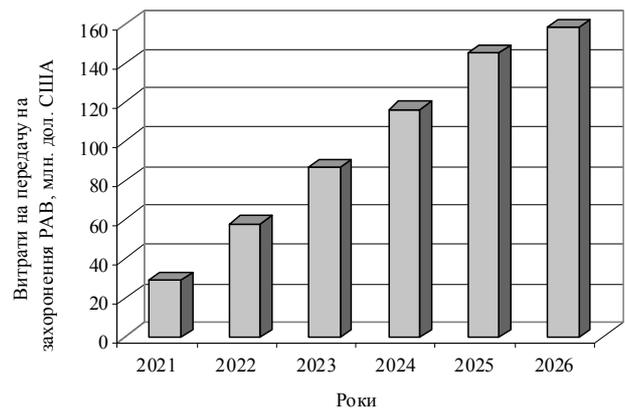


Рис. 3. Динаміка сумарних витрат на передавання на захоронення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 АЕС України до РФ, нарощуваною сумою за роками

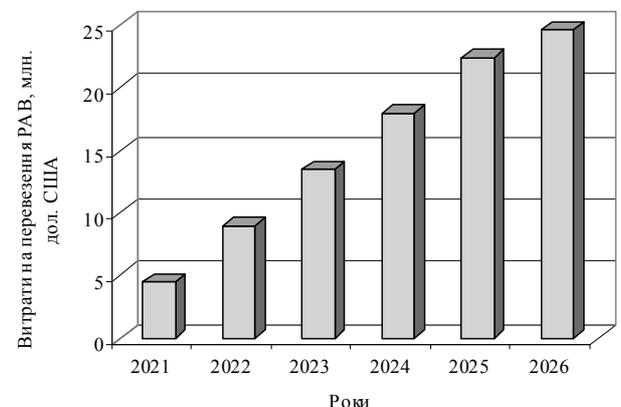


Рис. 4. Динаміка сумарних витрат на перевезення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 з РФ до України, нарощуваною сумою за роками

Таблиця 5. Прогноз витрат на перевезення РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 з РФ до України, млн дол. США

Стаття витрат	Рік					
	2021	2022	2023	2024	2025	2026
Річні витрати для осклованих ВАВ	1,26	1,26	1,26	1,26	1,26	0,53
Нарощуваною сумою за роками	1,26	2,52	3,78	5,04	6,30	6,83
Річні витрати для твердих ВАВ	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,07
Нарощуваною сумою за роками	0,24	0,48	0,72	0,96	1,20	1,27
Річні витрати для отверджених САВ	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	1,6
Нарощуваною сумою за роками	3,0	6,0	9,0	12,0	15,0	16,6
Сумарні річні витрати для РАВ	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	2,2
Нарощуваною сумою за роками	4,5	9,0	13,5	18,0	22,5	24,7

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ЦІННИХ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ВЯП

Варіанти використання цінних продуктів переробки ВЯП (рис. 5). Найбільш імовірними є три варіанти використання цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000.

Варіант 1. Зберігання ЦПП:

- із 2021 року на заводі РП-2 здійснюватиметься переробка ВЯП, а також подальше тимчасове зберігання цінних продуктів переробки ВЯП;
- із 2022 року цінні продукти переробки ВЯП повертатимуться до України для тимчасового зберігання в спеціалізованому сховищі ЦПП;
- у подальшій перспективі (після 2030 року), у разі розвитку відповідних технологій, ЦПП використовуватимуться для виготовлення уран-оксидного та МОХ-палива для легководних реакторів (ВВЕР), МОХ-палива для реакторів

на швидких нейтронах (БН) або уран-оксидного палива для реакторів CANDU у разі прийняття рішення про будівництво реакторів БН та CANDU в Україні.

Необхідною умовою для реалізації цього сценарію є будівництво в Україні до 2021 року спеціалізованого сховища для тимчасового зберігання ЦПП з потрібною інфраструктурою. Сховище має забезпечити зберігання до 3000 т ЦПП від переробки ВЯП до їх використання.

Варіант 2. Експорт ЦПП:

- із 2021 року на заводі РП-2 здійснюватиметься переробка ВЯП, а також подальше тимчасове зберігання цінних продуктів переробки ВЯП;
- із 2022 року цінні продукти переробки ВЯП експортуватимуться до РФ або в інші країни;
- отримані кошти використовуватимуться для закупівлі свіжого ядерного палива або оплати інших послуг з поводження з ВЯП.

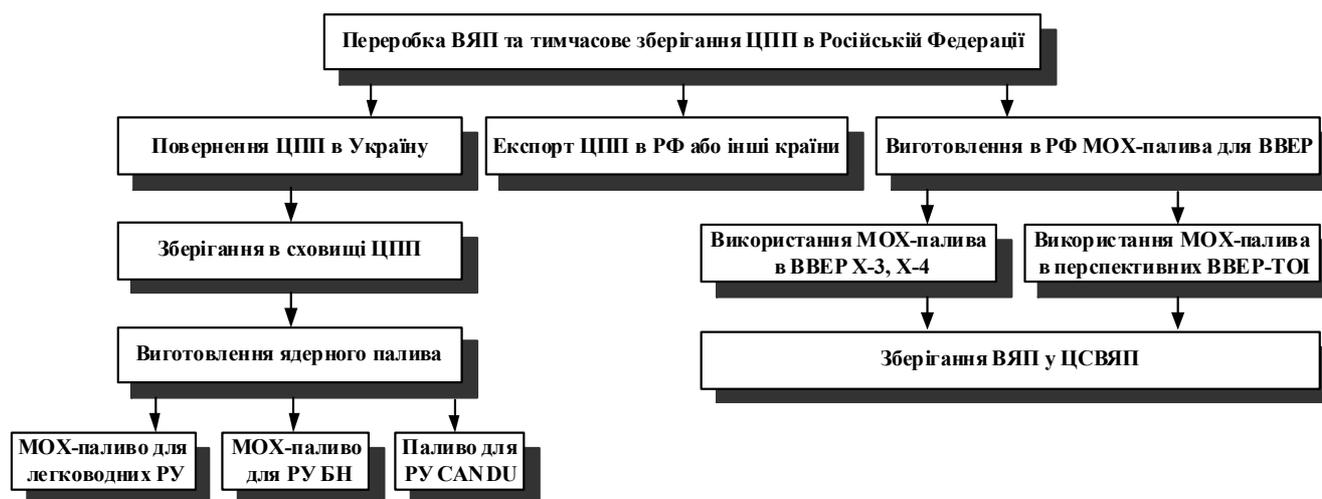


Рис. 5. Принципова схема можливих варіантів використання ЦПП переробки ВЯП ВВЕР-1000, відправленого на переробку до РФ

Варіант 3. Виготовлення ядерного палива з ЦПП:

- із 2021 року на заводі РП-2 здійснюватиметься переробка ВЯП, а також подальше тимчасове зберігання цінних продуктів переробки ВЯП;

- із 2022 року змішані оксиди U, Pu та Np (115,3 т) та частина закису-окису урану (836 т) використовуватимуться для виготовлення МОХ-палива для реакторів ВВЕР-1000 енергоблоків № 3 та № 4 ХАЕС або перспективних реакторів ВВЕР-ТОІ у разі прийняття рішення про будівництво цих реакторів в Україні;

- залишок закису-окису урану (2011 т) направлятиметься на зберігання в спеціалізованому сховищі ЦПП в Україні або використовуватиметься для виготовлення палива реакторів CANDU у разі прийняття рішення про їх будівництво в Україні.

Реалізація варіанта 3 визначена в Концепції найбільш оптимальною, оскільки він дасть змогу вже найближчим часом використати ЦПП для виготовлення ядерного палива та виробництва електроенергії на АЕС України.

ФІНАНСОВЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ РЕАЛІЗАЦІЇ КОНЦЕПЦІЇ

Фінансування заходів щодо реалізації Концепції передбачається з таких джерел: державний бюджет; кошти виробників електроенергії; інвестиції; кошти створених фондів.

Відповідно до положень чинного законодавства витрати на поводження з ВЯП та цінними продуктами і РАВ від переробки ВЯП до передавання їх на захоронення є експлуатаційними витратами експлуатуючої організації АЕС та мають бути включені до тарифу на генерацію електроенергії.

Кошти на передавання РАВ від переробки ВЯП на захоронення мають накопичуватися в Державному фонді поводження з радіоактивними відходами [12]. Відрахування до фонду мають бути включені до тарифу експлуатуючої організації на генерацію електроенергії. Додатковим джерелом фінансування заходів із захоронення РАВ від переробки ВЯП можуть бути кошти міжнародної допомоги та інші джерела, не заборонені законодавством.

Конкретні механізми фінансування діяльності щодо поводження з цінними продуктами і РАВ від переробки ВЯП мають бути визначені в програмі (програмах) реалізації заходів Концепції.

Висновки

1. Стратегічне планування діяльності щодо поводження з ВЯП ВВЕР-1000 та продуктами його переробки в Концепції виконано на основі положень Енергетичної стратегії [1—3].

2. У Концепції розглянуто два основних сценарії поводження з ВЯП ВВЕР-1000 та продуктами його переробки. Сценарій 1 (базовий) відповідає положенням чинних нормативно-правових актів та зобов'язанням української сторони, передбаченим чинним контрактом з ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» (РФ) щодо тривалого зберігання та подальшої переробки ВЯП енергоблоків ВВЕР-1000, вивезеного до РФ.

3. Сценарій 2 (інформаційний) розглядає можливість відмови від переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000, вивезеного до РФ, та повернення ВЯП до України після спорудження ЦСВЯП (орієнтовно у 2018 році). Реалізація цього сценарію потребує зміни попередніх домовленостей з РФ щодо переробки ВЯП ВВЕР-1000 та визнана неприйнятною з економічної точки зору.

4. Для базового сценарію виконано прогноз обсягів напрацювання ЦПП та РАВ від переробки ВЯП, які мають бути повернуті до України, та оцінка витрат на перевезення до України та передавання на захоронення РАВ від переробки ВЯП.

5. У перспективі протягом терміну дії Концепції можливі три основні варіанти використання цінних продуктів переробки ВЯП: зберігання ЦПП; експорт ЦПП; виготовлення ядерного палива з ЦПП.

Найбільш оптимальним у Концепції визначено третій варіант, оскільки він дасть змогу вже найближчим часом використати ЦПП для виготовлення ядерного палива та виробництва електроенергії на АЕС України.

Список використаної літератури

1. Енергетична стратегія України на період до 2013 року : Затвердж. розпорядженням КМ України від 15.03.2006 №145. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/145-2006-p>
2. План заходів на 2006—2010 роки щодо реалізації Енергетичної стратегії : Затвердж. розпорядженням Кабінету Міністрів України від 27.07.2006 № 436-р. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/436-2006-%D1%80>
3. Оновлення Енергетичної стратегії України на період до 2030 року : Проект документу для громадських обговорень. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://mre.kmu.gov.ua/fuel/doccatalog/document?id=222032>
4. Технично-экономическое обоснование инвестиций строительства централизованного хранилища отработавшего ядерного топлива реакторов ВВЭР АЭС Украины. — К. : ОАО «Киевэнергопроект», 2006.
5. Про поводження з відпрацьованим ядерним паливом щодо розміщення, проектування та будівництва централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива реакторів типу ВВЕР вітчизняних атомних електростанцій»: Закон України від 09.02.2012

- № 4384-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 2012. — № 40. — Ст. 476.
6. Стратегия развития атомной энергетики России в первой половине двадцать первого столетия : Одобрена Правительством РФ 25 мая 2000 года. [Электронный ресурс]. — Режим доступа : <http://www.seu.ru/programs/atomsafe/B5-6/obz1.htm>
 7. Стратегія поводження з відпрацьованим ядерним паливом АЕС України в рамках Енергетичної стратегії України до 2030 року. 56-568.202.004.НР00. — К. : ПАТ «Київенергопроект», 2007.
 8. План дій з поводження з відпрацьованим ядерним паливом діючих АЕС ДП НАЕК «Енергоатом» (на період до 2050 року) : ПН-Д.0.08.373-05 / ДП НАЕК «Енергоатом». — 2006.
 9. Программа создания инфраструктуры и обращения с ОЯТ на 2011—2020 годы и на период до 2030 года / ГК по атомной энергии «Росатом» РФ. [Электронный ресурс]. — Режим доступа : http://www.rosatom.ru/resources/f4c962804b1b97c38ae09fa6d2e38703/progr_oyt_04_04_2012_yrb.pdf
 10. Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами: Закон України від 17.09.2008р. № 516-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 2009. — № 5. — Ст. 8.
 11. Про поводження з радіоактивними відходами : Закон України від 30.06.1995 № 255 // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 1995. — № 27. — Ст. 198.
 12. Про внесення змін до деяких законів України щодо поводження з радіоактивними відходами : Закон України від 17.09.2008 № 515-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 2008. — № 52. — Ст. 394.
 13. Концепція зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України : Затвердж. наказом Мінпалив-енерго від 12.05.2004 № 249. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon.nau.ua/doc/?uid=1151.1211.0>
 14. Pauluis G. Trends in the Nuclear Fuel Cycles (Economic, Environmental and Social Aspects) / G. Pauluis, L. Van den Durpe // Facts and opinions, NEA News 2001. — No. 19.2.

Отримано 31.03.2014

УДК 621.039.7

Ю. О. Ольховик¹, П. О. Корчагін²¹ Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України, м. Київ² ПАТ «Київський науково-дослідний та проектно-конструкторський інститут "Енергопроект"», м. Київ

ЩОДО ВИБОРУ В'ЯЖУЧИХ МАТЕРІАЛІВ ДЛЯ ЦЕМЕНТУВАННЯ КУБОВОГО ЗАЛИШКУ АЕС З РЕАКТОРАМИ ВВЕР

Виконано порівняння глиноземистих і лужних в'язучих матеріалів для цементування рідких радіоактивних відходів, до складу яких входять сполуки борної кислоти. Зважаючи на необхідність довгострокового збереження ізолюючих властивостей матриці при захороненні РАВ як умови забезпечення екологічно безпечної локалізації кондиціонованого кубового залишку, більш перспективним є застосування лужних в'язучих матеріалів.

Ключові слова: рідкі радіоактивні відходи, кубовий залишок, АЕС, цементування, в'язучі матеріали.

Забезпечення безпеки в процесі поводження з радіоактивними відходами (РАВ) є однією з важливих складових розвитку ядерної енергетики держави відповідно до «Енергетичної стратегії України на період до 2030 року» [1].

До ДП НАЕК «Енергоатом» входять чотири атомні електростанції, на яких в цей час експлуатуються п'ятнадцять енергоблоків із сумарною встановленою потужністю 13 835 млн кВт. Внаслідок виробничої діяльності на АЕС утворюється значна кількість твердих і рідких РАВ різної активності. Річне утворення рідких радіоактивних відходів (РРВ) на одиницю встановленої на АЕС України потужності становить від 70 м³/ГВт (Хмельницька АЕС) до 320 м³/ГВт (Рівненська АЕС), що значно перевищує той самий показник для реакторів ВВЕР, що експлуатуються в Болгарії, Словаччині, Чехії та Фінляндії.

РРВ, які утворюються в процесі експлуатації АЕС, переробляються на установках методом випаровування. Концентрати, отримані переробкою РРВ, являють собою шлами після фільтрації та хімічної обробки РРВ, відпрацьовані іонообмінні смоли, кубові залишки.

Кубові залишки є сольовими розчинами з високою концентрацією, як правило, нітратів і боратів натрію, з питомою активністю до 10⁸ Бк/дм³, що містять продукти поділу, радіонукліди корозійного походження й різні речовини, які використовуються для підтримки водно-хімічного режиму і дезактивації устаткування.

Переробкою кубового залишку на установках глибокого випаровування отримують сольовий плав (кристалогідрат нітратів і боратів натрію), який при температурі 125 °С заливається в металеві контейнери і в такому вигляді направляється на зберігання у сховища АЕС.

Поводження з РРВ на АЕС України характеризується відсутністю завершеного технологічного циклу від переробки до отримання готового для подальшого зберігання або захоронення кінцевого продукту [2],

внаслідок чого ємності для зберігання кубового залишку заповнені на 70—80 % (Запорізька і Южно-Українська АЕС), і їх ресурс для розміщення сольового плаву близький до вичерпання (Запорізька і Рівненська АЕС). Загалом станом на 31.12.2011 на АЕС накопичено більше ніж 10000 м³ кубового залишку і майже 6400 м³ сольового плаву, який згідно з ОСПУ-2005 класифікується як РРВ [3].

На поточний час ДП НАЕК «Енергоатом» не ухвалено дієвих технічних рішень щодо подальшої переробки як кубового залишку, так і сольового плаву, хоча за вимогами національного законодавства до захоронення приймаються лише тверді РАВ.

Одним з найпоширеніших методів переробки і кондиціонування РАВ низького та середнього рівня активності є цементування завдяки доступності й дешевизні матричних матеріалів та відносній простоті технологічних процесів і устаткування [4]. Проте кубові залишки АЕС з реакторами ВВЕР відрізняються від рідких відходів середньої активності реакторів РБМК і заводів з переробки відпрацьованого ядерного палива (ВЯП), перш за все — наявністю в своєму складі метаборату, тетраборату і гідроксиду натрію. Ці компоненти можуть істотно ускладнювати гідратацію й отвердження та негативно впливати на фізико-механічні характеристики цементного компаунда.

Солі борної кислоти, які містяться в кубовому залишку АЕС, істотно гальмують процеси гідратації й отвердження цементу, причому значно більшою мірою, ніж нітрат натрію [5]. Тому традиційне цементування РРВ, що містять борати, до яких належить кубовий залишок, не дає змоги отримати цементні компаунди з регламентованими властивостями без додавання речовин, що нейтралізують вплив борату. Для цементування зазначених РРВ, щоб збільшити наповнення компаунда відходами (сольовим плавом) і прискорити отвердження та подальше набрання міцності, потрібно застосовувати спеціальні добавки, які нейтралізують вплив борату, — NaOH, Na₂SiO₃, Ca(OH)₂, CaCl₂ тощо [6].

На Ростовській АЕС впроваджено метод цементування кубового залишку із солевмістом 700—750 г/дм³ за технологією Всеросійського науково-дослідного інституту неорганічних матеріалів (м. Москва) із застосуванням портландцементу, бентоніту і NaOH [7], що дало змогу отримати компаунд із вмістом солей до 22 %. Автори розробки зазначили, що під час проведення технологічних експериментів з цементування кубового залишку за цією технологією, в процесі перемішування розчину, в змішувачі може спостерігатися явище «помилкового отвердження». Для запобігання цьому явищу потрібне в кожному конкретному випадку коригування технології залежно від варіацій складу основних компонентів кубового залишку. Головним недоліком технології введення до цементного компаунда солей, що містяться в кубовому залишку, є значне збільшення (до 5 разів) об'єму продукту цементування порівняно з вихідним об'ємом сольового концентрату. Властивості кінцевого продукту (цементного компаунда) — механічна міцність і вилуговувальність — відповідають вимогам ГОСТ Р 51883-2002 (табл. 1).

Така цементна матриця, як складова інженерного бар'єра, має забезпечити зберігання РАВ у поверхневому сховищі протягом часу, достатнього для природного розпаду радіонуклідів до регламентованих гігієнічними нормативами рівнів звільнення від регулюючого контролю [9]. Зважаючи на те, що радіонуклідний склад кубових залишків і сольового плаву визначається, головним чином, наявністю ізотопу Cs-137 з періодом піврозпаду 30,2 року та питомою активністю до 10⁷ Бк/дм³, досягнення рівня звільнення 100 Бк/кг потребує ізоляції цього нукліда в матриці протягом 500 років в умовах можливого впливу критичних подій, пов'язаних з природними процесами:

процесами, що спричиняють такі зміни іммобілізуючих і фізико-хімічних властивостей матеріалів РАВ у сховищі, які підвищують фільтраційно-міграційні характеристики нуклідів;

процесами зміни та деградації іммобілізуючих (бар'єрних) властивостей контейнерів з РАВ та інженерних конструкцій сховища;

природними процесами, що супроводжуються затопленням сховища РАВ [10].

Гарантувати екологічну безпеку поверхневого захоронення із застосуванням насиченої солями матриці з портландцементу на період 500 років, з огляду на можливий вплив зазначених критичних подій, мабуть, важко. Адже відомо, що розчинні сполуки бору, як і гідроксиди натрію та калію, а також оксалати, комплексонони і поверхнево-активні речовини, що містяться в кубових залишках, негативно впливають на процеси твердіння цементних матриць і суттєво знижують міцність і стійкість бетонів, що перебувають під впливом факторів довкілля (агресивні підземні води, коливання температур, мікробіологічна активність тощо).

Так, поверхнево-активні речовини, що входять до складу кубового залишку, хоча і не взаємодіють хімічно з цементним каменем, однак впливають на характеристики його міцності завдяки проникненню молекул в мікротріщини і дефекти твердого тіла (так званий ефект Ребіндера) [11].

Важливим фактором довгострокової безпеки цементування радіоактивних солевих концентратів є наявність у цементному компаунді пористості, яка спричиняє протікання дифузійного механізму виходу радіонуклідів з матриці. Відомо про можливість вимивання гідроксидних сполук кальцію в разі довгострокового контакту цементного компаунда з підземними водами.

Практичний досвід експлуатації поверхневих сховищ РАВ на спецкомбінатах «Радон», де через 30—40 років після розміщення РАВ зафіксовано вихід радіонуклідів у довкілля із залізобетонних сховищ, споруджених із застосуванням портландцементу, свідчить про необхідність зважених і обережних оцінок щодо довгострокової надійності традиційних технологій цементування РРВ.

Водночас численні роботи В. Д. Глуховського і П. В. Кривенка (м. Київ) доводять, що існує більш ефективний різновид цементів для іммобілізації РАВ — шлаколужні цементи. Наприклад, швидкість вилуговування Cs-137 і Sr-90 із компаундів на основі шлаколужних цементів значно менша, ніж у компаундів на основі портландцементу [12, 13].

Таблиця 1. Характеристики цементного компаунда [8]

Показник	Значення показника	Метод випробування
Швидкість вилуговування Cs-137, г/(см ² ·добу)	10 ⁻³	ГОСТ 29114
Механічна міцність (границя міцності на стиснення), МПа	4,9	ГОСТ 310.4
Морозостійкість (кількість циклів замерзання/відмерзання)	30	ГОСТ 10060.1
Радіаційна стійкість при опроміненні, Гр	1·10 ⁶	Вимірювання механічної міцності
Стійкість до перебування у воді, діб	90	

Таблиця 2. Швидкість вилуговування Cs-137 з компаундів

Продукт отвердження РАВ	Питома активність РАВ, Бк/кг	Швидкість вилуговування, г/(см ² ·добу)
Кераміка	≥10 ¹⁰	10 ⁻⁶ —10 ⁻⁸
Скло	≥10 ¹⁰	10 ⁻⁵ —10 ⁻⁷
Бітум	10 ⁵ —10 ¹⁰	10 ⁻⁴ —10 ⁻⁶
Термореактивні смоли	10 ⁵ —10 ¹⁰	10 ⁻³ —10 ⁻⁵
Портландцемент (без додаткових компонентів)	10 ⁵ —10 ¹⁰	10 ⁻¹ —10 ⁻³
Портландцемент (з додатковими компонентами)	10 ⁵ —10 ¹⁰	10 ⁻³ —10 ⁻⁵
Шлаколужний цемент	10 ⁵ —10 ¹⁰	10 ⁻⁵ —10 ⁻⁶

Дані зведеної порівняльної табл. 2 стійкості компаундів до вилуговування свідчать про перспективність застосування шлаколузних цементів для ізоляції РАВ [14].

У разі використання шлаколузних цементів отриманий цементний камінь має значно меншу пористість, що збільшує його експлуатаційні та захисні властивості порівняно із звичайним портландцементом.

Кращі експлуатаційні властивості шлаколузних бетонів, порівняно з традиційними, обумовлені особливостями продуктів отвердження, у складі яких відсутні характерні для традиційного цементного каменю вільний гідроксид кальцію і високоосновні гідросилікати, що негативно впливають на його властивості.

Високі показники фізико-хімічних властивостей штучного каменю на основі шлаколузних цементів дають змогу застосовувати його навіть у тих умовах, в яких не витримує звичайний портландцемент. Виявлено, що шлаколузні цементні камені на відміну від портландцементу та його різновидів мають здатність не тільки зберігати, а навіть підвищувати показники своїх властивостей з часом [15]. Передумовою для такого висновку став виконаний аналіз процесів мінерало- і породотворення, що відбуваються в земній корі та на її поверхні під час взаємодії природних алюмосилікатів із сполуками лужноземельних і лужних металів. Утворенням при цьому низькоосновних гідросилікатів кальцію, кремнієвої кислоти, лужних і лужноземельних гідроалюмосилікатів, аналогів природних породотворюючих мінералів (цеолітів, слюди, кальциту інших тощо) пояснюється вражаюча довговічність споруд стародавнього світу, зведених до нашої ери [16].

Науковцями Київського інженерно-будівельного інституту (нині Київський національний університет будівництва і архітектури) ще 20 років тому встановлено можливість і перспективність екологічно безпечної локалізації РАВ із застосуванням шлаколузних цементів, зокрема РРВ з великим вмістом натрію і боратів, золи від спалювання РАВ тощо [17]. Водночас підкреслимо, що сировиною для шлаколузних цементів є широкий перелік шлаків металургійного виробництва (шлаки на цей час розглядаються як відходи).

На жаль, ще й досі досягнення українських науковців не знайшли свого практичного застосування в системах переробки РРВ АЕС України для створення кінцевого продукту, прийняттого для захоронення в поверхневих сховищах. Замість впровадження ефективних технологій оператор АЕС, відкладаючи вирішення проблеми на невизначений час, напружує для зберігання у своїх сховищах сольовий плав, сумарна кількість якого вже перевищила 33000 контейнерів. Зберігання великих об'ємів накопичених РРВ та їх щорічне збільшення

внаслідок експлуатації енергоблоків призводить до значних витрат ДП НАЕК «Енергоатом» на будівництво нового сховища на Запорізькій АЕС, на продовження експлуатації контейнерів з сольовим плавом, що вичерпали свій ресурс, і до сплати надмірного щорічного екологічного податку за зберігання РАВ на майданчику АЕС. Постійне переупаровування кубового залишку для забезпечення вільних об'ємів сховищ РРВ на АЕС призводить до збільшення концентрації солей і, природно, до формування твердих відкладень у баках для зберігання кубового залишку, що звичайно зменшує ефективний об'єм сховищ. Підвищення рН кубового залишку додаванням NaOH підвищує розчинність солей, але потребує значних фінансових витрат і є тимчасовим заходом, який у кінцевому рахунку збільшує кількість радіоактивно забруднених солей.

Про відсутність стратегічних рішень щодо переробки РРВ і передавання кондиціонованих РАВ на захоронення свідчить те, що в пропозиціях оператора АЕС (ДП НАЕК «Енергоатом») щодо внесення змін до Закону України «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з РАВ» відсутні будь-які заходи щодо розробки технологій і впровадження устаткування для поводження з РРВ, що є важливим чинником екологічної безпеки АЕС.

Водночас у Російській Федерації досліджено фізико-хімічні властивості та структура компаундів, які підтвердили, що використання спеціальної шлаколузної рецептури на основі шлакопортландцементу забезпечує отримання цементного компаунда з вищими технологічними характеристиками порівняно з портландцементним каменем. Досягнуто наповнення 25—26 % (за масою) по солях, 24—27 % — по відпрацьованих іонообмінних смолах, 31—35 % — по сухих шламах при швидкості вилуговування менш як 10^{-4} г/(см²·добу) через одну-дві доби випробувань [18]. На основі цих досліджень створюється система кондиціонування РРВ на АЕС «Бушер» (Іран).

Висновки

Актуальні для АЕС України проблеми кондиціонування РРВ до стану, прийнятного для захоронення, можуть бути вирішені впровадженням технології цементування із застосуванням шлаколузних в'язучих. Підвищена якість шлаколузних цементних компаундів забезпечить довготривалу екологічну безпеку захоронення кондиціонованих РРВ (кубовий залишок, шлами, відпрацьовані іонообмінні смоли тощо) завдяки підвищенню з часом міцності та стійкості компаундів.

Перш за все потрібно визначити оптимальну рецептуру в'язучих матеріалів з урахуванням особливостей хімічного складу кубових залишків

АЕС України та економічних витрат на її застосування. Найважливішим для всіх технологій цементування є недолік, пов'язаний із збільшенням об'ємів кондиціонованого продукту порівняно з вихідним об'ємом РРВ, залишається, але його масштаб помітно менше, що сприятиме зменшенню витрат оператора АЕС на контейнеризацію та транспортування кондиціонованих РАВ.

Водночас необхідно розробити відповідний нормативний документ (Технічні вимоги), який регламентує фізико-хімічні характеристики продуктів кондиціонування, отриманих за технологією цементування. Технічні вимоги стануть основою критеріїв приймання кондиційованих РРВ на захоронення, які можуть бути практично застосовані для розміщення РАВ у сховищах комплексу «Вектор».

Список використаної літератури

1. Енергетична стратегія України на період до 2013 року: Розпорядження КМ України від 15.03.2006р. №145. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/145-2006-p>
2. Поводження з радіоактивними відходами при експлуатації АЕС ДП НАЕК «Енергоатом» (станом на 31.12.2012) / М. І. Власенко [та ін.]. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : http://www.energoatom.kiev.ua/atachs/Report_RW_2012_ua.pdf
3. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України: Наказ М-ва охорони здоров'я України від 02.02.2005 № 54. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/z0552-05>
4. Никифоров А. С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А. С. Никифоров, В. В. Куличенко, М. И. Жихарев. — М. : Энергоатомиздат, 1985. — 184 с.
5. Мялкин И. В. Калориметрическое исследование цементных компаундов, применяемых для захоронения радиоактивных отходов / И. В. Мялкин // Современные проблемы теор. и эксперимент. химии. Межвуз. сб. научных трудов. — Саратов, 2011. — С. 72—79.
6. Цементирование радиоактивных солевых концентратов / А. С. Поляков, О. Л. Масанов, К. П. Захарова и др. // Атомная энергия. — 1994. — Т. 77, вып. 6. — С. 468—470.
7. Хромовских Е. В. Жидкие радиоактивные отходы — в цемент / Е. В. Хромовских, Б. С. Зиннуров // Ярмарка инновационных проектов в области обращения с РАО, вывода из эксплуатации и экологической реабилитации. АТОМЭКО: Материалы конференции. — М., 2007. — С. 129—132.
8. ГОСТ Р 51883-2002. Отходы радиоактивные цементированные. Общие технические требования : Госстандарт России. — М. : Изд-во стандартов, 2002. — 7 с.
9. Гігієнічні нормативи «Рівні звільнення радіоактивних матеріалів від регулюючого контролю»: Затвердж. постановою головного санітарного лікаря України від 30.06.2010 № 22.
10. Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1.-6.5.061-2000. Норми радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000). [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon.nau.ua/doc/?uid=1039.8664.0>
11. Коррозия бетона и железобетона. Методы их защиты / В. М. Москвин, Ф. М. Иванов, С. Н. Алексеев, Э. А. Гусев. — М. : Стройиздат, 1980. — 536 с.
12. Щелочные и щелочно-земельные гидравлические вяжущие и бетоны / Под ред. Глуховского В. Д. — К. : Вища шк., 1979. — 232 с.
13. Shi C. Alkali-activated cements and concretes / C. Shi, P. Krivenko, D. Roy. — Taylor & Francis 2 Park Square, Milton Park, Abingdon, 2006. — 376 p.
14. Рахимов Р. З. Шлакощелочные вяжущие, растворы и бетоны для защиты от экологической и радиационной опасности / Р. З. Рахимов, Н. Р. Рахимова, М. И. Ожован // Вопросы радиационной безопасности. — Озерск, 2012. — № 3. — С. 11—17.
15. Петрова Т. М. Бетоны для транспортного строительства на основе бесцементных вяжущих: дис. ... доктора техн. наук / Т. М. Петрова. — С.-Пб., 1997. — 537 с.
16. Mulone F. G. Potential for of Alkali-activated silico-aluminat binders in Military Applications / F. G. Mulone, C. A. Randall, T. Kirkpatrick // Dept of the US Army, Waterways Experiment Station, Corps of Engineers, Vicksburg Mississippi, USA, Report WJM — PJGL-8515, Nov.1985; See also note in Ceramic Bulletin, Amer Ceramic Soc., 1986. — № 65. — P. 1263-1264.
17. Екологічно безпечна локалізація відходів радіоактивних щелочних металів в щелочних вяжущих / П. В. Кривенко, Ж. В. Скурчинська, Л. В. Лавриненко і др. // Цемент. — 1993. — № 3. — С. 31—33.
18. Развитие технологии цементирования для кондиционирования РАО / С. Н. Скоморохова, Н. Г. Богданович, Э. Е. Коновалов, Ю. П. Корчагин, Е. К. Арефьев, Я. К. Кочнов, А. Н. Лохов // Безопасность окружающей среды. — 2010. — № 3. — С. 75—80.

Отримано 11.12.2013

УДК 621.039.7

Ю. А. Ольховик

ГУ «Институт геохимии окружающей среды» НАН Украины, г. Киев

**БАЛАНСОВАЯ ОЦЕНКА ФОРМИРОВАНИЯ ОСТЕКЛОВАННЫХ
ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПРИ ПЕРЕРАБОТКЕ ОТРАБОТАННОГО
ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА ВВЭР-440 РОВЕНСКОЙ АЭС**

Выполнена расчетная балансовая оценка объемов переработки на заводе РТ-1 ПО «Маяк» отработанного ядерного топлива различного происхождения. Показано, что при формировании остеклованных высокоактивных отходов в алюмофосфатную матрицу включается смесь осколочных и трансурановых радионуклидов, генетически связанная с выгоранием ядерного топлива при эксплуатации ВВЭР-440 Ровенской АЭС. Высокоактивные остеклованные отходы, которые будут направлены на хранение и захоронение в Украину, образованы при переработке отработанного топлива разнообразных ядерных установок, использующих низко- и высокообогащенный уран.

Ключевые слова: отработанное ядерное топливо, водо-водяной энергетический реактор ВВЭР-440, остеклованные высокоактивные отходы, активная зона, водо-водяной реактор атомной подводной лодки.

Обращение с отработанным ядерным топливом (ОЯТ) атомных электростанций является важным составляющим элементом ядерного топливного цикла Украины. Во времена СССР была сформулирована концепция замкнутого топливного цикла атомной энергетики — сокращение потребности в природном уране за счет повторного использования урана и накопленного в ОЯТ плутония. Для извлечения указанных компонентов из отработанного топлива на ФГУП «ПО «Маяк»» были созданы соответствующие радиохимические производства, в результате деятельности которых регенерированные делящиеся материалы возвращаются в топливный цикл и образуются радиоактивные отходы.

С 1986 года Украина участвует в реализации замкнутого ядерного цикла путем вывоза отработанных теплоделяющих сборок (ОТВС) реакторов ВВЭР-440 Ровенской АЭС для переработки на ФГУП «ПО «Маяк»». После обретения Украиной независимости за период с 1993 по 2008 годы из Украины на ФГУП «ПО «Маяк»» было вывезено почти 3000 ОТВС, содержащих 332,4 т урана [1].

Согласно заключенным РАЭС и НАЭК «Энергоатом» соглашениям с ФГУП «ПО «Маяк»», остеклованные высокоактивные отходы (ВАО), образовавшиеся при переработке ОЯТ, должны быть возвращены для дальнейшего обращения в Украину. При этом в национальном законодательстве Украины существует требование ст. 53 Закона Украины «Об использовании ядерной энергии и радиационной безопасности» [2], касающееся возможности ввоза на территорию государства только тех РАО, которые образовались при переработке ОЯТ реакторов именно АЭС Украины.

Технология переработки ОЯТ на заводе регенерации топлива РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»» основана на смешении ядерных материалов, имеющих различное происхождение, и последующем включении

образовавшейся при растворении ядерного топлива смеси осколочных нуклидов в алюмофосфатную матрицу. Упрощенная схема процессов, применяемых на РТ-1, приведена на рис. 1 (по материалам доклада С. Н. Кириллова, Д. Н. Колупаева, М. В. Логунова и др. «Модернизация технологии переработки ОЯТ ВВЭР-440 на ФГУП «ПО «Маяк»» на Международной конференции GLOBAL 2011, Нагоя, Япония).

В основе схемы лежат процессы экстракционного извлечения (первый цикл) и очистки (второй цикл) урана, плутония и нептуния с объединением жидких высокоактивных и части среднеактивных отходов (САО), которые направляются на остекловывание в электропечи ЭП-500. Низкоактивные отходы (НАО) и часть САО размещаются в хранилищах, часть из которых являются естественными или искусственными замкнутыми водоёмами.

Помимо осколочных радионуклидов, в алюмофосфатном стекле объединяются также смеси недоизвлеченных в пурекс-процессе изотопов урана, плутония и нептуния. Для формирования матрицы $\text{Na}_2\text{O}—\text{Al}_2\text{O}_3—\text{P}_2\text{O}_5$ в жидкие отходы перед поступлением в электропечь ЭП-500 добавляется только фосфорная кислота. Остальные макрокомпоненты стекла — соединения Al и Na — являются составной частью радиоактивных сред в процессах переработки ОЯТ, предусмотренных технологией регенерации топлива. Источником алюминия служат конструкционные элементы ОТВС активных зон (АЗ) реакторов атомных подводных лодок (АПЛ) и исследовательских реакторов (ИР), изготовленные с применением сплавов алюминия. Источником натрия — среднеактивные отходы, возникающие в процессе очистки экстрагента от продуктов радиолитической и их соединений с продуктами деления путем промывки его водными растворами карбоната натрия, гидроокисью натрия или их смесью.

Таблиця 1. Нароботка остеклованих ВАО на ФГУП «ПО «Маяк» [3]

Установка	Період роботи		Маса полученного скла, т
	початок	кінець	
EP-500/2	10.02.87	23.02.88	160
EP-500/1-р	09.01.91	14.01.97	2200
EP-500/3	20.06.01	02.02.06	1800
EP-500/4	01.12.06	2010	2040
Всього			6200

Проведем оцінку вкладу ОЯТ Ровенської АЕС в формування остеклованих ВАО, наработаних на ФГУП «ПО «Маяк»» з моменту вивозу першої партії палива з України в 1993 році в відповідності з упомянутими угодами.

З моменту запуску заводу РТ-1 по технології остеклювання було отримано 6200 т скла (табл. 1).

Припускаючи рівномірну завантаження установки EP-500/1-р, нескладно порахувати, що з моменту вивозу першої партії ОЯТ РАЭС в кінці 1993 року на установках EP-500/1-р, EP-500/3 і EP-500/4 з 1994 по 2010 роки утворено 4940 т скла. Виходячи з наведеної в [4] характеристики остеклованих ВАО їх удільне утворення на 1 т урана складає в середньому 1,61 т скла, що дозволяє оцінити загальне кількість переробленого за цей період урана в складі ОЯТ в 3068,3 т.

Таким чином, частка ОЯТ РАЭС (332,4 т урана) в загальному кількості палива, переробленого на РТ-1 за цей період (3068,3 т урана), складає не більше 10,8 %, а основне кількість ВАО сформовано при переробці ОЯТ, не маючого стосунку до експлуатації ВВЭР-440 на території України.

Доступні в відкритій публікації дані дозволяють ідентифікувати і оцінити внесок деяких основних джерел переробленого ОЯТ. Зокрема, в зазначений період часу на ФГУП «ПО «Маяк»» надійшло на переробку 331,84 т «важкого металу» в складі ОЯТ реакторів ВВЭР-440, які експлуатувалися на АЕС Болгарії, Фінляндії, Словаччини і Угорщини [1].

Орієнтовний обсяг переробленого ОЯТ АПЛ з водо-водяними реакторами може бути косвенно оцінено за кількістю алюмінію, що входить в склад остеклованих ВАО. Фізико-хімічні характеристики фосфатного скла, наведені в [4], вказують, що вміст оксиду алюмінію (Al_2O_3) і інших металів з валентністю +2 і більше складає 21 %. Виходячи з зазначеного вмісту мультвалентних металів (алюмінію і стабільні продукти ділення U-235) і обсягу наработаних в період поставки ОЯТ з України остеклованих ВАО 4940 т слід, що загальна кількість оксидів складає 1016,4 т.

З наведеного кількості оксидів слід відняти стабільні продукти ділення, що утворюються при діленні U-235. Їх кількість залежить від ступеня вигорання палива, і в середньому для всіх 14 партій відправленого з РАЭС палива складає 25,3 кг на 1 т урана ОЯТ. Загальна кількість стабільних продуктів ділення в обсязі ОЯТ ВВЭР-440, відправленого з України на переробку, складає 8,61 т, що еквівалентно 10,9 т оксидів (MeO_2).

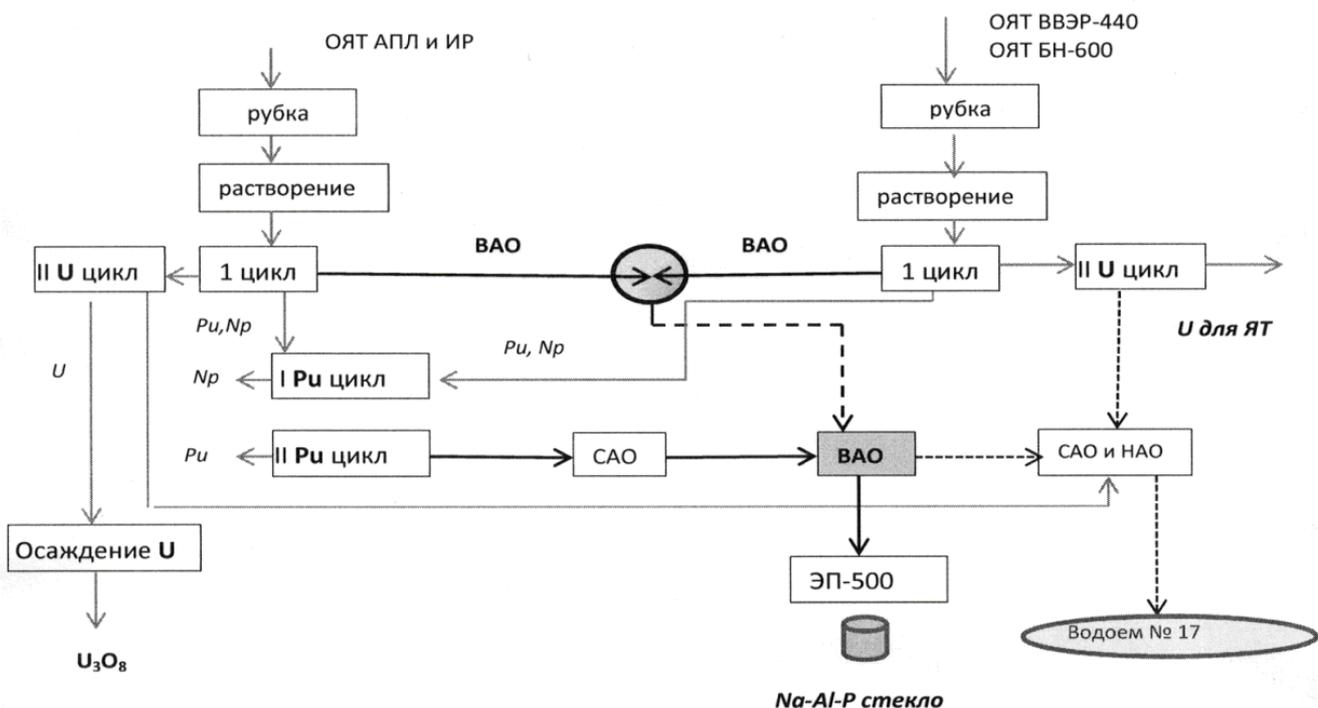


Рис. 1. Схема процесів переробки ОЯТ на заводі РТ-1

Ввиду отсутствия данных о степени выгорания ОЯТ ВВЭР-440, принятого на переработку из Венгрии, Болгарии и Финляндии, условно можно считать, что содержание в нем стабильных продуктов деления аналогично концентрации этих компонентов в украинском ОЯТ.

Исходя из этих допущений, общее количество оксида алюминия Al_2O_3 в составе остеклованных ВАО составляет 994,6 т, или 526,5 т металлического алюминия, источником которого является ОЯТ АПЛ и ИР. На самом деле данное утверждение недостаточно корректно, поскольку не учтены стабильные продукты деления, образованные при делении U-235 в активной зоне реакторов АПЛ и ИР. Однако учет этих продуктов на основе доступных данных невозможен ввиду разнородности АЗ в реакторах АПЛ и отсутствия данных о степени выгорания урана в ОЯТ АПЛ.

Начальный радионуклидный состав топлива реакторов ВВЭР-440 и реакторов АПЛ сильно различается. Обогащение по урану-235 в твэлах ВВЭР-440 РАЭС составляет в среднем 3,6 %, тогда как по мере роста мощности реакторов АПЛ обогащение ядерного топлива менялось от 6; 7,5 и 21 % на первом поколении до 36—45 % на втором и третьем поколениях реакторов. Обобщенная информация о ядерном топливе водо-водяных реакторов АПЛ приведена в табл. 2 [5].

Имеющиеся данные по опыту эксплуатации керамического плавителя ЭП-500 [6] свидетельствуют, что суммарное содержание оксидов осколочных металлов в фосфатном стекле составляет около 7 %, что позволяет более точно определить количество алюминия. Несложный расчет приводит к выводу, что в общем количестве оксидов 1016,4 т доля металлического алюминия составляет 378 т.

Соотношение Al/U в твэлах водо-водяных реакторов АПЛ и ИР может быть ориентировочно оценено по аналогии с тепловыделяющими сборками ВВР-М2 с обогащением 19,7 % для исследовательских реакторов ВВР-М, которое составляет 3,35. С учетом этого соотношения приблизительная

оценка количества ОЯТ АПЛ и ИР, переработанного на заводе РТ-1 в период, когда выполнялась поставка и переработка ОЯТ РАЭС, составляет 113—150 т облученного урана. Следует подчеркнуть, что последнее значение является несколько завышенным ввиду невозможности учесть действительную степень выгорания ОЯТ АПЛ и ИР. Тем не менее, оценка вполне правдоподобна с учетом имеющихся в открытой печати данных о масштабах переработки ОЯТ АПЛ. Так, по данным [7], завод РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»» по состоянию на 2002 год переработал 120 т корабельного ОЯТ, тогда как общее количество обогащенного урана в составе топлива водо-водяных реакторов АПЛ оценивается в 572 т (см. табл. 2).

Вклад ОЯТ ИР в формирование остеклованных ВАО представляется небольшим. Советский Союз построил около 170 исследовательских реакторов, а также критичных и подкритичных сборок, в значительной части которых использовался высокообогащенный уран (ВОУ) в качестве топлива. Согласно [5], к концу 2009 года в исследовательских реакторах, спроектированных и построенных в СССР, использовалось около 6 т ВОУ с уровнем обогащения 36 %; 1,8 т урана, обогащенного до 80 %, и 11,3 т ВОУ с уровнем обогащения 90 %.

При сравнении общего количества переработанного на заводе РТ-1 за период 2004—2010 годы урана (3068,3 т) и приведенных данных по количеству урана в составе ОЯТ водо-водяных реакторов ВВЭР-440 РАЭС, АПЛ и ИР возникает вопрос об источнике недостающего для баланса урана в объеме 2254 т. Можно предположить, что в этот период в процесс переработки были вовлечены значительные объемы ОЯТ реакторов БН-350 и БН-600. Так, к 2002 году ФГУП «ПО «Маяк»» переработал 250 т ОЯТ этих реакторов [6]. В формировании ВАО в указанный период возможно участие ОЯТ ВВЭР-440 Нововоронежской и Кольской АЭС и других источников, например промышленных реакторов типа АДЭ.

При этом осколочные нуклиды (как стабильные, так и радиоактивные) и недоизвлеченные в пурекс-процессе нуклиды урана, плутония и нептуния, генерированные при делении урана в ядерном топливе ВВЭР-440 РАЭС, ВВЭР-440 зарубежных стран, водо-водяных реакторов АПЛ и ИР, реакторов БН, наряду с неидентифицированными источниками, сконцентрированы в остеклованных ВАО и включены в алюмофосфатную матрицу. Состав и концентрация осколочных и трансурановых нуклидов в ОЯТ различных реакторов существенно отличается. Однако в ходе переработки ОЯТ индивидуальные радионуклидные особенности нивелируются и формируются остеклованные ВАО, радиоизотопный состав которых не имеет причинно-следственной связи с какой-либо конкретной партией ОЯТ.

Таблица 2. Количество высокообогащенного урана, использованного для водо-водяных реакторов АПЛ

Тип АПЛ	Корабли	Реакторы	Кол-во активных зон	Масса урана-235, т	Обогащение, %	Масса всего урана, т
Подлодки первого поколения	55	110	466	27,5	20	137,5
Подлодки второго поколения	143	269	686	82,3	21	392
Подлодки третьего поколения	41	60	61	12,2	21	29,0
					45	13,6
Всего				122		572

Выводы

Отработанное ядерное топливо ВВЭР-440 РАЭС, вывезенное с 1993 по 2008 годы, составляет незначительную часть (порядка 11 %) общего количества ОЯТ, переработанного на РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»» за указанный период.

Остеклованные ВАО от переработки ОЯТ на заводе РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»», предполагаемые к возврату в Украину, включают в себя продукты

деления и трансураниевые нуклиды, не связанные с выгоранием ядерного топлива при эксплуатации ВВЭР-440 Ровенской АЭС.

Ввиду технологических особенностей переработки ОЯТ и остекловывания ВАО на заводе РТ-1, ФГУП «ПО «Маяк»» не имеет возможности выполнить свои обязательства в части возврата высокоактивных отходов, сформированных из конкретных партий ОТВС, вывезенных на переработку с РАЭС.

Список использованной литературы

1. Анализ организации и эффективности работ по выполнению действующих международных обязательств Российской Федерации, связанных с ввозом, хранением и переработкой облученного ядерного топлива зарубежных ядерных реакторов : Подготовлен Правительством Российской Федерации во исполнение поручения Президента Российской Федерации от 14.02.2002 года № Пр-251. [Электронный ресурс]. — Режим доступа : <http://nuclearno.ru/text.asp?3317>
2. Про повождення з радіоактивними відходами : Закон України від 30 червня 1995 року № 256/95-ВР. [Электронный ресурс]. — Режим доступа : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/255/95-%D0%B2%D1%80>
3. Макаров Е. П. Обращение с РАО от переработки ОЯТ на ФГУП «ПО «Маяк». [Электронный ресурс]. — Режим доступа : http://www.atomeco.org/mediafiles/u/files/Prezentation_31_10_2013/Makarov.pdf
4. Методика расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии ОТВС ВВЭР-440» : СОУ-Н ЯЕК 1.027:2010. — К. : Минтопэнерго, 2010. — 61 с.
5. Podvig P. History of Highly Enriched Uranium Production in Russia // Science and Global Security / Pavel Podvig. — 2011. — V. 19. — P. 46—67.
6. Поляков А. С. Опыт эксплуатации керамического плавителя ЭП-500/1Р по остекловыванию жидких высокоактивных отходов / А. С. Поляков, В. И. Основин, С. Н. Филиппов // Атомная энергия. — 1994. — Т. 76, вып. 3. — С. 183—188.
7. Короткевич В. Технология и безопасность обращения с облученным ядерным топливом в Российской Федерации / В. Короткевич, Е. Кудрявцев // Бюл. по атомной энергии. — 2002. — № 12. — С. 26—29.

Получено 04.04.2014

УДК 621.039-78:539.12.043

В. З. Андриевский¹, В. Н. Васильченко², Я. А. Жигалов², Г. А. Сандул²¹ СП ЧАО «Украинский завод по производству ядерного топлива», г. Киев² ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования», г. Киев

НЕКОТОРЫЕ ОСОБЕННОСТИ ЭКСПЛУАТАЦИИ СИСТЕМЫ “КОНТЕЙНЕР+РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ” ДЛЯ ХРАНЕНИЯ И ЗАХОРОНЕНИЯ ДОЛГОСУЩЕСТВУЮЩИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Рассмотрены вопросы влияния негативных факторов внешней окружающей среды на защитные свойства железобетонных контейнеров, предназначенных для хранения (захоронения) долгосуществующих радиоактивных отходов (РАО), а также отдельные концептуальные вопросы складирования (установки) и расположения контейнеров РАО в хранилищах, которые могут существенно повлиять на долговечность контейнеров при их эксплуатации. Предложена математическая формализация, позволяющая в общем виде выполнять анализ потенциального влияния климатических, гидрогеологических и других факторов окружающей среды на основные эксплуатационные характеристики системы “контейнер+РАО”.

Ключевые слова: контейнер, защитный барьер, радиоактивные отходы, ядерная энергетика.

Защитные функции различных защитных барьеров (ЗБ), в частности контейнеров-ЗБ, существенно зависят от условий их эксплуатации. В предлагаемой статье, как и в предыдущих публикациях данного цикла [1—3], речь идет о наиболее распространенных типичных ЗБ — железобетонных контейнерах, предназначенных для захоронения долгосуществующих среднеживущих радиоактивных отходов [4].

Ранее в [1] были рассмотрены факторы интегральной деградации контейнеров-ЗБ и построена соответствующая функция их деградации

$$\overline{D}^{ЗБ}(t) = F \left[D^{\overline{OC}}(t), D^{ЗБ}(t), D^{\text{ОБСЛ}}(t), D^{\text{PM}}(t), t \right],$$

одним из аргументов которой является деградация $D^{\overline{OC}}(t)$, возникающая под влиянием внешней по отношению к периметру контейнера окружающей среды (\overline{OC}). При этом $D^{ЗБ}(t)$ — деградация проектных (запланированных) свойств контейнеров со временем; $D^{\text{ОБСЛ}}(t)$ ¹ — деградация свойств контейнеров как следствие отсутствия или недостаточного их обслуживания; $D^{\text{PM}}(t)$ — деградация свойств контейнеров как следствие действия на них ионизирующего излучения радиационных материалов РАО.

В [1] также было принято приближение, когда в данной модели рассматривались лишь два аргумента приведенной функции: $D^{ЗБ}(t)$ и $D^{\text{PM}}(t)$, приняв, что контейнеры расположены на захоронение (постоянное хранение) в обвалованном приповерхностном хранилище в полном соответствии с техническими условиями; при этом их обслуживание в хранилище регламентом не предусмотрено и влиянием на них внешней по отношению к периметру контейнера окружающей среды можно пренебречь.

Однако существует ситуация, когда и на АЭС, и в системе специализированных хранилищ РАО установленные на бетонное основание штабелями контейнеры с РАО (по 4—5 штук один на другом) десятки лет хранятся под открытым небом и в полной мере подвержены воздействию \overline{OC} .

В этой связи анализ негативных факторов внешней окружающей среды, влияющих на защитные функции контейнеров при их эксплуатации, — весьма актуальная задача. Как и при решении любой задачи, прежде всего, необходимо разработать определенный формальный аппарат, который бы позволил провести такой анализ и оценить соответствующие риски, т. е. вероятности воздействия различных негативных факторов влияния и их последствия.

Сложность решения подобной задачи состоит в том, что в данном случае речь должна идти не только о контейнерах как таковых, но и о хранилище, о системе используемого оборудования, технологии размещения контейнеров в хранилище и т. д. Ее решение затрагивает много различных аспектов, например:

- надежность систем и оборудования;
- вопросы организации процессо-ориентированной деятельности, связанной с перемещением и складированием контейнеров;
- безопасность и аварийную готовность;
- расчет мощности эквивалентной дозы γ -излучения (МЭД) в случае прогнозируемых аварий;
- вопросы устойчивости рассматриваемых общей системы и отдельных ее подсистем и др., где в качестве частных систем можно рассматривать, например, следующие системы и соответствующие им подсистемы:

- а) контейнер;
- б) контейнер+РАО;
- в) контейнер+РАО+хранилище РАО;

¹ Обслуживание контейнеров после изготовления “до” их применения по назначению и “после”.

г) контейнер+РАО+оборудование, используемое при складировании;

д) контейнер+РАО+плита-основание, где располагаются контейнеры, и др.

При этом вначале нужно решить более частную задачу: *обозначить некоторые потенциальные источники опасности, которые оказывают негативное влияние на контейнеры как непосредственно, так и опосредовано, при эксплуатации хранилищ РАО (временное или постоянное хранение или захоронение).*

Решению данной частной задачи и посвящена настоящая работа.

Формализация понятия “условия эксплуатации”. Прежде всего, рассмотрим понятие “условия эксплуатации” в применении к данным контейнерам (система “контейнер+РАО”).

Для решения сформулированной выше задачи в общем виде следует определить, весьма условно, данное понятие в пространстве трех измерений (трех составляющих)¹:

1. Влияние факторов $\overline{ОС}$:

а) климатические (погодные) факторы;

б) гидрогеологические факторы и др.

2. Влияние радиационной нагрузки — действие излучения радионуклидов РАО на материал контейнера.

3. Процесс складирования (установки) контейнеров в хранилище.

Отметим: все, что касается механизмов влияния радиационного излучения РАО, находящихся внутри железобетонного контейнера, на его прочностные характеристики (долговечность), ввиду сложности самой задачи и значительного объема информации, используемой для ее решения, предполагается рассмотреть в отдельной работе, а в данной статье мерность пространства рассмотрения задачи будет понижена до двух составляющих — влияния факторов $\overline{ОС}$ и процесса складирования (установки) контейнеров в хранилище.

В соответствии с приведенной схемой дифференциации понятия “условия эксплуатации” уместно подробнее рассмотреть некоторые факторы влияния $\overline{ОС}$ на систему “контейнер+РАО+хранилище РАО”, например гидрогеологические.

Рассмотрим такой гидрологический фактор, как подземные воды.

Подземные воды бывают двух типов:

1. Воды, имеющие сток к руслам рек.

2. Воды, не имеющие стока, так называемые водяные линзы, которые могут мигрировать — “выдавливаться” из одного места в другое, разделяться

на части и объединяться спонтанно, прежде всего, при антропогенном вмешательстве в геологическую среду. Пополнение водой водяных линз происходит в основном за счет сезонных осадков (дожди, таяние снега) и просачивания вод промышленных и бытовых канализаций.

И подземные воды, имеющие сток, и, в особенности, водяные линзы могут быть загрязнены различными химическими соединениями природного и антропогенного характера, негативно влияющими на бетонные сооружения хранилищ или их элементов.

Изучая влияние факторов $\overline{ОС}$ на контейнеры и на хранилище РАО в целом, необходимо одновременно рассматривать как климатические, так и гидрогеологические факторы, поскольку они тесно связаны между собой (промерзание почвы в зимний период и оттаивание ее в весенне-летний период и т. д.). Степень взаимосвязи между погодными и гидрогеологическими факторами как реальными условиями эксплуатации контейнеров существенно зависит от времени года.

Качество $\overline{ОС}$, влияющей на процесс эксплуатации контейнеров, усредненное по определенному интервалу времени Δt , упрощая ситуацию, можно представить в виде простой суммы ее показателей, актуальных с точки зрения поставленной задачи, т. е. как некоторое линейное приближение:

$$Q_{\Delta t}^{\overline{ОС}} = \sum_i^n \alpha_i N_i,$$

где Δt в данном случае характеризует некоторый временной интервал, который можно соотнести, например, со временами года: зима, весна, лето, осень или каким-либо любым другим временным интервалом, например каждым месяцем года; N_i — показатели факторов $\overline{ОС}$ (условно не взаимозависимые), которые являются относительными к среднестатистическим значениям соответствующих показателей за период времени Δt ; α_i — статистический вес каждого показателя; n — количество выбранных показателей; $i = 1, 2, 3, \dots, n$.

Кроме того, предположим, что в рамках границ каждого интервала Δt качество $\overline{ОС}$ остается неизменным, т. е. $Q_{\Delta t}^{\overline{ОС}} = \text{const}$.

Такой подход позволяет составить “временную карту условий эксплуатации контейнеров”², что, в свою очередь, используя статистические данные, позволяет прогнозировать и оценивать вероятность действия негативных факторов (их сочетания) на эксплуатацию контейнеров во времени.

¹ Данная мерность пространства выбрана для большей наглядности. В зависимости от поставленной задачи она может быть увеличена или уменьшена.

² Такого рода “карты” составляют для всех объектов с особыми (повышенными требованиями) условиями эксплуатации, например для взлетных полос аэродромов, гидросооружений.

При этом мы постулируем, что контейнеры абсолютно идентичны и влияние условий эксплуатации на все контейнеры совершенно одинаково.

Например, рассмотрим представление факторов \overline{OC} (определяющих ее качество), действующих на контейнеры в летний период:

$$Q_{\text{лето}}^{\overline{OC}} = \alpha_1 N_1 + \alpha_2 N_2 + \alpha_3 N_3 + \alpha_4 N_4 + \dots, \quad (1)$$

где N_1 — относительный показатель среднесуточной температуры воздуха; N_2 — относительный показатель влажности воздуха; N_3 — число дождливых дней или наводнений за данный период; N_4 — относительный показатель колебания уровня грунтовых вод; N_5 — количество смерчей, ураганов, суховеев; N_6 — количество землетрясений; N_7 — относительный показатель, характеризующий радиационную обстановку (МЭД), и др.

Коэффициенты α_i , которые определяют вклад каждого из показателей в $Q_{\text{лето}}^{\overline{OC}}$, выбирают на основании экспериментальных данных и (или) экспертными методами (статистика наблюдений, опыт и др.), учитывая выполнение условия нормировки: в каждом рассматриваемом временном интервале Δt коэффициенты α_i подчиняются общему правилу

$$\sum_{i=1}^n \alpha_i = 1.$$

Очевидно, что колебания уровня грунтовых вод зависят от количества дождливых дней за данный период, т. е. показатели N_3 и N_4 связаны между собой, что, в общем случае, указывает на нелинейность общей характеристики $Q_{\text{лето}}^{\overline{OC}}$. Однако для простоты изложения будем рассматривать некоторые частные случаи, предполагая, что в данной климатической зоне в летний период дождей не так много, чтобы они существенно изменяли, например, уровень грунтовых вод в течение всего выбранного временного интервала Δt (например, около трех месяцев или менее). Такова наша модель, оправдывающая линейный характер соотношения (1).

Приведенные рассуждения не привязаны к какой-либо географической точке. Хотя если рассматривать, например, хранилища РАО, расположенные на территории зоны отчуждения в области Украинского Полесья, где климат достаточно влажный, то интервал Δt необходимо дифференцировать на его составляющие: $\Delta t_{\text{лето}} = \Delta t_{\text{лето } 1} + \Delta t_{\text{лето } 2} + \Delta t_{\text{лето } 3} + \dots$.

По такой же схеме можно рассмотреть качество $Q_{\Delta t}^{\overline{OC}}$ за любой промежуток времени Δt ; при этом, чем меньше Δt , тем с большей точностью и достоверностью, а в конечном итоге — на больший срок можно осуществить прогнозирование.

Для повышения точности прогнозирования влияния \overline{OC} на контейнеры (в зоне отчуждения), ввиду неустойчивости погоды в данном регионе, временной интервал $\Delta t_{\text{зима}}$ должен быть существенно меньше $\Delta t_{\text{лето}}$.

В общем случае качество окружающей среды, действующей на контейнеры в зимний период, можно представить, например, в следующем виде:

$$Q_{\text{зима}}^{\overline{OC}} = \alpha_1 N_1 + \alpha_2 N_2 + \alpha_3 N_3 + \alpha_4 N_4 + \dots, \quad (2)$$

где N_1 — относительный показатель среднесуточной температуры воздуха; N_2 — относительный показатель колебаний дневной и ночной температуры; N_3 — относительный показатель глубины промерзания грунта; N_4 — число оттепелей; N_5 — относительный показатель продолжительности снегопадов; N_6 — относительный показатель толщины снежного покрова, и т. д. в зависимости от поставленной задачи и, в частности, от временного интервала Δt , характеризующего зимний период.

Таким образом, имея соответствующие данные о реальном или потенциальном влиянии \overline{OC} на условия эксплуатации контейнеров, что, в конечном итоге, может существенно и необратимо влиять и на изменения их различных эксплуатационных характеристик со временем, можно принимать какие-либо корректирующие и (или) предупреждающие действия. А главное — полученные данные могут быть использованы в целях создания более совершенных конструкций как контейнеров для захоронения РАО, так и хранилищ.

Складирование контейнеров. Рассмотрим некоторые вопросы, касающиеся процесса складирования контейнеров с РАО в хранилище: их перемещение (установка) и расположение. Процесс установки контейнеров в хранилище, а также их взаимное расположение при эксплуатации могут существенно влиять на основные эксплуатационные характеристики, например на долговечность.

Вопросы, связанные с перемещением контейнеров с помощью специального оборудования (специальные краны, тележки, погрузчики, траверсы и др.), на каждом конкретном хранилище решаются по-разному, но с учетом соблюдения всех норм общетехнической и радиационной безопасности. При этом наибольший интерес представляет организация процессов: перевозка контейнеров с РАО по территории хранилищ, выполнение погрузочно-разгрузочных работ (перемещение контейнеров с РАО из транспортных средств и установка их на место складирования) и др., поскольку именно при таких операциях увеличивается вероятность аварий и аварийных ситуаций.

Организацию перевозки РАО по территории хранилищ (соответствующая инфраструктура), а также организацию и обустройство мест (площадок) погрузочно-

разгрузочных работ следует рассматривать как некоторое частное приложение к проекту конкретного хранилища, что не входит в нашу задачу.

Остановимся, прежде всего, на некоторых вопросах расположения контейнеров в хранилище, которые существенно влияют на их долговечность, принимая во внимание, что этот показатель должен составлять 300—500 лет.

Как правило, в хранилищах РАО контейнеры складировать двумя способами:

1. На открытой площадке¹ (может быть предусмотрен навес), например, хранилище твердых радиоактивных отходов ТРО-1, размещенное на территории комплекса производств (КП) “Вектор”.

2. В специальном закрытом сооружении²:

- хранилище приповерхностного типа (обваловывается после полного заполнения контейнерами);
- хранилище наземного модульного типа и др.

Приведенная выше формальная схема дифференциации условий эксплуатации контейнеров как рабочая версия необходима для того, чтобы разработать систему соответствующих алгоритмов действий, препятствующих развитию негативных процессов при их эксплуатации.

Речь идет о выполнении контейнерами своих защитных функций, в первую очередь — о прочностных характеристиках в течение определенного заданного времени их эксплуатации (о таком параметре надежности контейнера, как долговечность).

Если контейнеры находятся на открытой площадке (железобетонное основание, подстилающие слои и т. д.), то, естественно, влияние на них ОС существенно больше, чем в случае, когда они находятся в закрытом хранилище. Например, они в значительной степени подвержены влиянию атмосферных осадков и, если в летний, весенний и осенний сезоны контейнеры на ветру быстро высыхают, то основные трудности возникают в зимний сезон — занос снегом, обледенение и т. д. Однако при таких условиях эксплуатации контейнеров можно, при помощи специальных средств и методами дистанционного визуального наблюдения, более эффективно контролировать как состояние самих контейнеров,

так и железобетонного основания площадки. Последнее представляется наиболее важным.

Если контейнеры находятся в закрытом хранилище, они в большей степени, чем на открытой площадке, защищены от влияния ОС, однако при этом сложнее контролировать процесс разрушения бетонной плиты основания хранилища (фундамента) и подстилающих слоев, даже с учетом наличия соответствующих скважин.

В общем случае со стороны ОС на деградацию железобетонной плиты основания влияют грунтовые воды, атмосферные осадки, различные аэрозоли в виде выбросов химических производств (если таковые находятся поблизости), климатические перепады температур и др.

Кроме того, перечисленные в [3] физико-химические процессы разрушения, протекающие в бетонных или железобетонных конструкциях и изделиях, также существенно зависят от температуры, влажности воздуха и других факторов ОС, т. е. от климатических и погодных условий, при которых эксплуатируются данные сооружения (хранилища) или изделия, в том числе контейнеры.

Помимо природных факторов, влияющих на долговечность контейнеров при их складировании, существуют и другие, в частности фактор размещения контейнеров, который проявляется во влиянии нагрузки (давления), действующей на контейнеры при складировании их по принципу штабельной упаковки.

Отдельно стоящий, а тем более стоящий в штабеле контейнер постоянно находится в поле внешних и внутренних напряжений. Считается, что для любого твердого материала всегда существует определенное пороговое значение напряжения, при достижении которого тело начинает разрушаться лавинообразно. Процессам разрушения содействуют внешние нагрузки, которые имеют продольную (вертикальную, направленную вниз от верхнего контейнера к нижнему) P_z и поперечные P_x, P_y составляющие в горизонтальной плоскости xy .

Если контейнеры расположены в хранилище (штабельная упаковка) приповерхностного типа и пространство между контейнерами (штабелями контейнеров) плотно заполнено засыпкой, напряжения P_x и P_y в плоскости xy сбалансированы (уравновешены), а следовательно, ими можно пренебречь. В данном случае засыпка играет роль, во-первых, демпфера (амортизатора) и, во-вторых, жесткой ячеистой структуры. При этом внешняя нагрузка P_z ассоциируется с весом контейнера(ов), действующего(их) на расположенный(е) ниже другой(ие) контейнер(ы).

Если же штабеля контейнеров (состоящих, например, из 4 штук) находятся на открытой площадке и между ними имеется некоторое расстояние, то каждый контейнер испытывает напряжения

¹ Складирование контейнеров на открытой площадке рассчитано на определенное количество лет (в разных странах по-разному) с возможным последующим пролонгированием после принятия соответствующего решения. В Украине (Хмельницкая АЭС) базовый термин такого “временного” складирования составляет 30 лет; контейнеры ВВ-cube производства фирмы BalBok Engineering Co (София) стоят на открытой площадке Хмельницкой АЭС с 1995 года без заметных повреждений.

² В данных сооружениях сами контейнеры находятся под защитой других ЗБ, что при изначально правильном складировании может существенно продлить время их эксплуатации.

по трем направлениям хуз. При этом необходимо учитывать, что вес контейнера (брутто), например КТЗ-3.0¹ модификации с толщиной стенки 22 см, составляет в среднем 17400 кгс (коэффициент заполнения контейнеров — 0,8), и контейнеры устанавливают один на другой в четыре яруса. Таким образом, в среднем сила давления на нижний контейнер по всей его верхней площади (около 3,4 м²) составляет приблизительно 70 тс. Если в штабеле контейнеров по каким-либо причинам возникает отклонение от вертикали, вся нагрузка автоматически перераспределяется, давление на локальные участки верхней поверхности нижестоящего контейнера увеличивается, что в конечном итоге увеличивает риск его разрушения.

Отметим также, что контейнеры являются макрообъектами; несмотря на то что их ряды выставляют с помощью современных методов (лазерный уровень), они проседают, увеличивая тем самым напряжения в локальных областях каждого контейнера вертикального ряда. Жесткая сварная арматура, находящаяся внутри контейнера, делает его более устойчивым по отношению к различным нагрузкам [3]. Однако если контейнер имеет даже незначительное отклонение от вертикали, со временем арматура под нагрузкой начинает разрушать бетон в локально расположенной около нее области.

Для определения существующих пределов (допусков) при складировании контейнеров, например отклонения их от вертикали в случае штабельного складирования, необходимо проведение соответствующих стендовых экспериментов.

Возможно, между стоящими друг на друге контейнерами для сохранения вертикального положения верхнего контейнера нужно ставить демпфирующие прокладки из долговечного мягкого материала. В качестве одного из наиболее простых технических приемов можно предложить такой: перед установкой очередного верхнего контейнера на крышку нижнего контейнера одеть специальную форму из прочного пластика, в которую залить самовыравнивающийся слой бетона, а уже затем на образовавшуюся отвердевшую “идеально” горизонтальную поверхность поставить следующий контейнер. Однако такая операция приводит к увеличению нагрузки P_z . Кроме того, установку контейнеров в штабеле можно проводить с помощью специальных разборных направляющих.

Существует еще один важный аспект складирования контейнеров на открытой площадке.

Железобетонную плоскую плиту-основание², на которой размещаются контейнеры, можно

представить как тонкую (толщина пластины значительно меньше размеров основания) жесткую (пластины малого прогиба, не более 1/4 толщины) плоскую анизотропную (материал пластины не обладает одинаковыми упругими свойствами во всех направлениях) пластину. Такая пластина имеет определенные собственные частоты колебаний, которые зависят от размеров и материала пластины, характера ее анизотропии, характера и количества точек нагрузки и др. Ее поведение (частотные и амплитудные характеристики свободных и вынужденных колебаний; силовые факторы, выраженные через прогибы с учетом пластических деформаций, и др.) описывается уравнениями математической физики. Для получения точных решений соответствующих уравнений требуется необходимое и достаточное количество конкретных точных данных, которых, как правило, нет и получить их экспериментальным путем практически невозможно. В силу своей принципиальной неоднозначности данные уравнения решаются в рамках определенных граничных условий и часто носят лишь оценочный характер.

Колебательные процессы, в том числе и вынужденные колебания, в плите-основании могут быть вызваны самыми различными явлениями: подвижками грунтов (что актуально для зоны отчуждения), нагрузками на плиту при ее заполнении контейнерами и пр., которые существенно увеличивают вероятность разрушения плиты-основания и генерации негативных последствий для такой системы хранения РАО.

Отметим также, что железобетонная плита-основание создается заливкой металлической арматуры бетоном с наполнителем. Процесс заливки происходит не одномоментно, а в течение некоторого времени (исчисляемого в днях). При этом в различных участках плиты как по толщине, так и по площади, бетон застывает и превращается в бетонный камень в разное время, образуя соответствующие границы разделов между областями с различной плотностью бетона. Не вдаваясь в анализ и описание физико-химических процессов разрушения изделий из бетона, можно утверждать, что эти границы являются потенциальными источниками разрушения данной плиты [3]. Чем больше толщина и площадь такой плиты, тем процессы разрушения более вероятны и скорость их выше.

Рассмотрим в качестве примера еще один немаловажный фактор.

Железобетонную плиту-основание с установленными на ней штабелями контейнеров³ можно считать одной целостной системой, состоящей из двух

¹ Размер контейнера 194×194×185 см.

² На хранилище КП “Вектор” (хранилище ТРО-1) ее размер составляет 200×29,3 м.

³ Высота штабеля контейнеров составляет приблизительно 7,5 м.

подсистем, связанных между собой: описанной выше пластины и расположенного на ней множества осцилляторов — штабелей контейнеров, частоты и фаза колебаний которых, в общем случае, различны. Одно из свойств такой системы (пластина+осцилляторы) состоит в том, что колебания самой пластины-основания синхронизируют колебания отдельных осцилляторов (штабеля контейнеров), что может привести к весьма опасным резонансным явлениям. Кроме того, долговечность этих двух подсистем может существенно различаться; при этом возникает вопрос, сколько лет можно эксплуатировать их в данных условиях с сохранением проектных параметров на уровне, например, 90 %.

Предположим, что контейнеры быстрее, чем плита-основание, теряют уровень своих эксплуатационных характеристик. Тогда может появиться необходимость в переупаковке содержимого этих контейнеров в другие контейнеры. Таким образом, кроме чисто технической проблемы возникает новая проблема — экономическая, с учетом того, что на плите-основании располагается от 4000 до 4500 контейнеров.

И это далеко не полный перечень негативного влияния условий эксплуатации контейнеров при размещении их на открытой площадке.

В заключение следует обратить внимание еще на один методологический аспект. Влияние \overline{OS} на систему (плита-основание+контейнеры) можно рассматривать как процесс взаимодействия \overline{OS} с данной системой. Изучая параметры взаимодействия, в свою очередь, можно определить наиболее важный для эксплуатации интегральной системы параметр — энтропию системы, т. е. функцию, которая указывает на то, в какой мере система далека от состояния равновесия или близка к нему. При этом следует рассмотреть все условия, способствующие устойчивому равновесию между изменениями в системе и ее окружении. Разумеется, устойчивое равновесие данной интегральной системы можно поддерживать лишь в течение

относительно небольшого промежутка времени, например годы, а что касается десятилетий — вопрос. Все расчеты в этой области должны быть отражены в проектных решениях систем, а также в документации по анализу их безопасности.

Выводы

Открытое складирование контейнеров на больших по площади основаниях несет в себе угрозу разрушения как самих оснований, так и контейнеров, расположенных на них. Поэтому нужно искать принципиально новые решения при создании хранилищ временного хранения РАО в контейнерах.

На первый взгляд, вместо целостной плиты-основания необходимо создавать плиты-основания существенно меньшего размера по площади и, главное, не связанные между собой общим фундаментом. Однако этот вопрос требует изучения.

Предполагается, что после заполнения открытого хранилища ТРО-1 оно будет обваловано в соответствии с существующим проектом. При этом существует два концептуальных подхода:

- хранилище обваловывают после полного заполнения его контейнерами;
- хранилище обваловывают по мере его заполнения контейнерами

Очевидно, в любом случае чрезвычайно важна технология процесса обваловывания, чтобы не разрушить установленные штабеля контейнеров. В этой связи предложенный вариант конструкции хранилища, который предусматривает меньшие по площади и не связанные между собой плиты-основания, был бы более рациональным не только с точки зрения прочностных характеристик самой плиты-основания, но и с точки зрения заполнения ее контейнерами с последующим обваловыванием.

В заключение подчеркнем, что рассмотренные элементы некоторой формализации при решении поставленной задачи актуальны для любых хранилищ и любых контейнеров рассматриваемого типа.

Список использованной литературы

1. Васильченко В. Н. Защитные барьеры в ядерной энергетике: основные причины деградации / В. Н. Васильченко, Я. А. Жигалов, Г. А. Сандул // Ядерна енергетика та довілля. — 2013. — № 1. — С. 38—45.
2. Защитные барьеры в ядерной энергетике: некоторые сценарии деградации системы “контейнер+ радиоактивные отходы” / В. Н. Васильченко, Я. А. Жигалов, А. В. Носовский, Г. А. Сандул // Ядерна та радіаційна безпека. — 2013. — № 4 (60). — С. 26—32.
3. Некоторые сценарии деградации бетонных конструкций, используемых в качестве защитных барьеров в ядерной энергетике / В. Н. Васильченко, Я. А. Жигалов, А. В. Носовский, Г. А. Сандул // Ядерна енергетика та довілля. — 2013. — № 2. — С. 22—30.
4. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення : НРБУ-97 / Д-2000. — К., 2000. — 80 с.

Получено 31.03.2014

УДК [556.1:577.34] (285.33)

В. В. Беляев, Е. Н. Волкова

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

МОДЕЛИРОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ САМООЧИЩЕНИЯ ВОДНЫХ МАСС ОТ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ

Определена скорость очищения водных масс от радионуклидов в наиболее загрязненных водоёмах Украины. В водоёмах зоны отчуждения содержание ^{137}Cs в водных массах уменьшалось с периодом полуочищения $9,6 \pm 1,4$ года. Рассмотрен механизм замедления скорости очищения водных масс от радионуклидов. Показано, что через два года после поступления радионуклида в водоём происходит значительное замедление скорости очищения водных масс.

Ключевые слова: водоёмы, радионуклиды, скорость очищения, период полуочищения.

Прогнозная оценка качества природных вод в условиях антропогенной нагрузки, в частности при поступлении искусственных радионуклидов или радионуклидов техногенно усиленных источников природного происхождения в водоёмы, является одной из важнейших задач охраны окружающей среды. Загрязняющие вещества могут попадать в водоёмы с аэрозольными выпадениями, поступать в результате смыва с площади водосбора или со сбросными водами предприятий.

В настоящее время большинство моделей, описывающих распространение загрязняющих веществ в водных массах, базируются на предположении, что изменение концентрации загрязнителей в единицу времени пропорционально их концентрации и гидродинамическим характеристикам потока [1—5]. Во многих случаях невозможно учесть все факторы, влияющие на концентрацию загрязнителей в водных массах, поэтому при моделировании прибегают к обобщениям и упрощению описания процессов.

Одним из удачных примеров упрощения описания гидродинамических процессов является модель Ю. А. Егорова и С. В. Казакова [6—8], прогнозирующая динамику содержания радиоактивных веществ в воде, донных отложениях и биоте. В этой модели, как и большинстве других, параметр, описывающий самоочищение водных масс от радионуклидов, является величиной постоянной. При этом подразумевается, что данную величину можно применять для большинства пресноводных водоёмов. Однако скорость очищения водных масс Киевского водохранилища от ^{137}Cs за период 1987—1995 гг., рассчитанная нами по этой модели [9], оказалась гораздо меньше указанной авторами модели. Также имеются сведения о том, что с течением времени в водоёмах Восточно-Уральского радиоактивного следа наблюдалось замедление скорости самоочищения водных масс от радионуклидов [10]. Поэтому целью нашей работы было не только определение скорости самоочищения водных масс от радионуклидов, но и раскрытие механизмов ее замедления.

Работа выполнена при поддержке НАН Украины, договор № К-8-51/2013.

Методические подходы к определению скорости самоочищения водных масс от радионуклидов. В случае, когда можно пренебречь гидрологическими процессами, в том числе разбавлением водных масс водоёмов более чистыми водами притоков, самоочищение водных масс от радионуклидов описывается следующей формулой:

$$A(t) = A(0) \cdot \exp\left(\frac{-t \cdot \ln 2}{T_{1/2}}\right), \quad (1)$$

где $A(t)$ — активность радионуклида в водных массах в момент времени t , Бк; $A(0)$ — начальная активность радионуклида в водных массах, Бк; t — время нахождения радионуклида в водных массах, сут; $T_{1/2}$ — период полуочищения водных масс от радионуклида, сут.

Для водотоков и водохранилищ формулу (1) можно интерпретировать следующим образом: $A(0)$ и $A(t)$ — активность радионуклидов, проходящих через верхнее и нижнее сечения (на входе и выходе водохранилища), t — время прохождения водных масс от верхнего до нижнего сечения. Тогда формула (1) принимает вид

$$A(t) = A(0) \cdot \exp\left(\frac{-\ln 2}{K \cdot T_{1/2}}\right), \quad (2)$$

где $A(0)$, $A(t)$ — активность радионуклидов притока и стока; $K=365,25/t$ — коэффициент водообмена, год $^{-1}$.

В [7] отмечается, что расчет скорости самоочищения водных масс водоёмов-охладителей АЭС от радионуклидов, выполненный по временным рядам концентрации радионуклидов в воде и расходу воды, отличается малой точностью в связи со значительной вариабельностью величины концентрации. Расчет, выполненный по формуле (2), где учитывается общая усредненная за определенные промежутки времени активность радионуклида, будет более точным.

Расчет параметров самоочищения водных масс водохранилищ Днепроовского каскада. Используя данные о балансе ^{90}Sr и ^{137}Cs в Киевском водохранилище и в целом по Днепроовскому каскаду, мы определили скорость очищения водных масс от указанных радионуклидов. Анализ данных [11, 12] показывает, что за период 1987—1995 гг. задерживалось 8—33 % поступившего в Киевское водохранилище ^{90}Sr , что соответствует периоду полуочищения от 82 до 508, в среднем 188 ± 145 сут. В расположенных ниже водохранилищах (от Каневского до Каховского) аккумуляровалось 21—67 % поступившего ^{90}Sr , что соответствует периоду полуочищения 830 ± 290 сут, т. е. самоочищение водных масс этих водохранилищ от ^{90}Sr происходило гораздо медленнее, чем Киевского.

Таким образом, в очищении водных масс от ^{90}Sr наблюдаются две компоненты. Итерационными методами установлено, что парциальный вклад быстрой компоненты очищения водных масс от ^{90}Sr составляет 36 %, парциальный период полуочищения — 50 сут; для второй, более медленной компоненты — 64 % и 1200 сут, соответственно.

Водность рек изменяется с годами, соответственно изменяется коэффициент водообмена, т. е. время прохождения водных масс между разрезами. В Киевском водохранилище, в зависимости от водности года, коэффициент водообмена составляет $6,7\text{—}15,6 \text{ год}^{-1}$ [13]. Расчеты показывают, что с уменьшением водообмена в водоёме увеличивается доля ^{90}Sr , выводимая из водных масс с быстрой компонентой, следовательно, увеличивается и общая доля этого радионуклида, изымаемая из водных масс, что приводит к формальному уменьшению периода полуочищения водных масс, рассчитанного в однокомпонентном приближении

по формуле (2). Зависимость периода полуочищения водных масс от коэффициента водообмена наилучшим образом описывается линейной функцией (рис. 1).

Ранее, на основании теоретических расчетов, нами было показано [14], что вычисления в однокомпонентном приближении, проведенные по формуле (2), в случае многокомпонентных процессов дает величины периода полууменьшения, значительно отличающиеся от парциальных периодов. Таким образом, натурные данные хорошо согласуются с теоретическими расчетами.

Отметим, что ^{90}Sr мигрирует с водными массами в основном в растворенном виде и приведенные данные относятся к растворенным формам радионуклида.

В отличие от стронция, изотопы цезия мигрируют в водных массах в растворенной и сорбированной на взвешах формах примерно в равных долях. В Киевском водохранилище период полуочищения водных масс от сорбированного на взвешах ^{137}Cs составляет 27 ± 5 сут, от растворенного — 111 ± 39 сут. За время прохождения водных масс через Киевское водохранилище в донные отложения выводится 53—85 % поступившего с твердым стоком ^{137}Cs и 12—33 % растворенной формы радионуклида. Средний период полуочищения водных масс Киевского водохранилища от ^{137}Cs составляет 60 ± 14 сут. В диапазоне водообмена, характерного для Киевского водохранилища, не обнаружено взаимосвязи скорости очищения водных масс от ^{137}Cs и коэффициента водообмена (на рис. 2 приведены формулы линейной регрессии).

Расчет скорости самоочищения водных масс загрязненных водоёмов зоны отчуждения. Для водохранилищ мы рассчитывали скорость

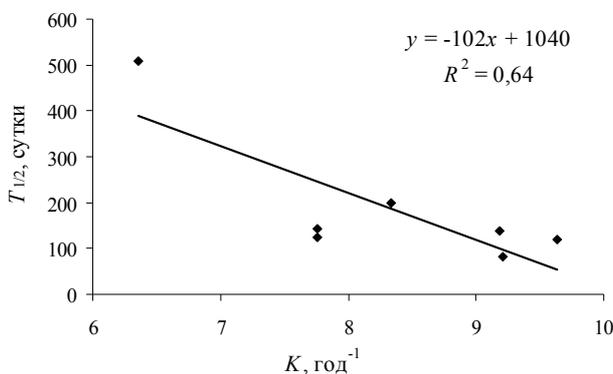


Рис. 1. Зависимость от коэффициента водообмена (K) периода полуочищения ($T_{1/2}$) водных масс от ^{90}Sr (Киевское водохранилище, 1987—1993 гг.); R — коэффициент корреляции

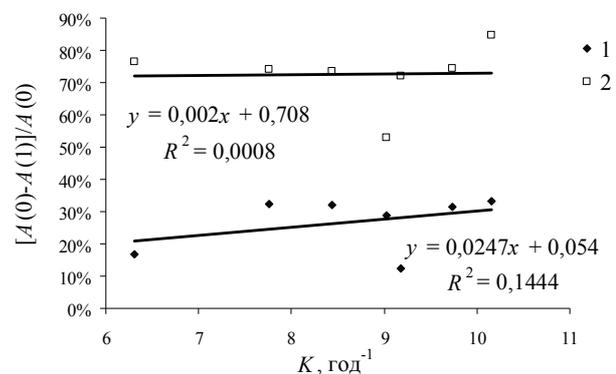


Рис. 2. Зависимость доли ^{137}Cs , аккумулярованной в водохранилище, в растворенной (1) и сорбированной на взвешах (2) формах от коэффициента водообмена (Киевское водохранилище, 1987—1993 гг.); $A(0)$ — приток радионуклида в водохранилище; $A(1)$ — сток радионуклида из водохранилища; R — коэффициент корреляции

очищения водных масс от радионуклидов на основании баланса радионуклидов в экосистеме. Для замкнутых водоёмов скорость самоочищения водных масс можно оценить по многолетним трендам усредненной активности радионуклидов в воде.

Вычислены периоды полуочищения водных масс от радионуклидов наиболее загрязненных водоёмов зоны отчуждения с использованием данных ГСНПП «Экоцентр» [15—17] за период 1997—2012 гг. Содержание ^{137}Cs в водных массах уменьшалось с периодом полуочищения $9,6 \pm 1,4$ года (средневзвешенное значение $9,1 \pm 0,8$ года) (табл. 1). Примерно с такой же скоростью уменьшалось содержание ^{90}Sr в водных массах озера Азбучин и Яновского затона, в других водоёмах достоверное снижение концентрации ^{90}Sr в водных массах не зарегистрировано. Эффективный период полуочищения водных масс от радионуклидов, учитывающий радиоактивный распад изотопов, будет примерно на 25 % меньше.

Моделирование самоочищения водных масс при разовом поступлении радионуклидов в водоём. Приведенная выше оценка скорости самоочищения от радионуклидов водохранилищ Днепровского каскада и водоёмов зоны отчуждения основана на фактическом материале о многолетнем содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных массах. Теперь, на основании теоретических предположений, определим скорость самоочищения водных масс в случае разового поступления радионуклидов в водоём. При расчетах были приняты следующие условия: 1) хроническое поступление и сток радионуклидов в водоёме отсутствуют; 2) самоочищение водных масс происходит только за счет сорбции радионуклидов верхним «активным» слоем ила и на взвесах; 3) скорость седиментации и коэффициенты накопления (K_n), т. е. отношение удельной активности радионуклида в донных отложениях к его концентрации в воде, постоянны. Принятые условия позволяют проводить аналитические расчеты в интегральном виде. Радиоактивный распад и стационарный сток можно описать следующим выражением:

$$p_{\text{эф}} = p_0 + p_{\text{ф}} + p_{\text{с}},$$

где $p_{\text{эф}}$ — эффективная скорость самоочищения, с^{-1} ; p_0 — скорость самоочищения водных масс от радионуклидов за счет сорбции на взвесах и «активным» слоем донных отложениями, с^{-1} ; $p_{\text{ф}}$ — скорость физического распада радионуклида, с^{-1} ; $p_{\text{с}}$ — скорость стока радионуклида, с^{-1} .

Эффективная скорость самоочищения связана с эффективным периодом полуочищения ($T_{\text{эф}}$) следующим выражением:

$$T_{\text{эф}} = \ln 2 / p_{\text{эф}}.$$

Таблица 1. Периоды полуочищения водных масс ($T_{1/2}$) от радионуклидов некоторых водоёмов зоны отчуждения, лет

Водоём	^{90}Sr	^{137}Cs
оз. Азбучин	$9,1 \pm 1,1$	$8,8 \pm 0,9$
Водоём-охладитель ЧАЭС	—*	$8,9 \pm 0,5$
Яновский затон	$8,6 \pm 0,6$	$11,9 \pm 2,2$
оз. Далекое	—	$9,7 \pm 3,4$
оз. Глубокое	—	$8,5 \pm 0,4$

* «—» — значение не определено

В качестве параметров модели использовались литературные и полученные нами данные по Киевскому водохранилищу: 1) площадь илонакопления составляет 0,5 акватории, средняя скорость илонакопления равна 0,8 см/год, что соответствует 7 кг/м^2 при естественной влажности или $1,4 \text{ кг/м}^2$ сухой массы в год; 2) для песков коэффициент накопления ^{90}Sr $K_n=300 \text{ л/кг}$, ^{137}Cs — $K_n=1000 \text{ л/кг}$; 3) для илов и взвесей коэффициент накопления ^{90}Sr $K_n=2000 \text{ л/кг}$, ^{137}Cs — $K_n=100000 \text{ л/кг}$; 4) средняя глубина водоёма — 4 м. При таких параметрах накоплением радионуклидов в песках можно пренебречь, при этом ошибка расчетов для ^{137}Cs не превышает 1 %, для ^{90}Sr — 15 %.

Для других пресноводных водоёмов приведенные выше параметры могут сильно отличаться. Так, по нашим оценкам, в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС средняя по акватории скорость илонакопления ($0,36 \text{ кг/м}^2$ в год) в два раза меньше, чем в Киевском водохранилище, а коэффициент накопления ^{137}Cs взвесьями $K_n=270000 \text{ л/кг}$, илами — не превышает 18000 л/кг. Для оз. Белого, расположенного на территории Владимирецкого района Ровенской области, характерны незначительные средние скорости илонакопления, а интегральная плотность загрязнения ^{137}Cs песков выше, чем илов.

Для аналитического описания модели примем следующие обозначения: A_0 — разово поступившая в водоём активность радионуклида на единицу акватории, Бк/м^2 ; V — объем воды на единицу площади, л/м^2 ; Δh — средняя по водоёму скорость илонакопления, $\text{кг} \cdot (\text{м}^2 \cdot \text{год})^{-1}$; z — мощность «активного» слоя донных отложений, кг/м^2 ; $T_{1/2}$ — период полуочищения водных масс от радионуклидов, лет; $A_b(t)$, $A_d(t)$ — удельная активность воды и донных отложений, соответственно, в момент времени t , Бк/л (Бк/кг). Равенство величин K_n для взвесей и илов тождественно равенству удельной активности радионуклида на взвесах и верхнем «активном» слое илов.

Через год после поступления баланс радионуклидов описывается следующим уравнением:

$$A_0 = A_b(t) \cdot V + A_d(t) \cdot (\Delta h + z). \quad (3)$$

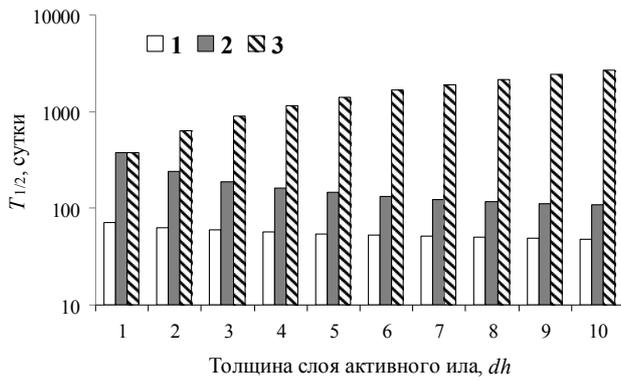


Рис. 3. Динамика скорости очищения водных масс от ^{137}Cs ($dh \equiv \Delta h$) — скорость илонакопления: 1 — первый год; 2 — второй год; 3 — третий год

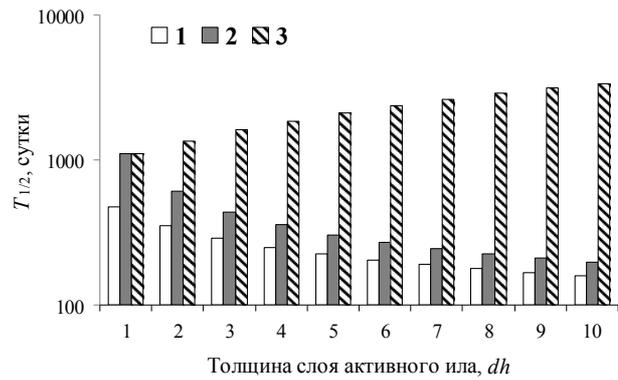


Рис. 4. Динамика скорости очищения водных масс от ^{90}Sr ($dh \equiv \Delta h$) — скорость илонакопления: 1 — первый год; 2 — второй год; 3 — третий год

Введем безразмерную величину n , численно равную $z/\Delta h$; тогда уравнение (3) можно записать следующим образом:

$$A_0 = A_b(t) \cdot V + A_d(t) \cdot \Delta h \cdot (1 + n). \quad (4)$$

Используя подстановку $A_d = K_n \cdot A_b$, исключаем из уравнения (4) удельную активность донных отложений (подстановка справедлива для верхнего участвующего в обмене слоя илов при $t \gg 1$ сут):

$$A_0 = A_b(t) \cdot V + A_b(t) \cdot K_n \cdot \Delta h \cdot (1 + n), \quad (5)$$

или

$$A_0/V = A_b(t) \cdot (1 + K_n \cdot \Delta h \cdot (1 + n)/V). \quad (6)$$

Используя уравнения (1) и (6), получаем значение $T_{1/2}$ (лет) за первый год:

$$T_{1/2} = \ln 2 \cdot [\ln(1 + K_n \cdot \Delta h \cdot (1 + n)/V)]^{-1}. \quad (7)$$

Для последующих лет последовательно применяли описанную выше схему, т. е. уравнения (4)—(7) с учетом захоронения (исключения из расчета) активности нижнего слоя, равного Δh .

При выбранных параметрах, в зависимости от мощности «активного» слоя ила, за первый год после поступления ^{137}Cs в водоём его содержание в водных массах уменьшится в 35—195 раз, что соответствует периоду полуочищения водных масс от радионуклида 71—48 сут (рис. 3). За второй год активность водных масс уменьшится в 2—10 раз с периодом полуочищения 380—108 сут, в последующие годы период полуочищения будет

составлять 380—2670 сут. Расчеты показывают, что через два года после поступления ^{137}Cs в водоём, при любой фиксированной мощности слоя «активного» ила, периоды полуочищения водных масс не изменяются со временем. Таким образом, при мощности «активного» слоя $10\Delta h$, начиная с третьего года, активность ^{137}Cs в водных массах будет уменьшаться в два раза за 7,3 года. Отметим, что если в первые два года с увеличением мощности «активного» слоя скорость выведения радионуклида из водных масс увеличивается, то в дальнейшем скорость очищения водных масс замедляется.

Очищение водных масс от ^{90}Sr происходит медленнее, чем от ^{137}Cs (рис. 4). При мощности «активного» слоя ила Δh период полуочищения водных масс составит 1,5—3 года. При мощности «активного» слоя $10\Delta h$ период полуочищения водных масс от ^{90}Sr за первый год составляет 160 сут, за второй — около 200 сут, за третий и последующие годы — около 9,2 года.

Выводы

Результаты моделирования скорости самоочищения водных масс от радионуклидов за первый год после поступления хорошо согласуются с данными, полученными на примере каскада Днепровских водохранилищ, результаты последующих лет — со скоростью очищения водных масс от радионуклидов водоёмов зоны отчуждения. Учет захоронения радиоактивности в донных отложениях позволяет объяснить замедление процессов самоочищения водных масс от радионуклидов.

Список использованной литературы

1. Горев Л. М. Основы моделирования в гидроэкологии: Пособие / Л. М. Горев. — К. : Либидь, 1996. — 336 с.
2. Лаврик В. И. Методы математического моделирования в экологии / В. И. Лаврик. — К. : Видавничий дім «КМ Академія», 2002. — 203 с.

3. *Лутковський В. В.* “Мягкая” модель водного транспорта загрязнителей — растворенных форм радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs с учетом нелинейного массообмена с дном / В. В. Лутковский, С. Н. Ягодинец // Наукові праці УкрНДГМІ. — 2003. — Вип. 251. — С. 174—183.
4. *Мокін В. Б.* Моделирование динамики процессов биологического самоочищения вод с учетом их последовательно-одновременной взаимосвязи у водных системах / В. Б. Мокін // Гидробиол. журнал. — 2012. — Т. 48, № 2. — С. 105—113.
5. Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на Чернобыльской АЭС. Прогнозы загрязнения вод, оценки рисков водопользования и эффективности водоохраных контрмер для водных экосистем зоны влияния Чернобыльской аварии / Под ред. О. В. Войцеховича. — Т. 2. — К. : Чернобыльинтеринформ, 1998. — 277 с.
6. *Егоров Ю. А.* Принципы математического моделирования при прогнозировании и управлении жидкими радиоактивными сбросами АЭС / Ю. А. Егоров, С. В. Казаков; под общ. ред. Ю. А. Егорова // Радиационная безопасность и защита АЭС: Сб. ст. — М. : Энергоатомиздат, 1985. — Вып. 9. — С. 160—168.
7. *Егоров Ю. А.* Прогнозирование накопления радионуклидов в основных компонентах экосистем водоемов-охладителей АЭС и оценка допустимого сброса радионуклидов в водоем / Ю. А. Егоров, С. В. Казаков; под общ. ред. Ю. А. Егорова // Радиационная безопасность и защита АЭС: Сб. ст. — М. : Энергоатомиздат, 1987. — Вып. 12. — С. 107—116.
8. Оценка эффекта самоочищения воды водоемов-охладителей АЭС от радиоактивных веществ / Ю. А. Егоров, С. В. Казаков, С. В. Леонов, Н. В. Стаурин; под общ. ред. Ю. А. Егорова // Радиационная безопасность и защита АЭС: Сб. ст. — М. : Энергоатомиздат, 1985. — Вып. 9. — С. 204—209.
9. *Волкова О. М.* Вплив гідрологічних факторів на формування радіонуклідного забруднення гідробіонтів / О. М. Волкова, В. В. Беляєв // Ядерна фізика та енергетика. — 2009. — Т. 10, № 1. — С. 80—86.
10. *Левина С. Г.* Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах восточно-уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: автореф. дис. ... доктора биол. наук: спец. 03.00.01-03 «Радиобиология» / С. Г. Левина. — М., 2007. — 47 с.
11. Моделирование и изучение механизмов переноса радиоактивных веществ из наземных экосистем в водные объекты зоны влияния Чернобыльской аварии: Заключительный отчет проекта экспериментального сотрудничества / Под ред. У. Сансоне и О. В. Войцеховича. — Чернобыль : Чернобыльтехинформ, 1996. — 195 с.
12. Радиоекология водных объектов зоны влияния аварии на ЧАЭС / Под ред. О. В. Войцеховича. — Т. 1. — К. : Чернобыльинтеринформ, 1997. — 308 с.
13. *Тимченко В. М.* Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко. — К. : Наук. думка, 2006. — 384 с.
14. *Беляев В. В.* Роль временного фактора в определении скорости выведения ^{90}Sr и ^{137}Cs у пресноводных рыб / В. В. Беляев, Е. Н. Волкова // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. — 2012. — № 2 (19). — С. 51—56.
15. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього : Національна доповідь України. — К. : КІМ, 2011. — 356 с.
16. Радіаційний стан на території зони відчуження у 2010 році / С. І. Кіреєв, Б. О. Годун, Д. О. Вишневський та ін. // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов’язкового) відселення. — 2011. — № 1 (37). — С. 37—62.
17. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М. І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кіреєв та ін.; за ред. акад. НАН України В. Д. Романенка — К. : Наук. думка, 2010. — 263 с.

Получено 21.11.2013

УДК 556.556:621.311.25 (477.43)

В. М. Тимченко, О. В. Тимченко, О. А. Гуляева

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЭКОЛОГО-ГИДРОДИНАМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА
ВОДОЁМА-ОХЛАДИТЕЛЯ ХМЕЛЬНИЦКОЙ АЭС

Рассматриваются экологически значимые элементы гидродинамики водоёма-охладителя Хмельницкой АЭС, а именно течения, волнение и вертикальное турбулентное перемешивание. Рекомендуется повысить эффективность охлаждения водных масс в водоёме путем создания направляющих дамб.

Ключевые слова: динамика водных масс, водообмен, течения, водоём-охладитель АЭС.

Известно, что динамика водных масс является одним из ведущих факторов функционирования экосистем водных объектов. Из всей совокупности динамических явлений в водоёмах основная роль в формировании состояния их экосистем и качества воды принадлежит переносу и перемешиванию. Перенос обеспечивает водообмен между отдельными участками водоёмов, распределение по акватории тепла, растворенных и взвешенных веществ, живых организмов, а перемешивание — массо- и теплообмен между отдельными слоями и объемами воды [1].

Перенос водных масс обусловлен в основном течениями (градиентными, стоковыми, ветровыми и др.). Оценка режима течений в водоёмах обычно осуществляется натурными измерениями. Для получения общей картины течений в водоёме часто используются зависимости или математические модели, основанные на эмпирических соотношениях или теоретических гидродинамических законах [1].

Большинство математических моделей исходит из положений теории Экмана [2] и теории полных потоков Штокмана [3] и Свердруп [4]. Наибольшее практическое применение для расчёта течений во внутренних водоёмах получили так называемые двухмерные в горизонтальной плоскости модели. Типичным представителем таких моделей является гидродинамическая стационарная модель ветровых течений, которая позволяет рассчитывать циркуляции вод при переменном значении коэффициента вертикального турбулентного обмена [5]. В разных модификациях она нашла применение при исследованиях на Черном, Каспийском и Белом морях, Невской губе, на Ладожском, Онежском и других озерах, на водохранилищах и лиманах. Наш многолетний опыт оценки влияния течений на функционирование экосистем водоёмов Украины показывает, что большинство экологических задач на континентальных водоёмах вполне достоверно решается при использовании модели ветровых течений в том виде, в котором она представлена для случая малых глубин [5—7]. Более того, наши исследования дают основание

считать ее приемлемой к малым внутренним водоёмам — пойменным озёрам, лиманам, заливам, прудам и т. д. Некоторые ограничения, обусловленные стационарностью этой модели, при эколого-гидрологических оценках и прогнозах негативной роли практически не играют.

Основные положения метода «полных потоков», с помощью которого реализуется модель, состоят в следующем.

Функция полных потоков ψ , т. е. функция тока интегрального по вертикали переноса воды, определяется из уравнения

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{1}{H^3} \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{1}{H^3} \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) = \frac{1}{2A_z} \cdot \text{rot}_z \frac{\mathbf{T}}{H}, \quad (1)$$

где A_z — коэффициент вертикального турбулентного обмена, $\text{см}^2/\text{с}$; H — глубина водоёма, м; \mathbf{T} — тангенциальное напряжение ветра, $\text{Н}/\text{м}^2$.

Составляющие тангенциального напряжения ветра по осям координат T_x и T_y определяются через скорость ветра по формулам

$$T_x = \gamma_b \cdot w \cdot w_x; \quad T_y = \gamma_b \cdot w \cdot w_y,$$

где γ_b — параметр трения ветра, принятый для морей равным $3,25 \cdot 10^{-6} \text{ г}/\text{см}^3$; w , w_x и w_y — модуль и составляющие скорости ветра по осям x и y , м/с.

Функция полных потоков связывается с динамическими уклонами поверхности водоёма соотношениями

$$\frac{\partial \zeta}{\partial x} = -\frac{3T_x}{2g\rho H} - \frac{3A_z}{g\rho H^3} \frac{\partial \psi}{\partial y}; \quad (2)$$

$$\frac{\partial \zeta}{\partial y} = -\frac{3T_y}{2g\rho H} - \frac{3A_z}{g\rho H^3} \frac{\partial \psi}{\partial x}, \quad (3)$$

где $\partial \zeta / \partial x$ и $\partial \zeta / \partial y$ — уклоны водной поверхности по осям x и y ; g — ускорение свободного падения, $\text{м}/\text{с}^2$; ρ — плотность воды, $\text{г}/\text{см}^3$.

Горизонтальные составляющие скорости течения по осям x и y (соответственно u и v) определяются величинами динамических уклонов:

$$u = \frac{T_x}{A_z} \cdot (H - z) + \frac{\rho g \cdot (H^2 - z^2)}{2A_z} \frac{\partial \zeta}{\partial x}; \quad (4)$$

$$v = \frac{T_y}{A_z} \cdot (H - z) + \frac{\rho g \cdot (H^2 - z^2)}{2A_z} \frac{\partial \zeta}{\partial y}, \quad (5)$$

где z — глубина расчетного горизонта.

Расчет поля полных потоков сводится к решению уравнения (1) в конечно-разностной форме методом релаксаций. При этом значения функции полных потоков в предельных точках (на контуре водоёма) принимаются равными нулю. На жидких границах, т. е. на участках, через которые осуществляется внешний водообмен (реки, каналы, проливы), значения функции отвечают значениям притока или оттока. По уравнениям (4) и (5) находят значения уклонов водной поверхности и скоростей течения на отдельных горизонтах.

При использовании уравнений (2)—(5) необходимо уточнять ряд параметров и условий. В частности, при определении коэффициента вертикального турбулентного обмена, для чего обычно используется формула

$$A_z = \frac{\gamma_b}{4\rho a_0} \cdot w \cdot H,$$

где ветровой коэффициент a_0 (соотношение между скоростью ветра и скоростью вызванного им дрейфового течения) мы предлагаем, как и для морей, принимать равным 0,0125 [1].

При установлении шага сетки (детальности) расчетов следует учитывать реальные особенности конфигурации береговой линии и морфометрии водоёма.

Необходимым условием использования метода математического моделирования течений является его верификация применительно к конкретному водоёму. Следует отметить, что во многих разработках по расчёту течений методом «полных потоков» отмечается удовлетворительное совпадение рассчитанных и наблюдаемых параметров течений.

Применение метода «полных потоков» на водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС, результаты расчетов по которому приведены ниже, фактически является одной из первых попыток его реализации в антропогенно стратифицированном континентальном водоёме. В качестве исходной информации использованы справочные гидрометеорологические материалы и техническая документация службы эксплуатации АЭС. В итоге получены схемы течений (циркуляций вод) при разных погодных

и эксплуатационных условиях. Заметим, что изолинии функций токов на схемах указывают на интегральное (суммарное по глубине) направление перемещения водных масс, а их густота пропорциональна интенсивности перемещения.

Рассмотрены ситуации, когда эксплуатируется один или два энергоблока АЭС в летний период. Учтены глубины и форма береговой линии, направление и скорость ветра, а также объемы воды, которые принимают участие в производственном цикле АЭС. Во время работы одного блока АЭС расход воды в районе водозабора принят равным $55 \text{ м}^3/\text{с}$, такой же объем воды одновременно возвращается в водоём. Средний расход воды во время эксплуатации двух энергоблоков принят равным $110 \text{ м}^3/\text{с}$.

Итак, в безветренную погоду водные массы, которые сбрасывает АЭС, согласно рассчитанным схемам циркуляций вод (рис. 1, а), перемещаются лишь по северо-восточной части водоёма-охладителя и попадают на водозабор станции. Повышение мощности работы АЭС влияет только на интенсивность этого транзитного потока, но не меняет общую схему течений, хотя потоки охватывают более обширную часть акватории (рис. 1, б).

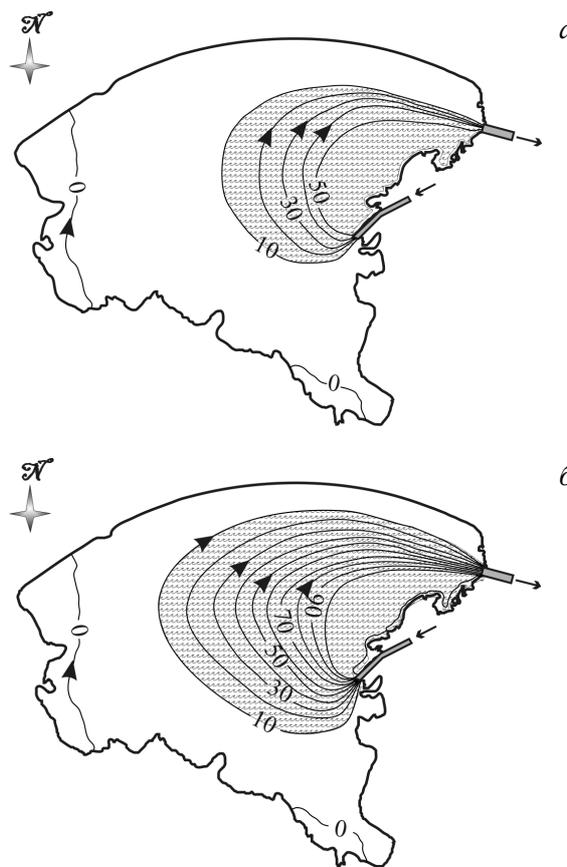


Рис. 1. Схема течений (функции токов, $\text{м}^3/\text{с}$) в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС при отсутствии ветра (штриховкой показана зона транзита нагретых вод):

а — работает один энергоблок;
б — работают два энергоблока

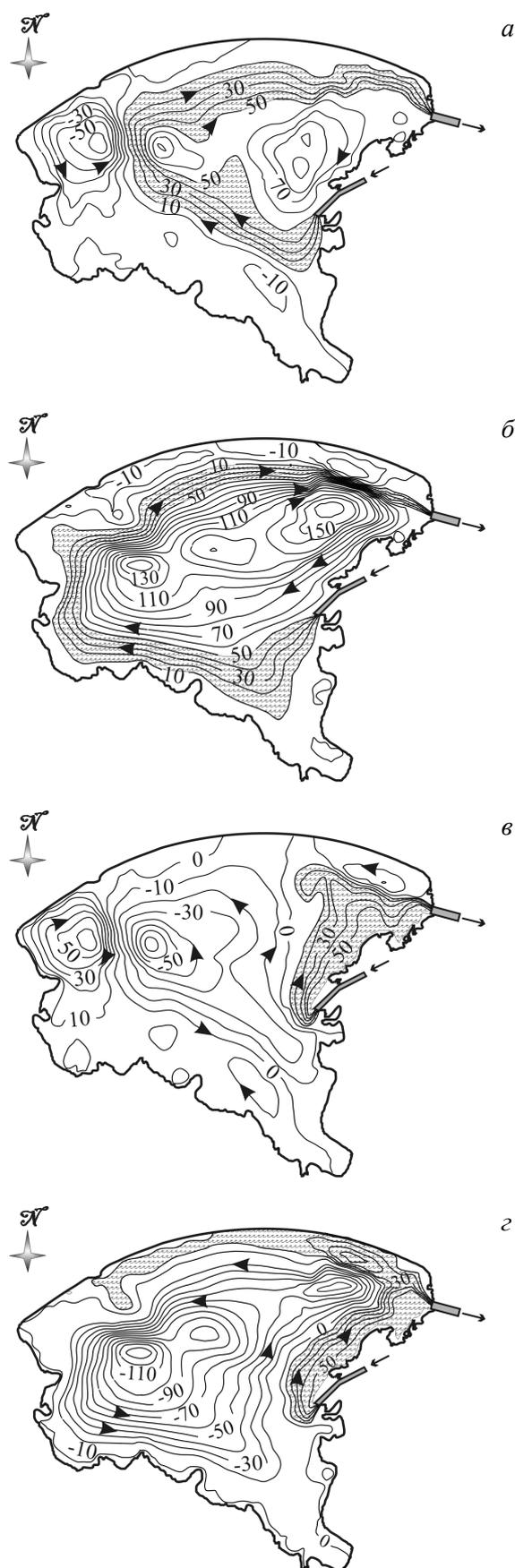


Рис. 2. Схема течений в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС при ветре средней интенсивности (3 м/с) северного (а), восточного (б), южного (в) и западного (г) направлений

При ветре северного направления транзитный поток значительно удлиняется (рис. 2, а). От места сброса он направляется в западную часть водоёма, а затем, изменяя направление на восточное, оmyвает северный берег и попадает к водозабору АЭС. Кроме того, в восточной части водоёма образуется поле с антициклональным перемещением водных масс мощностью до $30 \text{ м}^3/\text{с}$, а у западного берега — циклональным, мощностью до $50 \text{ м}^3/\text{с}$.

Восточный ветер имеет самое благоприятное влияние на процесс охлаждения нагретых на станции водных масс. Он вынуждает транзитный поток двигаться по длинной траектории (рис. 2, б). Кроме того, в центральной части водоёма образуется большая антициклональная циркуляция мощностью до $100 \text{ м}^3/\text{с}$, которая формируется за счёт северного транзитного потока. Тем самым значительно увеличивается время теплоотдачи вод в атмосферу.

Южный ветер вынуждает транзитный нагретый поток двигаться по короткой траектории (рис. 2, в). В таких условиях теплые сбросные воды АЭС почти сразу возвращаются в подводящий канал, тогда как основная центральная и западная части водоёма заняты несколькими замкнутыми циркуляциями. И хотя эти циркуляции довольно мощные (до $60 \text{ м}^3/\text{с}$), их роль в процессе охлаждения воды для агрегатов станции невелика.

Западный ветер, как и южный, направляет сбросные нагретые воды сразу к водозабору, тем самым уменьшая срок и объём теплоотдачи водных масс (рис. 2, г). На всей акватории в это время властвует автономная циклональная циркуляция мощностью до $130\text{--}140 \text{ м}^3/\text{с}$. Ее водные массы практически не принимают участия в процессе охлаждения воды, которая используется для АЭС.

Анализ результатов моделирования течений в водоёме-охладителе в условиях эксплуатации двух энергоблоков показал, что при любом ветре, как и в штилевую погоду, циркуляции вод остаются идентичными описанным для одного энергоблока. Усиливается лишь мощность потоков. Заметим, что это усиление не пропорционально увеличению сбросных расходов, ибо перемещение вод в водоёме генерируется не только транзитным стоком, но и ветровой (дрейфовой) составляющей.

Безусловно, рассмотренные схемы циркуляций вод не могут претендовать на абсолютно точную характеристику режима течений в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС. Причин здесь несколько. Это, например, указанные выше особенности применения самой модели, в том числе ненадлежащий учёт ею влияния граничных условий (берег, дно и др.), отсутствие учёта горизонтальной и вертикальной температурной (плотностной) стратификации вод, характерной для водоёмов-охладителей энергетических объектов. Определённые проблемы связаны со статичностью модели —

в ней не учтена динамика гидрологических и ветровых условий. Остаётся не совсем решённым вопрос верификации расчётной модели как относительно водоёма-охладителя Хмельницкой АЭС, так и водоёмов подобного типа вообще.

Тем не менее, результаты моделирования течений дают возможность охарактеризовать динамику вод в исследуемом водоёме как один из ведущих факторов функционирования его экосистемы. Так, уже сейчас можно заметить, что большую часть вегетационного периода здесь сохраняются не совсем благоприятные условия для охлаждения водных масс. Наибольшую повторяемость имеют ветры западного (39 %) и северо-западного (27 %) направлений [8], при которых циркуляции вод не обеспечивают максимального использования водоёма в его прямом назначении.

Моделирование циркуляций вод позволяет рассмотреть и рекомендовать один из способов повышения эффективности охлаждения водных масс в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС. Речь идёт об искусственном увеличении пути перемещения нагретых вод по акватории водоёма и, соответственно, времени их охлаждения, путём создания непосредственно в акватории направляющих дамб. На рис. 3 показаны рассчитанные циркуляции вод при возможных вариантах таких дамб. Из них следует, что при любых ветровых условиях нагретая на агрегатах АЭС вода вынуждена перемещаться по более обширной акватории водоёма, что значительно увеличивает суммарную теплоотдачу из воды в атмосферу.

Называя водоём-охладитель Хмельницкой АЭС антропогенно стратифицированным, мы имели в виду искусственную природу формирования здесь значительных вертикальных температурных градиентов. Разница температуры воды в поверхностном и придонном слоях на некоторых участках может достигать 6—8 градусов [9]. Эта особенность термического режима существенно ограничивает процесс вертикального турбулентного перемешивания в них водных масс.

Напомним, что характерная для озёр и иных внутренних водоёмов мелкомасштабная турбулентность генерируется поверхностными волнами, которые образуются под действием ветра. При наличии температурной (плотностной) стратификации процесс диффузии (перемешивания) становится анизотропным уже на малых глубинах, т. е. в более глубокие слои турбулентные вихри проникают слабо. С экологических и гидробиологических позиций это исключительно важно, ибо именно турбулентные вихри обеспечивают основной вертикальный перенос питательных веществ и продуктов жизнедеятельности гидробионтов между слоями.

Элементом гидродинамики водоёмов, несомненно, являются волновые (колебательные) движения водных масс. В водоёме-охладителе Хмельницкой

АЭС ведущим по экологической значимости типом волнового процесса, на наш взгляд, выступают ветровые волны. Они обуславливают вертикальную и горизонтальную миграцию веществ, усиливают самоочистительный потенциал водоёма, оказывают непосредственное воздействие на жизнедеятельность практически всех видов гидробионтов. К сожалению, ветровое волнение не является предметом стационарных и эпизодических наблюдений на водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС. Не исследовалось и влияние процесса ветрового волнения на отдельные группы гидробионтов и экосистему водоёма в целом.

Расчёты элементов ветровых волн с использованием общепринятых методов [10] показывают, что средняя за вегетационный период высота волн в этом водоёме может составлять от 11 до 15 см. Это значит, что орбитальные знакопеременные перемещения частиц воды, взвесей и растворов здесь распространяются в среднем на глубину не более 0,5 м. Механическое воздействие на донные биоценозы при таких условиях ощущается приблизительно на 3 % дна водоёма. Это довольно узкие вдольбереговые полосы преимущественно южной части водоёма-охладителя. При ветре 5—7 м/с высота волн увеличивается до 25—30 см, соответственно увеличивается площадь дна (до 4—5 %), где волны оказывают динамическую нагрузку на дно, бентосные и иные виды гидробионтов.

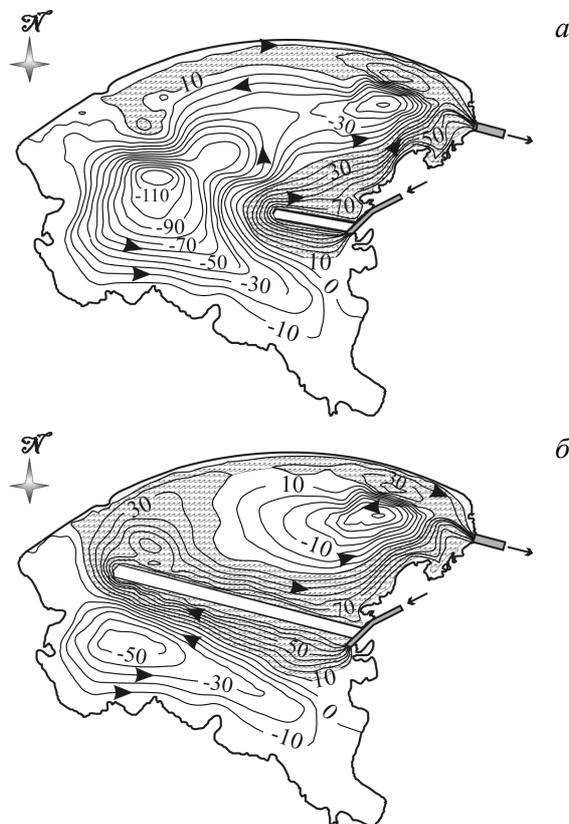


Рис. 3. Схема течений в водоёме-охладителе Хмельницкой АЭС при сооружении короткой (а) и длинной (б) направляющих дамб (западный ветер, 3 м/с)

Можно полагать, что в исследуемом водоёме могут проявляться и такие гидродинамические процессы, как сгонно-нагонные, сейшевые и иные колебания уровня воды с сопутствующими им перемещениями водных масс, вихри Ленгмюра, молярные перемещения водных частиц и т. д. Однако можно с уверенностью утверждать, что их роль в функционировании экосистемы водоёма не столь существенна.

В заключение отметим, что характер, особенности и степень влияния рассмотренных гидродинамических условий на отдельные абиотические и биотические компоненты экосистемы водоёма-охладителя Хмельницкой АЭС должны быть предметом специальных гидроэкологических и гидробиологических исследований. Некоторые аспекты этой проблемы уже нашли своё отражение в работах А. А. Протасова и его коллег [9].

Список использованной литературы

1. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоёмов Украины / В. М. Тимченко. — К. : Наук. думка, 2006. — 384 с. : рис., табл. — (Проект «Наукова книга»).
2. Allender Y. Model and Observed Circulation Throughout the Annual Temperature Cycle of Lake Michigan / Y. Allender, Y. Saylor // Phys. Ocean. — 1979. — V. 9, № 1. — P. 573—579.
3. Штокман В. Б. Избранные труды по физике моря / В. Б. Штокман. — Л. : Гидрометеиздат, 1970. — 336 с.
4. Праудмен Дж. Динамическая океанография / Дж. Праудмен. — М. : Изд-во иностр. л-ры, 1957. — 417 с.
5. Фельзенбаум А. И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А. И. Фельзенбаум. — М. : Изд-во Академии наук СССР, 1960. — 126 с.
6. Вольцингер Н. Е. Основные океанологические задачи теории мелкой воды / Н. Е. Вольцингер, Р. В. Пяковский. — Л. : Гидрометеиздат, 1968. — 299 с.
7. Shino-Kung Lin. Multidimensional numerical modeling of estuaries and coastal seas / Lin Shino-Kung, I. I. Leedertse // Adv. Hydrosci. — 1978. — Vol. 11. — P. 76—88.
8. Ліпінський В. М. Клімат України / В. М. Ліпінський, В. А. Дячук, В. М. Бабіченко; за ред. В. М. Ліпінського. — К. : Вид-во Раєвського, 2003. — 343 с.
9. Техно-екосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / А. А. Протасов, В. П. Семенченко, А. А. Силаева и др.; под ред. А. А. Протасова. — Киев : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.
10. Руководство по расчету элементов гидрологического режима в прибрежной зоне морей и в устьях рек при инженерных изысканиях. — М. : Гидрометеиздат, 1973. — 536 с.

Получено 19.03.2014

УДК 504.3.054

В. В. Рязанов

Институт ядерных исследований НАН Украины, г. Киев

ПРИМЕНЕНИЕ МЕТОДА ПРОИЗВОДЯЩЕГО ФУНКЦИОНАЛА К ЗАДАЧАМ РАСПРОСТРАНЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ

Предлагается обобщенный подход к описанию процесса загрязнения атмосферы источниками, расположенными в пределах одного региона. Сами источники могут быть как стационарными, так и мобильными, а их число, расположение и режим работы могут носить вероятностный характер. В зависимости от обстановки, а также различных требований и ограничений допускается использование произвольных существующих моделей распространения загрязнений. В основе подхода лежит концепция вероятностного поведения частиц загрязнения. В качестве математического аппарата используется метод производящего функционала.

Ключевые слова: распространение радионуклидов, производящий функционал, выбросы, моделирование.

Движение масс атмосферного воздуха, переносимого загрязняющие примеси, носит стохастический характер. Случайны чаще всего и события выбросов, и их интенсивность. Поэтому использование математического аппарата теории случайных процессов в задачах моделирования распространения загрязнений представляется оправданным и эффективным. Стохастические уравнения переноса проанализированы в [1], продемонстрирована их эффективность в математическом моделировании процессов распространения радиоактивных примесей в атмосфере.

В настоящей работе предлагается подход, позволяющий объединить существующие модели распространения загрязняющих веществ и основанный на общих соотношениях теории случайных процессов. Объединение производится путем отбора оптимальных моделей для данной конкретной ситуации, оценками их достоверности, возможной коррекцией и заменой другими методиками при изменяющихся условиях. Рассмотрен единый подход к описанию процесса загрязнения атмосферы источниками, расположенными в пределах одного региона, причем сами источники могут быть как стационарными, так и мобильными, а их число, расположение и режим работы могут иметь вероятностную оценку. Предлагаемый подход основан на статистическом характере движения примесей в атмосфере и использует метод производящего функционала (ПФ) [2], развиваемый в направлении моделирования физических статистических систем [3—5].

Метод позволяет учитывать разные режимы выбросов, их различное местонахождение, особенности поведения атмосферы в зависимости от масштаба описания и наблюдения. Предлагаемый подход допускает использование любых существующих моделей распространения загрязнений в зависимости от обстановки, а также различных требований и ограничений.

Флуктуационный характер поведения частиц примеси в атмосфере позволяет рассматривать их расположение во времени и пространстве как множество реализаций некоторого случайного процесса. В качестве вероятностной меры, характеризующей распределение частиц загрязнения, может рассматриваться решение диффузионного уравнения — основного уравнения распространения загрязнений. Введение коэффициента диффузии, учитывающего крупномасштабные вихревые флуктуации движения атмосферы, соответствует [6] переходу от детерминированного описания к статистическому учету флуктуаций, и решение уравнения приобретает вероятностный характер, представляя собой множество возможных реализаций облака загрязнений в зависимости от статистической структуры флуктуаций.

Число частиц примеси в атмосфере характеризуется ПФ случайной меры ν , описывающей число частиц примеси:

$$F(s) = E \left\{ \exp \left[\int_{\Omega} \ln f(s; r) \nu(dr) \right] \right\}, \quad (1)$$

где $E\{\dots\}$ — усреднение, символ математического ожидания; $f(s; r)$ — аргумент ПФ (его иерархический вид, зависящий от простого аргумента $s(r)$); Ω — пространство, в котором происходят события. Это пространство может быть достаточно общим. Пространственную переменную r можно заменить некоторой более общей переменной x . С выбором пространства связан и выбор аргумента ПФ и вероятностных мер, по которым производится усреднение $E\{\dots\}$ по всем возможным реализациям случайной функции dv/dx .

Для одноуровневого ПФ с точечными частицами, когда $f(s; r) \rightarrow s(r)$, $\nu(dr) = \frac{dv}{dr} dr = \sum_{i=1}^N \delta(r - r_i) dr$,

N — случайное число точечных частиц, r_i — точки их местонахождения, $\frac{dv}{dr} = \sum_{i=1}^N \delta(r - r_i)$ — плотность числа частиц, выражение (1) принимает вид

$$F(s) = E \left\{ \prod_{k=1}^N s(r_k) \right\} = \sum_{n=0}^{\infty} \int_{\Omega} \dots \int_{\Omega} D_n \prod_{k=1}^n s_k dr_k, \quad (2)$$

где $s_k = s(r_k)$ — аргумент ПФ; $D_n(r_1 - r_0, t'_1 - t_1; \dots; r_n - r_0, t'_n - t_n; X_1, \dots, X_n)$ — вероятностные меры, которые для загрязняющих источников характеризуют вероятность того, что из источника, расположенного в точке $r_0 \in V$ (V — объем системы), вылетит n частиц в моменты $t_1, \dots, t_n \in (0, T)$ при условиях X_1, \dots, X_n (эти условия описывают состояние окружающей среды, метеоусловия и т. д.), и эти частицы будут находиться в точках $r_1, \dots, r_n \in V$ в моменты $t'_1, \dots, t'_n \in (0, T)$. Для ПФ гиббсовской статистической системы большого канонического ансамбля, определенного в [2] и примененного в [3, 4], эти вероятностные меры имеют вид

$$D_k = (k!Q)^{-1} z_1 \dots z_k \exp[-U_k/(k_B T)], \quad (3)$$

где $z_k = \exp[-\mu_k/(k_B T)]$ — активность частицы в k -й точке; μ_k — химический потенциал этой частицы; k_B — постоянная Больцмана; U_k — потенциальная энергия системы из k частиц; для парно-аддитивного взаимодействия при отсутствии внешнего поля $U_k = \sum_{i=1, j=1; i \neq j}^k \varphi(|r_i - r_j|)$; $\varphi_{ij} = \varphi(|r_i - r_j|)$ — потенциал парного взаимодействия между частицами в точках r_i и r_j ; Q — большая статистическая сумма.

В нашем случае в (2) фигурируют более сложные вероятностные меры D_n . Зададим их в виде

$$D_n = \prod_{i=1}^n G_i(r_i - r_0, t'_i - t_i, X_i) \times \xi_{i(j)}(r_i - r_0, t'_i - t_i, X_i) \times Q_{i(j)} W_n(t_1, \dots, t_n, r_0, X_1, \dots, X_n), \quad (4)$$

где $\xi_{i(j)} = \exp \left\{ -(\lambda_j + \lambda_q) \frac{x_i}{u_i} - \frac{u_{qi}}{u_i} \int_0^{\infty} \frac{1}{\sigma_{zi}} \exp \left[-\frac{u_{ef}}{2\sigma_{zi}^2} \right] dx \right\}$ —

коэффициент истощения факела для j -го сорта примеси и частицы, вылетевшей в i -й момент [7, 8]; λ_j — постоянная распада (или химических превращений, теплоотдачи и т. д.); λ_q — коэффициент мокрого вымывания; u_{qi} — скорость осаждения, равная 0...1 см/с; u_i — скорость частицы, x_i — ее положение; $Q_{i(j)}$ — активность (в случае радиационных загрязнений — радиационная, в случае химических загрязнений — химическая, в случае тепловых загрязнений — тепловая) частицы j -го

сорта, вылетевшей в i -й момент времени; u_{ef} — эффективная скорость, σ_{zi} — дисперсия факела; W_n — вероятность того, что вылетит n частиц в моменты t_1, \dots, t_n ; G_i — фактор метеорологического разбавления, вероятностная мера, характеризующая положение частицы, вылетевшей из источника в i -й момент времени. В качестве такой меры можно использовать вероятностные меры различных методик распространения примесей, например методику МАГАТЭ [9].

Применение функционального дифференцирования к выражению (2) приводит к соотношениям

$$\delta^n F(s) / \delta s_1 \dots \delta s_n |_{s=0} = n! D_n; \quad (5)$$

$$\delta^n F(s) / \delta s_1 \dots \delta s_n |_{s=1} = \rho^{(n)}(r_1, \dots, r_n); \quad (6)$$

где $\rho^{(n)}$ — корреляционные функции n -го порядка. Корреляционная функция первого порядка $\rho^{(1)}$ представляет собой плотность числа частиц или концентрацию радионуклидов в случае, когда каждый радионуклид можно рассматривать независимо от других.

Способы моделирования статистических систем при помощи задания ПФ и вероятностных мер D_n описаны в [3, 4, 10—13]. Они с незначительными изменениями переносятся на рассматриваемые задачи распространения радионуклидов. Применение соотношений (5) и (6), использование выражений (4) с конкретными значениями G_i , задание аргументов s , связанных со значениями сомножителей в (4), разложение ПФ в функциональный ряд Тейлора и другие преобразования позволяют описывать различные физические ситуации.

Рассмотрим два основных случая: 1) нормальная эксплуатация, когда частицы выходят со стационарной скоростью, и 2) залповые выбросы.

В случае нормальной эксплуатации в наблюдаемом интервале времени $(0, T)$ вылетит вполне определенное число частиц N , зависящее от мощности источника и скорости выхода из него, а величина W_n пропорциональна символу Кронекера: $W_n \sim \delta Nn$; $\delta Nn=1, N=n$; $\delta Nn=0, N \neq n$.

Из ряда (2) остается один член с $n=N$, и в пространстве координат и времени, при $\Omega = \{V, (0, T)\}$,

$$F_j^N(s) = \int_V \dots \int_V \int_{t_{01}}^T \dots \int_{t_{0N}}^T \prod_{i=1}^N G_i \xi_{i(j)} Q_{i(j)} s_i dr_i dt_i, \quad (7)$$

где j — индекс, указывающий на сорт примеси; N — число частиц, вылетевших за время $(0, T)$; $G_i(r_i, t_i) = G(r_i - r_0, t_i - t_{0i})$; $Q_{i(j)} = Q_j(t_{0i})$ — активность частицы j -го сорта, вылетевшей в момент t_{0i} .

Применив к (7) соотношение (6) при $n=1$, положив $s=1$, получим с учетом нормировки

$$\int_V \int_{t_{0i}}^T G_i \xi_i Q_i dr_i dt_i = 1$$

выражение для концентрации загрязнения в точке r_i :

$$c_j^H(r_l, t_l - t_{0(j)}) = \left. \frac{\delta F_j^N(s)}{\delta s(r_l)} \right|_{s=1} = \int_0^{t_l} Q_j(t_{0(j)}) G_l(t_l - t_{0(j)}, r_l - r_0) \xi_j(t_l - t_{0(j)}) dt_{0(j)}, \quad (8)$$

где верхний индекс отмечает нормальную эксплуатацию.

Аналогично записываются корреляционные функции более высоких порядков.

Для ПФ, описываемой выражением (7),

$$\rho^{(2)}(r_l, r_n) = c(r_l - r_0, t_l - t_0) c(r_n - r_0, t_n - t_0).$$

В случае залповых, аварийных выбросов характер временной зависимости величин W_n и D_n в (4) неоднороден, и надо задаваться каким-то аналитическим видом этой зависимости. Если использовать для этой цели выражение, полученное в [1], то имеем соотношение

$$W_n = \delta n H_0 \prod_{i=1}^{H_0} t_i^{\alpha\beta} e^{-\beta t_i}, \quad (9)$$

где H_0 — общее число вылетевших частиц; α и β — параметры процесса.

Выражение для концентрации, полученное из ПФ при подстановке (9) в (4) и (2), имеет вид

$$c_j^{(\text{залп})}(r_l) = \frac{H_{0j}(t_l)}{t_l} \int_0^{t_l} e^{-\beta_j(t_l - t_0)} (t_l - t_0)^{\alpha_j \beta_j} \times G_l(t_l - t_0, r_l - r_0) \xi_j(t_l - t_0) Q_j(t_0) dt_0, \quad (10)$$

где $H_{0j}(t_l)$ обозначает долю частиц от их общего числа H_{0j} , вылетевшую за время $(0, t_l)$.

Если имеется несколько случайных источников, региональное загрязнение среды может описываться сложным ПФ, аргументом которого будет служить ПФ для одного источника.

Если известны число источников m и их расположение R_{0i} , то

$$W_n \sim \prod_{i=1}^m \delta N_i n \cdot \delta(r_{0i} - R_{0i}),$$

где N_i — число частиц, вылетевших из i -го источника за время $(0, t_l)$.

Тогда для случая нормальной эксплуатации получим из (6)—(8), что при $s=1$ суммарная концентрация в точке r_l

$$c_j^H(r_l) = \sum_{i=1}^m \int_0^{t_l} Q_j(t_{0i}) \xi_j(t_l - t_{0i}) \times G_l(t_l - t_{0i}, r_l - r_{0i}) dt_{0i} = \sum_{i=1}^m c_j^H(r_l - r_{0i}, t_l - t_{0i}), \quad (11)$$

где m — число нормально работающих источников; значение $c_j^H(r_l - r_{0i}, t_l - t_{0i})$ определяется по (8).

Выражение, аналогичное (11), будет и для залпового режима выбросов (10).

Если, например, в регионе m источников работают в нормальном режиме, а k источников — в режиме залповых выбросов с характеристикой выброса (9), то концентрация загрязнения от этих выбросов в произвольной точке региона

$$c_j(r_l) = c_j^H(r_l) + c_j^{(\text{залп})}(r_l) = \sum_{i=1}^N \int_0^{t_l} Q_j(t_{0i}) G_l(t_l - t_{0i}, r_l - r_{0i}) \xi_j(t_l - t_{0i}) W_m dt_{0i} + \sum_{i=1}^n \frac{H_{0j}(t_l)}{t_l} \int_0^{t_l} W_k e^{-\beta_j(t_l - t_{0i})} (t_l - t_{0i})^{\alpha_j \beta_j} Q_j(t_{0i}) \times G_j(t_l - t_{0i}, r_l - r_{0i}) \xi_j(t_l - t_{0i}) dt_{0i}$$

при $T < t_l$, $t_l \rightarrow T$; N и n — максимально возможное случайное число источников, работающих в нормальном и залповом режимах.

Общий вид регионального ПФ позволяет исследовать случай неизвестного (задаваемого с какой-то вероятностью W_n) числа источников в регионе с неопределенным местонахождением. Это применимо, например, в аварийных ситуациях, когда только с определенной вероятностью предполагаются число точек выхода загрязняющих веществ и их расположение. Сюда включается также случай изменения режима работы несколькими источниками. Возможность получения выражений для произвольных $\rho^{(k)}$ позволяет оценить статистические характеристики региона, например вероятность превышения наблюдаемой концентрацией заданного уровня, а также может оказаться полезной для организации сети измерительного мониторинга. Предлагаемый подход применим к описанию развития аварий и оценкам влияния источников различной природы.

С достаточной хорошей точностью можно считать частицы загрязнения независимыми. Тогда используется явный вид ПФ пуассоновского распределения. Аргумент ПФ интерпретируется как внешнее поле, действующее на систему. В других ситуациях этот аргумент может рассматриваться как фактор, компенсирующий неточности используемой методики распространения, некоторый корректировочный параметр модели. Сравнивая рассчитанные и измеренные значения концентрации загрязнения, находятся значения аргумента ПФ, оптимальные для данной совокупности точек измерения. Метод ПФ и использование функционала плотности вероятности, отражающего свойства реализаций случайного процесса на интервале его задания (для более вероятных реализаций значения

этого функционала больше, чем для менее вероятных) дают возможности применять статистически оптимальные решающие правила (операторы, алгоритмы) для определения оптимальных параметров моделей.

Полученные результаты моделирования анализируются по вероятностным критериям и проводится корректировка моделей. Если полученные значения в статистическом смысле выходят за допустимые пределы, осуществляется вариация параметров модели, описывающей данный источник, либо производится переход к другой модели (методике). Также можно изменять вероятностные характеристики и другие параметры, перебирая их (коэффициенты влияния, усреднение гидрометеорологических факторов, режимы работы источников и пр.).

К достоинствам предлагаемого метода можно отнести:

- возможность оценки степени достоверности данных моделирования (при использовании различных моделей распространения загрязнений) и выдачи рекомендаций по адаптации моделей или замене их другими моделями;
- возможность учета характера выбросов и степени достоверности пространственной ориентации источника выбросов;
- возможность эффективного сглаживания результатов моделирования при переходе от локальных моделей к региональным и синоптическим;

- возможность учета совместного влияния на регион ряда источников загрязнений;
- принципиальную возможность сокращения размерности модели до «разумного» уровня, диктуемого требованиями оперативности оценки ситуации и допустимой степени достоверности;
- возможность эффективного анализа чувствительности моделей к вариациям тех или иных параметров.

Использование метода ПФ представляется перспективным, позволяя объединить существующие методики (варьируя их) распространения загрязнений. Эти методики базируются на различных предположениях и обладают достоинствами или недостатками в зависимости от погодных условий, рельефа местности, режима выбросов и других факторов. С применением предлагаемого подхода могут строиться автоматизированные системы модельного и гибридного мониторинга окружающей среды, предназначенные для оперативного контроля и оценки экологического состояния региона. Метод ПФ может служить основой структуры имитационной модели региона, в которую необходимо заложить набор математических моделей распространения, а также систему сопоставления и анализа, обеспечивающую проверку адекватности и адаптацию моделей к реальной обстановке путем коррекции или замены другими моделями из имеющегося набора.

Список использованной литературы

1. *Теворовский Е. Н.* Автоматизированные системы прогнозирования и контроля загрязнения атмосферы при разовых выбросах из ЯЭУ / Е. Н. Теворовский, Е. С. Дмитриев, Г. С. Кирдин. — М. : Энергоиздат, 1983. — 136 с.
2. *Коваленко И. Н.* Случайные процессы. Справочник / И. Н. Коваленко, Н. Ю. Кузнецов, В. М. Шуренков. — К. : Наук. Думка, 1982. — 366 с.
3. *Рязанов В. В.* Моделирование статистических систем / В. В. Рязанов // Укр. Физический журнал. — 1978. — Т. 23, № 6. — С. 965—972; № 7. — С. 1136—1146.
4. *Рязанов В. В.* Построение корреляционных функций с помощью производящего функционала / В. В. Рязанов. — Изв. Вузов СССР. Физика. — 1977. — № 3. — С. 86—92.
5. *Рязанов В. В.* Динамика систем с иерархической структурой / В. В. Рязанов. — Изв. Вузов СССР. Физика. — 1982. — № 9. — С. 65—71.
6. *Марчук Г. И.* Математическое моделирование в проблеме окружающей среды / Г. И. Марчук. — М. : Наука, 1982. — 320 с.
7. *Гусев Н. Г.* Радиоактивные выбросы в атмосфере. Справочник / Н. Г. Гусев, В. А. Беляев. — М. : Энергоиздат, 1986. — 349 с.
8. *Егоров Ю. А.* Радиационная безопасность и защита АЭС / Ю. А. Егоров. — М. : Наука, 1982. — 245 с.
9. *Atmospheric dispersion in nuclear power plant siting: A safety guide.* — Vienna : IAEA, 1980. — 24 p. — (Safety series No 50-SG-53).
10. *Рязанов В. В.* Функциональные соотношения для производящего функционала иерархических гиббсовских систем / В. В. Рязанов // Укр. Физический журнал. — 1985. — Т. 30, № 11. — С. 1754—1759.
11. *Рязанов В. В.* Модели производящего функционала статистической системы в области фазового перехода / В. В. Рязанов // Изв. ВУЗов СССР. Физика. — 1983. — Вып. 9. — С. 44—47.
12. *Рязанов В. В.* Моделирование производящей функции для числа частиц ветвящимся процессом с иммиграцией / В. В. Рязанов // Физика жидкого состояния. — К. : Вища шк., 1983. — Вып. 11. — С. 40—44.
13. *Рязанов В. В.* Моделирование уравнения состояния пересыщенного пара и зависимости его равновесного давления от радиуса зародышевой капли / В. В. Рязанов // Журнал физической химии. — 1984. — Т. 58, вып. 1. — С. 72—74.

Получено 24.03.2014

УДК 621.039:621.311

*О. В. Дервянко**Одесский национальный политехнический университет, г. Одесса*

О ВЫЯВЛЕНИИ СКРЫТЫХ ФАКТОРОВ, ТРЕБУЮЩИХ ПРЕВЕНТИВНОГО СРАБАТЫВАНИЯ СПЕЦИАЛИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ ПОДПИТКИ ВОДНЫХ СРЕД ОБОРУДОВАНИЯ ЯДЕРНЫХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК

На основе мониторинга теплогидродинамических процессов по флуктуациям режимных параметров рассмотрены возможности оперативной диагностики негативных процессов в теплообменном оборудовании ядерных энергетических установок стационарной энергетики. Предложены технические решения обеспечения надежного теплоотвода с помощью превентивной аварийной подпитки технологических водных сред реакторных установок АЭС.

Ключевые слова: ядерные энергетические установки, парогенераторы, аварийные события, теплогидравлические аномалии, оперативная диагностика, надежная подпитка водных сред, комбинированный турбопривод.

В настоящее время к важнейшим аспектам развития атомной энергетики относится повышение надежности как основных узлов АЭС, так и станции в целом. Эта концепция повышения надежности АЭС полностью укладывается в стратегию развития атомной энергетики до 2030 года [1]. Противоречие между стремлением к технико-экономической эффективности ядерных энергетических установок (ЯЭУ) современных АЭС и необходимостью обеспечения безопасности ядерной энергетики является серьезной научно-технической проблемой. Минимизация риска возникновения и развития неуправляемых аварийных процессов, связанных с эксплуатацией ядерных энергоблоков с водоохлаждаемыми реакторами (в том числе с ВВЭР-1000), относится к актуальным комплексным задачам современной энергетики. Мировой опыт эксплуатации объектов атомной энергетики убеждает в том, что внимание, уделяемое как теме теоретического анализа предаварийных и аварийных теплогидравлических процессов, так и вопросам практического оперативного управления этими процессами, не является избыточным.

Аварийные события на объектах атомной энергетики показали, что главным негативным фактором техногенного воздействия на экосистему со стороны энергоблоков АЭС в аварийных условиях становится разгерметизация оборудования контуров. Сразу следует пояснить, что первопричиной, способной привести к необратимой (аварийной) разгерметизации оборудования энергоблока, может стать относительно безопасное (предаварийное) нарушение теплоотвода в соответствующем оборудовании ЯЭУ, если такого рода событие не будет своевременно обнаружено и устранено. Подобные процессы могут сопровождаться возникновением теплогидравлической неустойчивости в элементах и системах ЯЭУ. Малые течи поначалу вполне возможно компенсировать дополнительной подачей в циркуляционный контур недостающего объема

теплоносителя и тем самым стабилизировать теплогидравлические процессы, обеспечив безаварийное управление энергоблоком, в том числе его безаварийный останов.

Если при помощи средств раннего диагностирования аномалий нежелательные скрытые предаварийные теплогидравлические процессы своевременно не будут обнаружены и купированы, они могут приобрести дальнейшую прогрессирующую динамику, привести к уже некомпенсируемым течам и усугублению неблагоприятных условий отдачи тепла реакторной установкой, а соответственно — к невозможности его передачи конечному потребителю. Подобные эффекты чреваты крупной аварией, связанной с разрушением ЯЭУ и способной спровоцировать весьма опасные экологические последствия.

Целью статьи является анализ возможности своевременной диагностики скрытых аномалий теплогидравлических процессов в ЯЭУ и изучение возможности использования дополнительных технических средств автоматической диагностики нарушения штатных гидравлических и тепловых режимов функционирования энергооборудования. Поставленная цель определила следующие задачи: разработку средств мониторинга и контроля предаварийных запасов теплогидравлической устойчивости потоков, а также исследование технических возможностей своевременной коррекции теплогидравлических процессов при помощи дополнительной оперативной подпитки технологического оборудования АЭС.

Аналитический обзор известных исследований и разработок, относящихся к данной проблеме, показывает, что даже малая потеря теплоносителя из основного технологического оборудования АЭС может стать причиной достаточно быстрого развития нежелательных теплогидравлических процессов [2]. Действительно, оборудование ядерных энергетических установок представляет собой сложный

комплекс элементов и систем, обеспечивающих технологически заданное циркуляционное движение теплоносителя через реактор для обеспечения отвода тепла, вырабатываемого в активной зоне реактора. Так как во втором контуре реализуется фазовый переход рабочего тела, то к циркуляции воды второго контура, поступающей в парогенераторы, также предъявляются требования, связанные с обеспечением надежного отвода энергии, полученной от первого контура. Нарушение устойчивости движения теплоносителя и нарушение циркуляции воды второго контура следует рассматривать как физические процессы, которые могут привести к существенному снижению теплоотвода от активной зоны ЯЭУ.

Как показывает анализ известных в мировой практике аварийных инцидентов — на энергоблоке № 2 АЭС «Три-Майл-Айленд» (ТМІ-2, США, 1979), энергоблоке № 4 Чернобыльской АЭС (Украина, 1986), энергоблоке № 1 АЭС «Фукусима» (Япония, 2011) и некоторых менее значимых аварийных инцидентов, — причиной нарушения циркуляции водных тел ЯЭУ может быть как теплогидравлическая неустойчивость, проявляющаяся в виде колебаний расхода, давления, температуры и других режимных параметров, так и утечки, влекущие нехватку теплоносителя или рабочего тела [2—4]. Утечки циркулирующей рабочей среды при этом могут провоцировать колебательную теплогидравлическую неустойчивость (влияя косвенно) или приводить к кризису теплоотдачи (влияя непосредственно), что, так или иначе, создает предаварийные или аварийные эксплуатационные условия [5]. Управление динамикой этих процессов неизбежно должно быть связано как с применением эффективных метрологических средств оперативного контроля, так и со своевременной организуемой автоматической компенсацией утечек [6].

Исходя из изложенного, для решения поставленных задач было выдвинуто техническое предложение, состоящее в том, что в ходе эксплуатации энергоустановки по сигналу специализированного устройства мониторинга устойчивости теплогидравлических процессов в технологическом оборудовании ЯЭУ должен осуществляться запуск системы дополнительной надежной подпитки, обеспечивающей восстановление благоприятных условий теплообмена и нормализацию работы технологического оборудования систем, важных для безопасности. Использование такого рода специализированного устройства, в рамках выдвинутого предложения, требуется для раннего обнаружения динамических аномалий, связанных, например, с недопустимыми потерями водных сред. Согласованная работа такого устройства и системы дополнительной подпитки могла бы благоприятствовать переводу ЯЭУ в безопасное состояние.

Анализ возможности обнаружения и учета предаварийной теплогидродинамики в оборудовании ЯЭУ показывает, что эта задача связана с необходимостью выяснения условий движения потоков в протяженных трубопроводах, трубопроводах между большими гидравлическими емкостями, а также параллельно включенных каналах. Такого рода конструктивные элементы весьма характерны для оборудования ЯЭУ и иногда обладают скрытой динамикой, не имеющей явных признаков.

Возникающая неустойчивость обычно проявляется в виде опасных колебаний ряда режимных параметров, которые по условиям нормальной работы энергоустановок совершенно недопустимы. Такие процессы, оперативная информация о которых не всегда очевидна и доступна, развиваются следующим образом. После случайного незначительного уменьшения расхода жидкости происходит изменение плотности среды на определенном участке трубопровода и через время транспортного запаздывания наступает, соответственно, уменьшение расхода. Это приводит к уменьшению перепада давления на выходе из участка и к снижению давления в канале. В результате увеличивается перепад давления на входном участке и возрастает расход жидкости. Как следствие, из-за транспортного запаздывания наступает увеличение расхода, увеличение давления в канале и снова — снижение расхода. Так реализуется физическая обратная связь и наблюдается колебательный процесс, период которого определяется временем транспортного запаздывания потока.

Развитая теплогидравлическая неустойчивость может проявляться как в виде межканальных, так и в виде общесистемных колебаний (пульсаций) расхода. В первом случае неустойчивость характеризуется постоянством расхода в подводящей и отводящей магистралях, тогда как колебания расхода в отдельных каналах пучка (работающего в составе системы) происходят со сдвигом фаз. При этом колебания давления в отдельных каналах могут приводить к разрушению стенок.

Есть основания полагать, что мониторинг скрытой теплогидродинамики может быть обеспечен превентивно еще в ходе нормальной эксплуатации, в автоматическом режиме, применением методики определения запасов теплогидравлической устойчивости на основе измерения (по шумам режимных параметров) значений частотных передаточных функций, содержащих в неявном виде информацию о запасах устойчивости текущего физического процесса [7]. Действительно, теоретические основы выбора шумов режимных параметров, измерение и обработка которых позволяют опытным путем найти такую частотную функцию, по которой можно достоверно судить об устойчивости докризисной теплоотдачи, дают возможность связать

характеристическую функцию математической модели с частотной передаточной функцией. Важно, что такого рода частотная функция должна быть однозначно связана с характеристической функцией процесса, представляющего собой наступление кризиса. Алгоритм определения этой функции заключаются в следующем.

Исходя из уравнения сохранения энергии, уравнения неразрывности и уравнения сохранения количества движения, после линеаризации уравнений (при постоянной мощности внутренних источников в теплоотдающей поверхности), можно получить соотношение, связывающее преобразованные по Лапласу флуктуации температуры стенки $\delta\tilde{T}_{CT}$ и температуры среды T с преобразованными по Лапласу флуктуациями теплового потока $\delta\tilde{q}$ и осредненным значением теплового потока q :

$$\frac{\delta\tilde{T}_{CT}}{T_{CT} - T} = -\chi(s) \frac{\delta\tilde{q}}{q}.$$

В этом соотношении $\chi(s)$ определяется формой тепловыделяющей поверхности (зависит от радиуса кривизны поверхности трубчатых каналов, теплопроводности, коэффициента теплоотдачи) и выражается при помощи функций Бесселя первого рода (нулевого и первого порядков). Пользуясь полученным соотношением, можно определить левую часть характеристического уравнения краевой задачи для греющей стенки, омываемой теплоносителем (рабочим телом), и записать выражение для передаточной функции рассматриваемого процесса в виде

$$P_{qT}(s) = \frac{\delta\tilde{q}}{\delta\tilde{T}_{CT}}.$$

Правая часть этого выражения, представляющая собой отношение изображений по Лапласу возмущений двух режимных параметров, является частотной ($s=j\omega$) передаточной функцией связи параметров «температура стенки — тепловой поток». Она позволяет представить рассматриваемую физическую систему как объект, на входе которого действует возмущение температуры обогревающей поверхности, а на выходе — реакция в виде возмущения теплового потока. Следовательно, в качестве основных шумов режимных параметров, динамическая связь которых является информативной для диагностики показателей устойчивости в системе «греющая стенка — обогреваемая среда», нужно использовать шум теплового потока и шум температуры стенки канала.

Таким образом, в силу изложенного, передаточная функция «температура стенки — тепловой поток» может быть использована (учитывая ее

однозначную связь с характеристической функцией) для определения годографа Найквиста или аналогичной графической интерпретации годографа, чтобы судить по его расположению на комплексной плоскости о запасе устойчивости процесса теплоотдачи.

Аналогично может быть получена частотная передаточная функция $Q(j\omega)$, соответствующая физическому влиянию флуктуаций расхода теплоносителя, поступающего в зону теплообмена, на флуктуации расхода жидкости на выходе системы. Эта функция отражает теплогидродинамику всех процессов на пути движения потока без обратных связей:

$$Q(j\omega) = \frac{\delta\tilde{G}_0}{\delta\tilde{G}_\Pi},$$

где G_0 и G_Π — расход жидкости на выходе системы теплообмена и расход жидкости, поступающей в зону теплообмена, соответственно.

Для участка с обогревом и последующего за ним участка передаточная функция, обстоятельно рассмотренная в [8], в упрощенном варианте, применительно к рассматриваемой задаче имеет вид

$$T(s) = \frac{\delta\tilde{G}_0}{\delta\tilde{G}_0 - \delta\tilde{G}_\Pi}.$$

Приняв во внимание эти результаты, можно получить и общее выражение, определяющее искомую передаточную функцию для анализа общесистемной устойчивости с учетом аддитивных влияний возмущений температуры, что может быть использовано для разработки средств измерений и обработки шумов режимных параметров с целью мониторинга запасов устойчивости потока в системе обогрева.

Для определения порядка и методики измерений и преобразований шумов режимных параметров, позволяющих в конечном счете получить практически важную информацию о запасах теплогидравлической устойчивости системы, может использоваться соотношение для частотной передаточной функции, определяемой на основе спектрального анализа шумов. Так, если регистрируемые малоамплитудные сигналы стохастической природы относятся к таким параметрам, как расход G , перепад давления ΔP , температура T , то

$$P_{\Delta PG}(j\omega) = \frac{S_{\Delta PG}(j\omega)S_T(\omega) - S_{TG}(j\omega)S_{\Delta PG}(j\omega)}{S_G(j\omega)S_T(\omega) - S_{TG}(j\omega)S_{GT}(j\omega)}.$$

Реализации шумов режимных параметров, по которым определяются числовые значения указанных спектральных характеристик (в общем случае S_{xx}), получают регистрацией электрических сигналов с выхода соответствующих датчиков.

Получаемая в ходе мониторинга информация о величинах P_{DPG} и по ним — о запасах устойчивости (на основе частотных критериев теории устойчивости) используется для формирования командных (управляющих) сигналов, вызывающих срабатывание соответствующих исполнительных механизмов, обеспечивающих реализацию превентивных мер по недопущению развития аварийных процессов. Важным обстоятельством является то, что к срабатыванию исполнительных механизмов в условиях функционирования ЯЭУ (особенно в предаварийных и аварийных режимах) предъявляются весьма жесткие требования в части быстродействия и высокой надежности их включения, что может быть обеспечено средствами автоматизации и эффективными конструктивными решениями.

Структурная схема автоматической системы запуска исполнительных механизмов, обеспечивающих предаварийную или аварийную подпитку оборудования ЯЭУ [9], представлена на рис. 1.

Сигналом к автоматическому открытию клапана паропровода для пуска турбо насоса подпитки будет служить в такой системе совпадение текущих запасов стабильности теплообмена с заданными опорными значениями. Упрощенным вариантом мониторинга может быть простое сравнение осредненных значений режимных параметров с их аварийными уставками, но в таком случае срабатывание

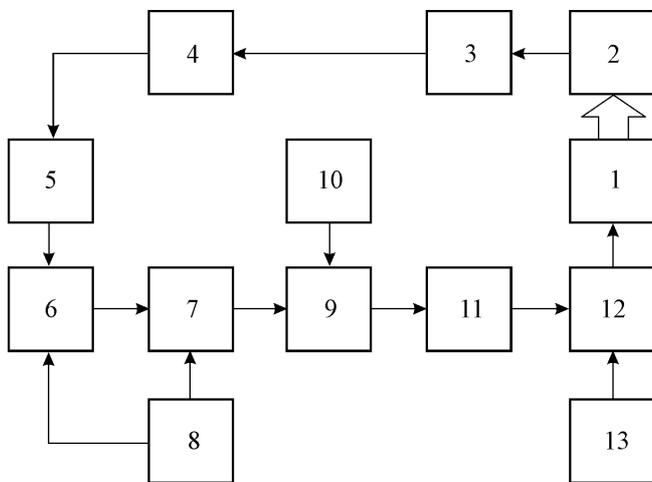


Рис. 1. Структура автоматической системы запуска режима подпитки:

1 — нуждающийся в подпитке технологический элемент ЯЭУ (реактор, парогенератор); 2 — система датчиков флуктуаций режимных параметров; 3 — система спектрального анализа измерительных сигналов; 4 — блок цифровой обработки спектральных характеристик; 5 — блок вычисления значений частотных передаточных функций; 6 — анализатор запасов стабильности теплогидравлических процессов; 7 — компаратор; 8 — задатчик базовых уставок; 9 — быстродействующий нормально-закрытый автоматический клапан; 10 — источник неподготовленного пара; 11 — специализированный паровой турбопривод; 12 — насосный агрегат; 13 — резервуар подпиточной воды

системы подпитки будет осуществляться с задержкой — уже по факту развития аварийного процесса, а не в режиме упреждения такового.

Основной характеристикой турбопривода 11 является высокое быстродействие.

Примером технического обеспечения эффективного включения резервного насосного оборудования подпитки парогенератора может служить агрегат с комбинированным турбоприводом, характеризующийся сокращенным временем включения в работу [10]. Такое техническое решение упрощает и ускоряет решение задачи аварийного запуска насосов подпитки, позволяя запустить привод аварийного насоса паром из холодного состояния (резерва). Более того, повышенные значения коэффициентов трения, свойственные двухфазному потоку, обеспечат минимизацию постоянной времени (крутизну кривой разгона) и сокращение времени переходного процесса при запуске агрегата.

Дополнительным техническим эффектом является также то, что подобная конструкция дает возможность совместить в одном корпусе турбину и сепаратор жидкой фазы двухфазного потока, что позволит просто и надежно подавать на лопаточную турбину пар, практически лишенный конденсата. Такое техническое решение может обеспечить подключение питающего турбо насосного агрегата непосредственно к паровому объему одного из парогенераторов через быстродействующий нормально-закрытый клапан, поскольку технологически парогенератор является источником влажного пара.

Выводы

1. Теоретически обоснованная возможность по флуктуациям режимных параметров оперативно диагностировать скрытые негативные процессы в теплообменном оборудовании ядерных энергетических установок даёт инструмент использования информации о динамике теплогидравлических процессов, представленной в неявном виде, для превентивного управления операциями аварийной подпитки оборудования с применением дополнительной системы устранения дефицита водной среды, возникшего вследствие утечек.

2. Разработанная структурная схема системы автоматического запуска режима подпитки, в которой учитываются результаты измерения по флуктуациям режимных параметров частотных передаточных функций, отражающих скрытые факторы аномального развития теплогидравлических процессов в ядерных энергоустановках, может быть агрегирована с системой применения комбинированного турбопривода подпиточного насоса, в которой можно использовать несепарированный влажный пар парогенераторов в условиях аварийного электрообесточивания штатных подпиточных насосов.

Список использованной литературы

1. Енергетична стратегія України на період до 2030 року : Схвалена Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15.03.2006 №145-р. [Електронний ресурс]. — Режим доступу : <http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/145-2006-%D1%80>
2. *Walker Samuel J.* Three Mile Island: A Nuclear Crisis in Historical Perspective / Samuel J. Walker // Berkeley: University of California Press, 2004. — P. 231.
3. Опыт АЭС Фукусима-1 для повышения экологической безопасности атомной энергетики Украины / Д. В. Билей, В. Н. Вашенко, В. В. Злочевский, А. Ю. Погосов, В. И. Скалозубов, А. В. Шавлаков. — К. : Гос. академия последиplomного образования, 2012. — 194 с.
4. *Погосов А. Ю.* Анализ влияния инцидентных факторов на развитие аварийных событий с разрушением активных зон реакторов АЭС в сейсмоопасных регионах / А. Ю. Погосов, В. П. Кравченко // Ядерна енергетика та довкілля. — 2013. — № 1. — С. 63—67.
5. *Погосов А. Ю.* Диагностика скрытой динамики процессов в реакторных установках АЭС / А. Ю. Погосов. — Одесса : Наука и техника, 2013. — 288 с.
6. *Королев А. В.* Повышение теплотехнической надежности оборудования АЭС / А. В. Королев // Тр. Одесского политехнического университета. — 2008. — Вып. 1(29). — С. 103—105.
7. А. с. СССР № 1513305 МКИ F22В. Диагностическая система Герлиги—Погосова—Хабенского для контроля запаса теплогидравлической устойчивости парогенерирующего канала / Герлига Владимир Антонович, Погосов Алексей Юрьевич, Хабенский Владимир Беницианович. — Бюл. изобретений СССР. — 1989. — № 37.
8. *Деревянко О. В.* Предаварийные физические процессы и надежный теплоотвод в ядерных энергоустановках : Монография / О. В. Деревянко, А. В. Королев, А. Ю. Погосов. — Одесса : Наука и техника, 2014. — 264 с.
9. *Деревянко О. В.* Экстраординарные теплогидравлические процессы ЯЭУ и энерго-информационные возможности их автоматической аттенюации / О. В. Деревянко, А. В. Королев, А. Ю. Погосов // Междунар. науч.-исслед. журнал. — 2013. — № 12 (19), ч. 1. — С. 79—81.
10. *Королев А. В.* Подпитка парогенератора от надежных источников / А. В. Королев, О. В. Деревянко // Мат. 3-й Междунар. науч.-практ. конф. «Повышение безопасности и эффективности атомной энергетики», Одесса (Украина), 24—28 сент. 2012 г. — Одесса: НПЦ «Энергоатом», 2013. — С. 111—113.

Получено 05.03.2014

UDC 621.039:621.311.25

*S. I. Azarov¹, O. V. Taranovski², V. L. Sydorenko³*¹ *Institute for Nuclear Research NAS of Ukraine, Kyiv*² *"Energorisk", Kyiv*³ *Public Administration in Sphere of Civil Protection, Kyiv***MODELING OF PHYSICAL-CHEMICAL PROCESSES INSIDE THE SARCOPHAGUS**

Analysis of physical processes that may cause the fragility and destruction of the lava-like fuel containing materials (FCM) of 4-th unit of Chernobyl Nuclear Plant (ChNP) has been carried out. The following processes were considered: influence of electric fields arising in medium with incorporated radionuclides, the role of the defect creation under irradiation of incorporated nuclides, residual mechanical strains caused by their cooling from the melting temperature in the time of the accident to the ambient temperature at present. It is shown that mechanical strains of such kind might be one of the causes of degradation and destruction of FCM. Different structure modifications of radiolysis of hydrogen sources are discussed. It is shown, that the β -irradiators ^{137}Cs and ^{90}Sr bring the cardinal contribution in generating of hydrogen. Depending on spent nuclear material dispersity, concentration of soluble forms of radionuclides, moisture saturation degree of FCM and water quality the account of radiolysis hydrogen yield rate is presented. The estimations of the safe content of hydrogen in the Sarcophagus premises air is estimated depending on leaktightness and the gas exchange rate.

Keywords: Sarcophagus, physic-chemical processes, radiolysis of hydrogen.

Fuel containing masses in the premises of the 4-th unit of the Chernobyl Nuclear Plant (ChNP) are the unique object, that is the mixture of the concrete, nuclear fuel and metal constructions in the fields of intense radiation. Study of the fuel containing materials (FCM) is important for determination of the nuclear and radiation safety of the object, reconstruction of the accident scenario, forecast of the FCM future behavior, understanding of the properties of this new object. A strong degradation of FCM with time is observed.

The importance of understanding of this process cannot be underestimated because it brings about the formation of the radioactive dust dangerous for the human beings and the environment. So in this paper special attention is paid to the determination of the physical mechanisms leading to the degradation of the FCM, namely, electric fields, defect formation and mechanical strains emerging due to the gradual cooling of the masses. Possible mechanisms connected with the water penetration into FCM are not considered here.

The result of analysis of environment ionization process inside Sarcophagus owing to alpha-, beta- and gamma-radiation processes with forming of ions. It is shown that as a result of ionization and physicochemical transformations gaseous mixtures, which are dangerous for personnel's health and can influence upon general technical safety of Sarcophagus, can release into atmosphere.

The study of fuel-containing masses interaction with water in premises of the 4-th unit of ChNP with forming of radiolytic hydrogen is the important task for determination of the general safety in Sarcophagus. If the investigation yielding rate of hydrogen in dependence on nuclear spent fuel dispersity,

concentration of soluble forms of radionuclides, ionizing radiation dose rates, moisture saturation of FCM and quality of water a significant number of works is devoted [1—4], the data on the estimation of the safe maintenance of radiolytic hydrogen in every premises of Sarcophagus in dependence of genneticity degree and interchange of air degree, possibility of the appearance of the explosive and fire — dangerous situation are practically absent.

In the given work the numerical modeling of different variants of generation sources of radiolytic hydrogen at the action of radiation is carried out, and just as the qualitative estimation yielding rates of hydrogen at the interaction of water with FCM.

The characteristic of FCM and dose rates in the sarcophagus premises. Since the external protective containment of the Sarcophagus reactor 4 at the ChNP is not hermetically, it is impossible to exclude the penetration of water into puddles. The upper estimation of average annual penetration of water and moisture from atmosphere by rain and snow into the Sarcophagus premises, being assessed as long ago as to the beginning of the work upon hermetization of the roof is such:

- about 3000 m³ was received on the surface of the former reactor hall;
- 1800 m³ — on the surface of deaerating stand.

Penetrating into Sarcophagus water on its path from upper points into bottom ones gradually ruins the constructions, washes away FCM, carries away with itself the particles of nuclear fuel and soluble radionuclides. Gross activity of water on all γ -irradiating radionuclides is in the range from micro curie to two tens of millicurie per meter. The base component of activity is ^{137}Cs .

After the accident the rise of ground water have occurred, foundation-basement part have been incompletely or totally filled up by water, probably included ground one.

In unit "D" (turbine hall and deaerator) below zero point there are approximately 2500 m³ of water with activity from $2.7 \cdot 10^{-7}$ to $1.9 \cdot 10^{-6}$ Ci/l on ¹³⁷Cs. The water in turbine hall in its content approximates to industrial one, main contamination is oil and mast oils on it surface. There are about 500 m³ of water, draining down there from the reactor hall (unit "B"), in the compartment 001/3 of unit "VSRO".

In Table 1 the distribution of FCM, fuel assemblies and other sources of ionizing radiation in the premises of Sarcophagus are offered.

In the compartments at bottom points of unit "B" Up to 200 m³ of water accumulate when penetrating into them of precipitations and also of industrial water from system of Fuel dust depression, disposed in the central hall (see Fig. 1). Water accumulations in units "B" and "VSRO" compartments classify with medium-active radioactive wastes from $2.2 \cdot 10^{-7}$ to $2.9 \cdot 10^{-2}$ Ci/l. In this water, containing besides ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr, alpha-active and fission uranium ²³⁵U, ²³⁸U and plutonium products ²³⁹Pu, ²⁴⁰Pu, since every year content of the latter increases [5].

Various modifications, of structure of hydrogen sources are considered. The main radionuclides benign the puddles of Sarcophagus α , β - and γ -irradiators are taken into consideration. It is shown that β -irradiators ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs make the cardinal contribution into hydrogen generation.

Rated values of hydrogen yield rate depending on spent nuclear fuel and fuel containing masses dispersity, soluble forms of radionuclides concentrations, ionizing radiation dose rate, moisture-saturation of FCM and quality of water are shown. The estimation of safe content of radiolytic hydrogen in Sarcophagus air assumption of hermeticity degree and interchange of air degree.

The average values of chemical characteristics of water: solid residue 0.2 mg/cm³; pH — (7.3—9.6); hardness — (0.8—2.5) mg-ekv/kg; ox disability — (5—10) mg (O₂)/kg.

Table 1. The distribution of FCM, fuel assemblies and other sources of ionizing radiation in the Sarcophagus premises [5, 6]

The name of premises (premise, mark)	Form of FCM, fuel assemblies and its condition	Estimation of fuel quantity in FCM, fuel assemblies (on uranium), tons	Volume content of UO ₂ , %	Maximum exposure, R/hr
Central Hall 914/2 (35.50)	Fragments of reactors core	60—70	<14	~3500
Under premises of unit 4 (in shame «E») (35.50—40.00)		10—36	<14	~3000
South cooling pond	About 140 of fuel assemblies with spent fuel	~20	—	~3200
Under reactor premises 305/2, 307/2, reactor vault, shame «OR» (9.00—11.00)	Lavous FCM, fragments reactor core, dispersed fuel	~25	<9.0	1200—1300
Steam distributing corridor 210/5, 210/6, 210/7 (6.00)	Lavous FCM, dispersed fuel	25±11	2.4	~1200
Pressure suppression pool, 2 nd floor 012/13, 012/14, 012/15 (2.20—3.00)	Lavous FCM	8±3	1.1	~2000
Pressure suppression pool, 1 st floor 012/5, 012/6, 012/7 (0.00)	Lavous FCM	1.5±0.7	3.4	1200—1300
Premises of reactor unit "elephant foot" 217/2, 304/3, 303/3, 301/6 (6.00—9.00)	Lavous FCM	11±5	<8	~3000
Premises of reactor unit (35.00—68.00)	Fuel dust, "hot" fuel particles	~10	6—14	400—1200

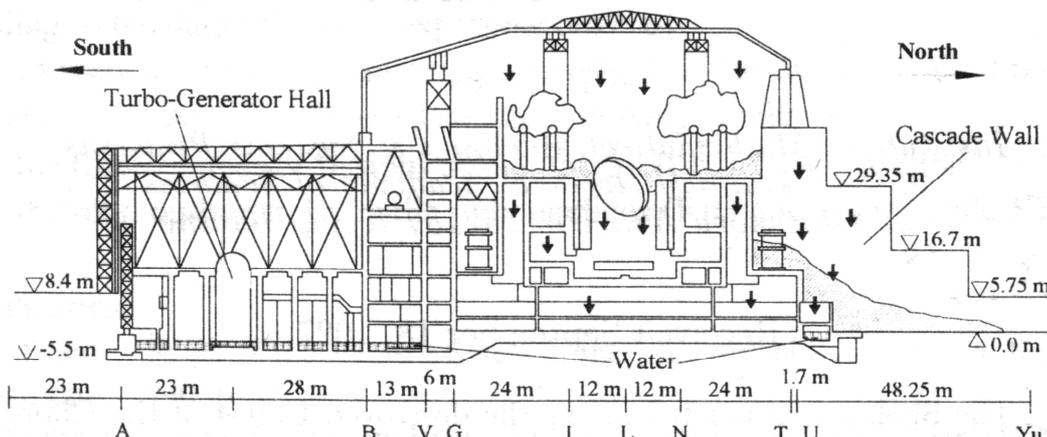


Fig. 1. Schematic representation of the Sarcophagus. Water pathways and locations within the premises (North-south cross — section along Axis 47)

Table 2. Specific α -, β - and γ -activities of FCM, fuel assemblies and other sources of radiation (in 25 years after accident)

Nuclide	Emission	Activity, Bq/g	Disintegration constant, sec ⁻¹	Averaged energy of disintegration, MeV	Specific doze rate, MeV/(cm ³ ·sec)
¹³⁷ Cs	γ	0.41—10	$7.3 \cdot 10^{-10}$	0.565	$0.53 \cdot 10^8$
⁹⁰ Sr	β	$8.3 \cdot 10^6$	$7.82 \cdot 10^{-10}$	0.196	$0.38 \cdot 10^8$
¹³⁷ Cs	β	$4.1 \cdot 10^6$	$7.28 \cdot 10^{-10}$	0.180	$0.17 \cdot 10^8$
²³⁸ Pu	α	$5.36 \cdot 10^6$	$2.5 \cdot 10^{-10}$	5.49	$6.73 \cdot 10^6$
²³⁹ Pu	α	$4.54 \cdot 10^6$	$9.0 \cdot 10^{-10}$	5.15	$5.35 \cdot 10^6$
²⁴⁰ Pu	α	$6.32 \cdot 10^6$	$3.3 \cdot 10^{-10}$	5.15	$7.4 \cdot 10^6$
²⁴¹ Am	α	$1.22 \cdot 10^6$	$5.1 \cdot 10^{-10}$	5.50	$1.5 \cdot 10^7$

Isotope specific activity makes [6]: ¹³⁷Cs — (3—8)·10⁸ Bq/l; ⁹⁰Sr — (4—9)·10⁶ Bq/l; ^{239,240}Pu — 850 Bq/l; Uranium content — (6—9)·10 μg/l.

In Table 2 specific α -, β - and γ -activities of FCM, fuel assemblies and other sources of radioactive ionizing (in 25 years after the accident) are offered.

Radiolysis of water in puddles under the action of ionizing radiation may be accompanied by molecular hydrogen formation, which will be educed and accumulated in stagnating zones of Sarcophagus. The probability of such process depends upon dispersity of spent nuclear fuel and FCM, being in various structural and composite forms, moisture-saturation degree of fuel-containing structures, radiation dose rate, quality characteristic of radiolysis water, value of radiation chemical hydrogen yield (G_{H_2}). For transuranic elements ^{238, 239, 240, 241}Pu, for α -particles with averaged energy of radiators $E_0=0.021$ MeV — $G_{H_2}=1.7$ mol/100 eV; for β -particles of ⁹⁰Sr and ¹³⁷Cs with $E_0=1$ MeV — $G_{H_2}=0.1$ mol/100 eV; for γ -radiation of ¹³⁷Cs with $E_0=0.66$ MeV — $G_{H_2}=0.3$ mol/100 eV.

Some mechanism of FCM to destruction. The following processes are considered: influence of electric fields arising in medium with incorporated radionuclides; the role of the defect creation by irradiation of incorporated nuclides; residual mechanical strains caused by their cooling from the melting temperature in the time of the accident to the ambient temperature at present.

1. Electric fields in FCM

One of possible mechanism of reduction of the mechanical durability of FCM is occurrence of significant electrical fields as a sequence of the accumulation of charges generated by ionizing particles [7] and others causes.

A general model of FCM is a SiO₂ matrix with impurities, structural defects, inclusions of various nature, radionuclides, nuclear fuel [8].

Microstructure of FCM is very complex, physical parameters of such highly inhomogeneous structure

are unknown. Therefore, only estimates are possible and at present stage of research it is expediently to use simple models with the minimum number of parameters.

The following processes have been considered:

1. Accumulation of charge in “hot” particles. For “hot” particles with the radius R , the activity A , atomic number z , the conductivity a and the density ρ one can obtain for electric field at the particle matrix boundary:

$$E = \frac{A \cdot z \cdot a \cdot \rho \cdot R}{3\beta} \tag{1}$$

The estimates for the parameter values $\rho=10$ g·cm⁻³; $\beta=l/10^{12}$ ohm·cm, $R=10$ μm, $A=10^8$ sec·g gives $E=0.053$ V/cm.

2. Typical processes for inhomogeneous and disordered solids: fields connected to inclusions of other phase and regions of radiation damages, electric fields, caused by a contact-potential difference. Typical values of electric fields in inhomogeneous semiconductors are up to 10² V/cm. So electric fields are small and cannot significantly influence the destruction of FCM.

2. Radiation induced defect formation doe to the incorporated radionuclides

Effect of the radionuclides incorporated in the FCM on the atom displacements is calculated. Main contribution into the displacement comes from the α -particles. The displacement rate is calculated for the Si and O atoms in the vicinity to the UO₂ inclusion. The estimates are fulfilled for the parameters: activity $A=2.7 \cdot 10^7$ sec·g, inclusion density $\rho=10$ g·cm⁻³, particles energy $a=5$ MeV, the threshold displacement energy will 16.5 eV [9].

The calculations result in displacement rate $5 \cdot 10^{-12}$ dpa/sec. This value of the displacement rate during the entire time of the irradiation after the accident may significantly change electro-physical, optical and other properties of dielectrics but it is not sufficient for the significant effect on the mechanical properties, i. E. To explain the observed degradation of the FCM.

3. Residual strains in FCM emerging at cooling

Let us estimate another of the possible mechanisms for the cracking of the FCM containing masses. It is connected to the residual strains that emerge in the lava due to the cooling. Important thing here is that lava consists of great variety of inclusion.

Let us consider an inclusion in the FCM that was formed in the melted lava at high temperature T_0 . It is natural to assume that during formation of an inclusion at high temperature mechanical strains are absent. Due to the different thermal expansion coefficient of the FCM matrix and material of the inclusion mechanical strains appear leading to the microcracks and finally,

to the destruction of the FCM. To do estimates we consider a spherical inclusion in an isotropic medium. The equations of mechanical equilibrium are solved waffle boundary conditions of continuity of the displacement field vector and the pressure at the boundary. The material is let to expand (contract) free at the infinity.

Solving the appropriate equilibrium equations and satisfying the boundary conditions one obtains mechanical strains outside the inclusion with radius R at foe point:

$$\delta = -\frac{8}{3}\mu_g \cdot (T - T_0) \cdot \frac{R^3}{r^3} \cdot K_n \cdot \frac{a_n - a_g}{3K_n + 8\mu/3}, \quad (2)$$

where T — the recent ambient temperature; r — the radius dislocation; μ and K — the elastic modules of materials a is the thermal expansion coefficient; indexes g and n stand for materials of the matrix and the inclusion, respectively.

One can clearly see from the obtained formula that mechanical strains are proportional to the difference of the temperatures and difference in the expansion coefficients of the inclusion and the material of the matrix. It is interesting to note that the strains at the boundary do not depend on the radius of the inclusion.

Let us perform some estimates that will show magnitudes of the appearing strains. It is widely known that FCM were formed from the lava at temperature of order of 1500 °C. At present the temperature of the FCM is about 50 °C. For the estimates we will take silicon dioxide (which is the main constituent part of the FCM) as the matrix material. The thermal expansion coefficient varies in the broad range depending on the glass type (from $6 \cdot 10^{-7} \text{ K}^{-1}$ to $6 \cdot 10^{-6} \text{ K}^{-1}$).

And for the fuel UO_2 inclusion it is according to different authors from $9 \cdot 10^{-6} \text{ K}^{-1}$ to $13 \cdot 10^{-6} \text{ K}^{-1}$. So according to formula (2) the emerging strains can reach up to $10^{-2} \mu\text{g}$. This value by its magnitude is of order of the glass fragility threshold.

The calculation of radiolysis water. Power density of sources of α - and β -radiation was calculated by formula [1, 10]:

$$Q_m = g_m \cdot E_0 \cdot X_{\text{UO}_2} \cdot P_{\text{UO}_2}, \quad (3)$$

where g_m — m -isotope specific activity; E_0 — average disintegration energy; X_{UO_2} — volume content of nuclear fuel in puddles; P_{UO_2} — nuclear fuel density.

The rate of emitting hydrogen was determined by formula [11]:

$$W_{\text{H}_2}^m = \frac{d(\text{H}_2^m)}{dt} = \frac{G_{\text{H}_2}^m \cdot Q_m}{100N_a}, \quad (4)$$

where N_a — Avogadro number.

Potential explosive-danger from radiolytic hydrogen depends on hydrogen yield and Interchange of air rates ratio in the Sarcophagus premises as a result of natural convection, for calculation of the outlay of air for blowing off of hydrogen was used the formula:

$$L_m = k \cdot W_{\text{H}_2}^m, \quad (5)$$

where k — coefficient equal to 250.

Interchange of air degree was determined by formula [10]:

$$N = \frac{L_m}{V}, \quad (6)$$

where V — the volume of examined premises.

An attempt of estimation as in the first approximation of the rate of hydrogen yielding as a result of water radiolysis in the Sarcophagus environment under the following conditions is made in this paper: fuel dust is under a layer of water; a layer of water is covered by spent nuclear field cluster; water mass ratio of which is given is in pore space of FCM.

The quantity of fine-grained aerosol particles (fuel dust) in the reactor pit and under reactor premises (rooms 504/2 and 305/2), south and north premises of former central hall and others is 10 tons [5].

The first type of fuel dust is the fragments of Irradiated nuclear fuel, consisting of UO_2 . The initial microstructure of fuel tablets is distinctly traced in particles measuring 80—700 kVt. Dimensions of separate mycroblocs are varied from 2 till 7 kVt with density (7—9) g/cm^3 and relative hardness 490—510 kg/cm^2 .

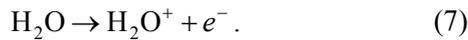
The second type — the particles of mixed composition, in which the main matrix component are Uranium oxides — (U_4O_9 and UO_2) and zirconium, the ratio of which is changed in wide range. The largest dimension of dispersed irradiated fuel particles is (1.0—1.2) μg .

The structure of “hot” particles is different-cellular, cavity-porous etc. in the calculations the layer of dust 10^{-3} m thick was studied, which is covered by water layer 10^{-2} m thick and surface area 1 m^2 . Let us suppose, that α -irradiation is utterly absorbed inside fuel particles, and release energy is spent on heating of water. Half energy of β -radiation is absorbed inside fuel particles, the second half by the layer of water.

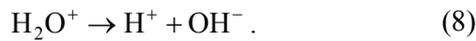
We neglect self absorbing of γ -radiation inside fuel particles.

Nuclear fuel, total quantity of which is estimated at 56 tons consists of fragments of active zone of the reactor spent fuel pools, fuel channel assemblies, fuel tablets, with initial proton content: ^{238}U — 98 %, ^{235}U — 2 %. Uranium dioxide, high uranium oxides and uranium hydro carbonates form chemical composition of fuel. Let us suppose, that nuclear fuel layer $5 \cdot 10^{-2} \text{ m}$ thick and 120 kg/m^3 density is overflowed

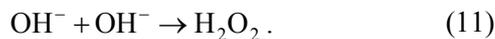
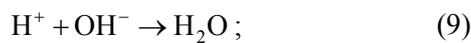
with water layer 10^{-2} m thick and surface area 1 m^2 . In the process of radiolysis of water hydrogen, hydrogen peroxide and oxygen will be generated at final stage [10]:



The ions H_2O^+ can be in different electron states ones of which are stable and others break down. Concentration of oscillation energy on certain bonds may results in ion decomposition:



Free radicals H^+ and OH^- doesn't satirically separated, therefore they can with the great probability recombine with forming of molecular products [11]:



Radioactive-chemical yields and water radiolysis products lifetime are offered in the Table 3.

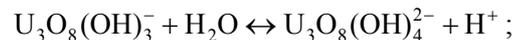
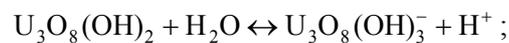
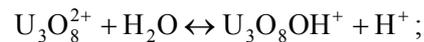
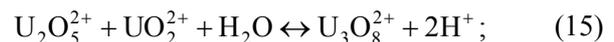
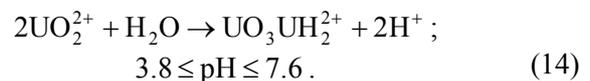
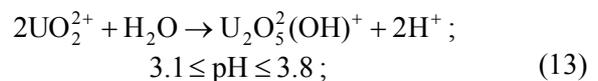
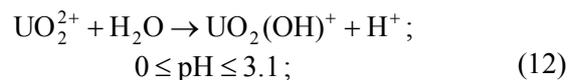
It is obvious, hydrated electronrons and OH^- radicals form in deficiency per every 100 eV of absorbed radiant energy at neutral pH value.

The specific feature of aqueous solutions, containing Tran Uranium Elements (TUE) — ^{235}U , ^{238}U , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am — is generation of different forms of hydrated ions. Hydrolysis of TUE with forming of hydrogen ions may occur according following reactions [12].

The experimental investigations of the object's aqueous solutions of radioactive elements, with the average concentration of uranium 10 mg/l and more, show that their pHs are usually in the intervals of (6.5—7) and (9—10). The most interesting are solutions in those places of interaction of the nuclear magma with water, where we observe a substantial yield of uranium in water and a high level of the α -, β - and γ -radiation of water. High values of pH are pointing to a certain shift of equilibrium (due to chemical reactions) between groups OH^- and H^+ , and the fact that ions of hydrogen, which are formed in the process of radiolysis, hydratation and other characteristic reactions, quickly react transforming into molecular

hydrogen and molecules in water. Besides, atomic hydrogen can be formed in reduction reactions. This value of pH corresponds to the basic solutions where the concentration of OH^- groups is dominant and there is a deficit of hydrogen ions H^+ . From this point of view it is necessary to analyze chemical reactions with UO_2^{2+} , PuO_2^{2+} , AmO_2^{2+} in the system “nuclear magma-basic solution” taking into account radiolysis and alkalization processes.

In aqueous solutions U, Pu and its isotopes, strontium Sr, cesium Cs and other radioactive elements produce different forms of hydrated ions, molecules, double and mixed complexes, mono- and polynuclear products hydrolysis and colloid particles. Let us analyze a set of reactions where uranium is involved. The approximated schematic set of reactions can be seen as follows. In aqueous solutions uranium has +3, +4, +5, +6 states of oxidation. The stability of valence states of uranium in a solution is characterized by the sequence $\text{U}(6) \geq \text{U}(4) \geq \text{U}(3) \geq \text{U}(5)$. The stabilization of the large positive charge of uranium $\text{U}(6)$ takes place because in aqueous solutions urinal ion UO_2^{2+} is produced. The hydrolysis of urinal ions is governed by the reactions [1]:



The hydrolysis of uranium UO_2^{2+} can be explained in terms of the formation of monomer $\text{UO}_2(\text{OH})^+$ by the reaction:



and dimer UO_2 , UO_2^{2+} by the reaction:

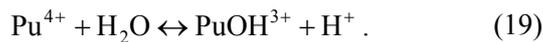


Table 3. Radioactive chemical yield and lifetime of primary products of water radiolysis

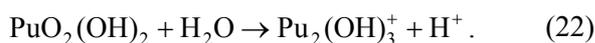
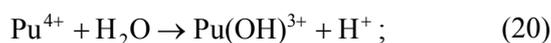
Products of water radiolysis	Value G_{H_2} , molecules/100 eV	Lifetime τ , sec
e^-	2.6	10^{-15}
H^+	0.6	10^{-13}
OH^-	2.6	10^{-11}
H_2O_2	0.75	$8.6 \cdot 10^5$
H_2	0.45	10^2

A lot other possible reaction channels can fit this scheme, thus constituting a complicated reaction network.

Plutonium in aqueous solutions has five degrees of oxidation: +3, +5, +6, +7. Pu^{4+} has the most interesting properties. It is in the form of hydrated ions $\text{Pu}(\text{OH})_{6-8}^{4+}$ in polymer-acidic solutions. Also for some concentrations of Pu, when pH of the solutions increases, the hydrolyses of Pu^{4+} ions leads to the formation of mononuclear hydroxocomplexes $\text{Pu}(\text{OH})^{3+}$, $\text{Pu}(\text{OH})_2^{2+}$, which further can exhibit polymeric and colloid properties. The hydrolysis of Pu(4) takes place at the concentration of H^+ ions less than 0,3 M [1]:



Here we have to distinguish between two types of reaction products: monomer hydrated ions of $\text{Pu}(\text{OH})_n^{(4-n)+}$ type and products of polymerization, which are formed at the same values of acidity. A slow decrease of acidity in the region of H^+ hydrolysis below 0,3 pH helps the formation of polymers. The dissolving of acidic solutions with water causes an instantaneous local decrease of acidity to the values favorable for polymerization. The formation of polymers is also accelerated when moderately acidic solutions of plutonium are heated [1, 10]. The process of polymerization is accompanied by polarization of a water molecule by two plutonium ions. Six-valiant plutonium, producing plutonic PuO_2^{2+} with oxygen, actively hydrolyses in water according to the reactions [1]:



At some particular values of pH this leads to the formation of colloidal complexes and polymer structures.

It was supported in the calculations, that the conditions of absorption of radiation energy of a flat extended source are realized.

Total absorption of radiation energy for α - and β -irradiators takes place (thickness of the water layer is larger than α - and β -particles. For γ -radiation absorption depends on thickness of the water layer. It was supported, that dose, rate of γ -irradiators was about $5 \cdot 10^{13}$ eV/(g·sec).

As a result of high-temperature processes during accident melting of zirconium casing of fuel channel assembly, interaction of zirconium melt with uranium dioxide with forming of uranium-zirconium oxygen phase take place. This melt formed FCM 800 m³ in number during the interaction with construction materials (serpentine, concrete, sand) and air. It is

possible to choose conditionally the most typical modifications of FCM with mass ratio of the uranium: brown ceramics 9—10 %; black ceramics 4—8 %; slageous and pumise-stoneous <1 %.

Tree processes, leading to destruction of monolithic FCM are revealed: destruction of superficial part and forming fuel containing particles on it; eliminating radioactive hydrogen during interaction with water; cracking of matrix because of inner stress.

The most real of all processes leading to brittleness is the mechanism related to getting cold of FCM and impregnating of them with water and moisture.

The calculation of hydrogen generation rate was carried out for water and moisture being in cracks of FCM, quantity of which is one ton. It was supposed that FCM contains such oxides in percents by mass: UO_2 — 10 %, CaO — 10 %, K_2O — 2 %, Fe_2O_3 — 8 %, ZrO_2 — 4 %, SiO_2 — 60 %.

Water with ox disability 2 mg/l — 10 % contains admixtures of organic compounds — oil and surface active substances — 1 %. Let us suppose that absorption of radiation by water depends on nature of radiation: α -irradiators are regarded as surface irradiators and total absorption of energy occurs in the layer of water and FCM, equal α -particle range.

Let us consider, that absorbed by water energy which is in proportion to electronic (or mass) ratio of water in FCM, is conditioned by influence only of β - and γ -radiation. The results of calculation of hydrogen generation rate from puddles in the Sarcophagus under given initial data are shown in the Table 4.

Table 4. Calculation of H_2 generation rate from puddles in the Sarcophagus under given initial data

	Specific activity, Bq/kg			W_{H_2} , m ³ /hr
	g_α	g_β	g_γ	
Fuel dust	$3.65 \cdot 10^3$	$4.28 \cdot 10^3$	$0.36 \cdot 10^6$	$1.24 \cdot 10^{-4}$
Spent nuclear fuel	$6.32 \cdot 10^3$	$8.31 \cdot 10^3$	$0.42 \cdot 10^6$	$5.53 \cdot 10^{-4}$
Fuel-containing masses	$5.22 \cdot 10^2$	$7.93 \cdot 10^2$	$0.21 \cdot 10^5$	$0.98 \cdot 10^{-3}$

The determination of the fire-explosive dangerous situation. Fire/explosive ones are events, realization of which results in forming of an explosive mixture (burnable mixture) and the appearance of a source (a cause) inciting an explosion (striking).

A probability of the appearance of the explosion in Sarcophagus during a year is calculated by the formula [13—15]:

$$Q(Sr) = 1 - \prod_{i=1}^h [1 - Q_i(HF)] , \quad (23)$$

where $Q(Sr)$ — a probability of the appearance of the explosion in Sarcophagus during a year; $Q_i(HF)$ — a probability of the appearance of an expulsion in a i -th

compartment of Sarcophagus during a year; h — quantity of the Sarcophagus compartments; HF — factor of fire/explosive danger.

We rely to Explosive/Fire Hazards factor $HF(E/F)$ an indication on an array of indications whose change in time may cause explosive/fire or ignition if not to suppress tm dynamics of the event [13]. Explosive/fire category is determined of specifications and depends upon standards of protected object.

Thus $HF(E/F)$ identify possible explosive/fire causes (combustible media, oxidizer, ignition source, energy transfer mechanisms) and the character of consequences.

As an information toil term $HF(E/F)$ include two parts — “a priori” (characterizing possible explosive/fire hazards level and consequences). “A posteriori” part in $HF(E/F)$ is derived by prognostic simulation or real explosive/fire damage estimation. Typically the premises of Sarcophagus differ in structure of $HF(E/F)$ from other objects in “a priori” (specific technologic midis, nuclear fuel, FCM, sources of radiolytic hydrogen, radioactive elements etc.) therefore in “a posteriori” (ecology, social and material damage from explosive/fire, in Sarcophagus is much higher than in other nuclear objects). Presently there exist various methods for classification and analysis of $HF(E/F)$ indication.

The inner events introduced are[14]: technical or technological out coming e. g., in premises Sarcophagus processes (radiolysis, radiation heating of structure materials, Viegner’s effect chain reaction in a FCM etc.); In — plant management events (personnel feather; inadequate regulations and guidelines).

External events may cause explosive/fire are kept with natural phenomena such as earth quake water spout storm, flood lightning tornado etc. and events of technological origin — aircraft accidents, transport accidents gas clouds of chemical origin, shock wave impact etc. We also refer here nuclear substance explosive/fire geared with sabotage and terrorism. Ignition source indication are divided into nuclear (radiation heating, heat transfer, convection etc.), thermal (self ignition, heated surface), mechanical (friction, strike, wear), electric (lightning strikes; electrostatic charges, spark discharges, short circuits etc.), physicochemical (vapor of water, reaction, explosive mixture origin, radiolysis of water etc.).

Combustible items media exhibit the following substance status: gas items (oxygen, hydrogen explosion mixture, carbon etc.), FCM and nuclear fuel (hard from, structural material, graphite, cable insulation etc.), liquid items (transformer oil, lubricant oil, acids, alkalis etc.).

Factor “a posteriori” indication in Sarcophagus fall into four categories: factors impacting nuclear safety, factors impacting nuclear safety indirectly, factors impacting radiation safety. The first and second categories

should be listed in guideline regulations accounting individually each object.

Though preserving nuclear safety explosive/fire may cause radiation safety failure therefore assuming radionuclides release and encompassing of urgent measures performance (repair, technological, deactivation, rescue etc.) in radiation dangerous conditions.

Let us make some assumption for eyetic compartment of Sarcophagus [15]: K_0 — concentration of hydrogen, which can form an explosive mixture (detonating mixture); N_0 — quantity of explosion causes; M_0 — quantity of explosion sources; L_0 — quantity of energy transfer mechanisms by the explosion. Then

$$Q(HF) = 1 - \prod_{K=1}^{K_0} \prod_{N=1}^{N_0} \prod_{M=1}^{M_0} \times \prod_{L=1}^{L_0} [1 - Q(HF_K) \cdot Q(HF_N) \cdot Q(HF_M) \cdot Q(HF_L)], \quad (24)$$

where $Q(HF_K)$ — a probability of forming of a detonating mixture; $Q(HF_N)$ — a probability of the appearance of a cause of N -type explosion; $Q(HF_M)$ — a probability of the appearance of a cause of M -type explosion; $Q(HF_L)$ — a probability of transfer of the mechanical energy of L -type explosion; K_0, N_0, M_0 and L_0 are the maximum magnitudes of either events.

Assuming that every $Q(HF) < 0.1$, i. e. at a sufficient protection with K, M, N, L of a compartment (at a small probability of display of either event in a given compartment) it is possible to assume that

$$Q(HF) = \sum_{K=1, N=1, M=1, L=1}^{K_0, N_0, M_0, L_0} Q(HF_K) \cdot Q(HF_N) \cdot Q(HF_M) \cdot Q(HF_L). \quad (25)$$

Let us imply that concert of branch is a product under the $\Sigma(\dots)$ — signee for concrete K, N, M, L .

Let us examine more minutely the concrete magnitudes of separate probabilities:

$$Q(HF_K) = Q(B_K) \cdot Q(E_K) \cdot Q(O_K), \quad (26)$$

where $Q(B_K)$ — a probability of the appearance of k -th quantity of hydrogen for forming of a detonating mixture; $Q(E_K)$ — a probability of forming in k -th detonating mixture of stored energy; $Q(O_K)$ — a probability of the appearance of an oxidizer for k -th detonating mixture, $Q(O_K) = 1$.

$$Q(B_K) = Q^{cond} \cdot \sum_{p=1}^3 Q(A_p), \quad (27)$$

where Q^{cond} — a conditional probability of the appearance of any N -cause (internal, external), which is able

to provoke the explosion of k -th detonating mixture; $Q(A_p)$ — a probability of the permanent presence or the appearance of k -th detonating mixture.

$$Q(E_k) = \int_{W_{\min}}^{\infty} f(W) dW, \quad (28)$$

where W — a stored energy of the detonating mixture; $f(W)$ — density of distribution of detonating mixture stored energy.

The conditions inside containment prior to hydrogen combustion may include elevated temperature, elevated pressure, and the presence of steam. The flammability limits widen with increasing temperature. For example, at 100 °C the lower limit for downward propagation is approximately 8.8 % (see Fig. 2).

Values for hydrogen flammability in air saturated with water vapor at room temperature and pressure are given in Table 6. These limits may vary slightly during accident conditions. There may be scale effects due to the large size of reactor containments as well as variations in flammability due to the ignition source strength.

The triangular diagram of Shapiro and Moffette indicates regions of flammability of hydrogen:air:steam mixtures [14]. It has been widely reproduced and appears as Fig. 3.

Ignition of dry hydrogen: air mixtures, particularly when the mixtures are well within the flammability limits, can occur with a very small input of energy. Common sources of ignition are sparks from electrical equipment and from the discharge of small static electric charges. The minimum energy required from a spark for ignition of a quiescent hydrogen:air mixture is of the order of 10^{-2} (a very weak spark). The ignition energy required as a function of hydrogen concentration is shown in Fig. 4.

For a flammable mixture, the required ignition energy increases as the hydrogen concentration approaches the flammability limits. The addition of a diluent, such as steam, will increase the required ignition energy substantially. As mentioned previously, high energy ignition sources can cause mixtures outside the flammability limits to burn for some distance.

The presence of moist air in the Sarcophagus premises simultaneously raises the threshold magnitude of hydrogen concentration and the magnitude of necessary initiating energy.

The next initial data were used in the calculations.

It should be noted that, talking about “explosion”, it should be accentuated the difference between two phenomena of fast combustion — deflagration and detonation — conditions of occurrence and consequences of which differ one from another.

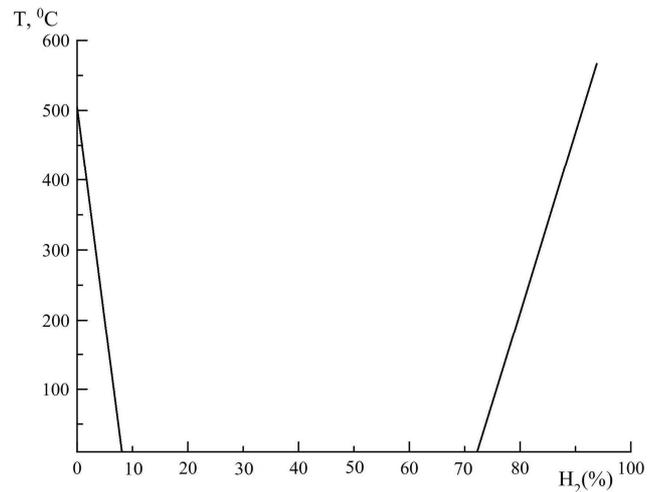


Fig. 2. Effect of initial temperature on downward propagating flammability limit in hydrogen

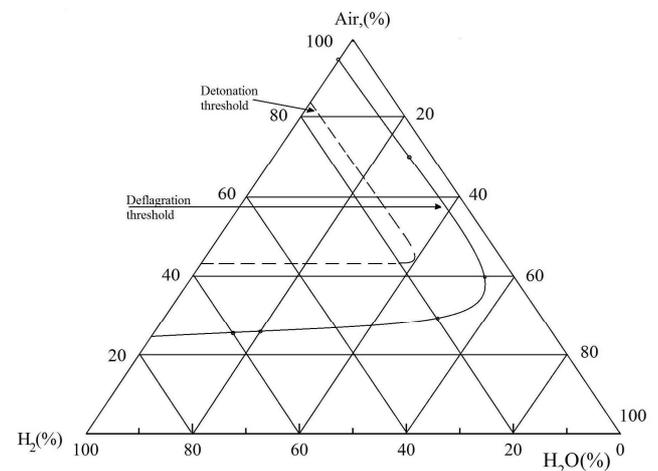


Fig. 3. Flammability and detonation limits of hydrogen, air, moisture

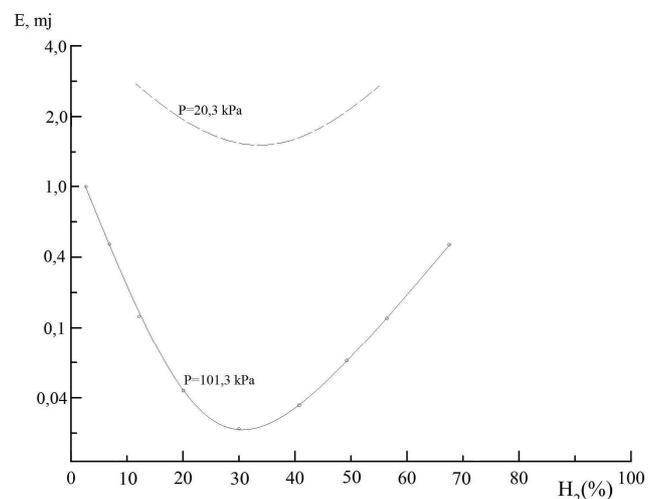


Fig. 4. Spark ignition energies for dry hydrogen air mixtures

The deflagration or fast burning down is the instantaneous combustion without forming of blast and consequently without explosion by which the flame front spreads in a gaseous mixture at a speed of several metres per second as a result of gas heating owing to heat-conductivity and diffusion of free radicals in a region of unburnt gas.

The deflagration can occur at comparatively low hydrogen content in dry air. Shapiro diagram shows the magnitude about 4 %. Necessary initiating energy is very small and makes the magnitude not exceeding one mill joule. In the absence of moisture the hot point about 500 °C can provoke self-ignition of hydrogen.

The detonation is combustion, taking place at a thin layers boundary, spreading with a constant supersonic speed along an unburnt gaseous mixture.

The detonation is a power blast, beyond the front of which the sharp chemical reaction of substance decomposition, attending by heat and gaseous products release, takes place.

By expansion of compressed detonation products explosion occurs.

Much higher concentrations of hydrogen are necessary for occurrence of detonation than for deflagration, in Shapiro diagram the explosive region corresponds to the presence in dry air 18—55 % of hydrogen (Fig. 3).

The experiments show that by very large volumes the explosive threshold is lowered.

Necessary initiating explosion energy makes up 5 kg at hydrogen concentration 30 % and reaches 250 kg at 20 % of H₂ concentration. The presence of moisture in premises raises the threshold magnitude of hydrogen concentration and initiating energy.

The upper limit of inflammability of hydrogen in a mixture with air: bottom 4.10 % upper — 74.0 % ignition temperature in air (530—590) °C, and combustion rate — 30 000 kg/(m²·sec).

The risk is a probabilistic measure, punitively expressing the effect of either human activity or natural phenomenon. At risk estimation the probability of negative effect with regard for probability of the realization of this effect. The risk is also the damage probability which is usually determined as a product of the probability of a certain process of given energetic class (in our case — the probability of the appearance of the an explosion (a fire) in Sarcophagus during a year $Q(Sr)$ and an expected damage [13]:

$$R(Sr) = Q(Sr) \cdot Y, \quad (29)$$

where Y — a prognosticated damage from an explosion (fire).

The risk level, the source of which is the artificial inhabitation environment, is in the limits $3 \cdot 10^{-6}$ — 10^{-3} , and level $5 \cdot 10^{-4}$ is the socially acceptable professional risk during prolonged action of unhealthy factors.

A situation, influencing on nuclear, radioactive and general technical object safety can appear during explosion (fire) in Sarcophagus.

Nuclear accident may be associated with FCM and nuclear fuel damage with following personnel overexposure violation of chain nuclear fission reaction control, critical mass formation, heat removal from FCM violation etc.

The real danger of displacement of fuel-containing masses and neutron-absorbing materials with following realization of self-sustaining chain reaction exists in the case of an explosion/a fire. For fresh fuel assemblies the critical mass is 315 kg, and for utilized low burn-up assemblies and with enrichment 2 % the critical mass is 200 kg, when penetrating of water into homogenous mix of FCM the critical mass is ~600 kg of uranium. The action of high temperatures at a fire can result in falling the main constructions of Sarcophagus, the strength of supports of which was not determined and permanently declines under the action of radiation and environment.

The danger of magmatic differentiation and forming of a phase essentially enriched by ²³⁹Pu (in reactor core before the accident it was produced more than 450 kg) may result in critical mass dozens kilograms.

Radioactive accident may result in release of radioactive products and ionizing radiation over stipulated object operation borders in quantities, exceeding the limits of its safe operation. At exposure dose at the industrial site of ChNP border making up 50 mSv/year which corresponds to dose limit of total external and internal exposure of personnel during a calendar year the general risk of the potential death will be expressed by magnitude $3 \cdot 10^{-7}$.

This magnitude is calculated in assumption that radioactive effect continues over the whole life. Let us section on three types explosions (fires) in Sarcophagus, resulting in breaking up of object's construction and release of radioactive substances into external environment in dependence of character and scales of radioactive consequences.

The first type — "local" explosion, when release of radioactivity occurs over stipulated borders of the object. Incidentally the quantity of released radioactive substances will exceed fixed values, but zone of external environment contamination is not out of the bounds of the industrial site of ChNP. The probability of the occurrence of an explosion (fire) in Sarcophagus at 1-st category doesn't exceed $R(Sr) \leq 10^{-3} \text{ year}^{-1}$.

The second type — "domestic" explosion (fire) is the incident when the release of radioactivity is possible over the industrial site bounds, but inside of controlled access area. The radioactive consequences are limited by controlled access area, where personnel exposure is possible in doses, exceeding allowed ones. The possibility of the occurrence of the 2-nd type accident is in the limits $10^{-5} \leq R(Sr) < 10^{-3} \text{ year}^{-1}$.

The third type is a large explosion (fire) when the radioactive contamination area goes out controlled access area limits, but is localized in the nearest limits at the level of total exposure, of population during a year more than 0.03 Sv. The probability of the occurrence of the 3-rd type accident is in the limits $10^{-7} \leq R(Sr) < 10^{-5} \text{ year}^{-1}$.

Radiation risk in the main is connected with the probable occurrence of potential dangerous initial events and development of their consequences. The quantitative evaluation of the radiation risk probability is determined by the risk function of individual sources of dangers, expressed as absolute mathematical anticipations of the radionuclide release into environment (Table 5), moreover the probability of an initial event was calculated by formulae (3—8, 10—15).

Table 5. The probabilities and the risk functions of individual sources of dangers, expressed as absolute mathematical anticipations of the radionuclide release

Initial event	Probability, year ⁻¹	Risk function, Ci/year
A fire inside Sarcophagus premises	$10^{-5}—10^{-3}$	$4 \cdot 10^{-4}$
An explosion inside Sarcophagus premises	$10^{-6}—10^{-4}$	$3 \cdot 10^{-5}$
Coming down of constructions by a fire	$10^{-6}—10^{-5}$	$6 \cdot 10^{-4}$
Coming down of constructions by an explosion	10^{-7}	$0.2 \cdot 10^{-5}$

Table 6. Danger ranking of some Sarcophagus premises

Height mark, m	Premises number	Danger factor			Danger category		
		A	B	C	I	II	III
-0.65—2.20	012/6			+			+
	012/7			+			+
	012/8		+	+		+	
	012/9			+			+
2.20—6.00	012/13			+			+
	012/14		+	+		+	
	012/15		+	+		+	
	012/16			+			+
6.00—8.00	210/5		+	+		+	
	210/6	+	+	+	+		
	210/7	+	+	+	+		
6.00—9.00	217/2		+	+		+	
6.00—9.00	303/3		+	+		+	
8.00—11.00	305/2	+	+	+	+		
9.20—12.50	304/3	+	+	+	+		
14.00—32.00	504/2	+	+	+	+		
18.50—35.50	504/3		+	+		+	
18.50—35.50	504/4	+	+	+			
35.50—62.00	914/2	+	+	+	+		

A — the influence of a fire/an explosion on the nuclear safety;

B — the influence of a fire/an explosion upon radiation safety;

C — the influence of a fire/an explosion upon generally technical safety.

Danger ranking of some Sarcophagus premises obtained by calculation, is added in the Table 6.

The main types of the danger in Sarcophagus are nuclear, radioactive and general technical ones. The radioactive danger is the threat of the exceeding determined occupational doze limits as a result of release of radionuclide's into environment. The potential radioactive danger is determined by total activity about 20 MCi containing in Sarcophagus premises.

The analysis of various components of danger factor in the total risk shows that the greatest danger is the coming down of constructions by a fire, and the main mechanism of the realization of negative consequence is forming of radioactive combustion products and following release of them over Sarcophagus boundary.

By its nature particles of soot and ashes in a smoke can be conditionally separated two fractions: rather big "fuel" particles with an average median diameter 30 μm and density 10.8 g/cm^3 ; fine-dispersed particles and aerosols with average median diameter 5 μm and density 6.2 g/cm^3 .

Conclusions

Sarcophagus can be regarded as a system, containing sources of the nuclear and radiation danger and having one protective barrier — external entombment (covering), having no internal fire-prevention obstacles, fire gaps and fire-blocking barriers. Radioactive water is in insulated premises where external genetic walls in direct contact with FCM and highly active dust are absent. The continuous process of radiolysis of water with yielding of radiolysis hydrogen and forming explosive detonating mix occurs.

Therefore of all the considered physical processes the most significant for the degradation of FCM is the emergence of the mechanical strain that appear at the FCM cooling from the high post-accident temperatures to the present ones due to the difference of the thermal expansion coefficients of the FCM components.

Preliminary calculative estimations on every premises of Sarcophagus, in which fuel dust, nuclear fuel or FCM are found, showed according formulae (21—24), that there is no potential explosive danger, e. i. interchange of air degree is more than 0.01. For securing of explosive safety in Sarcophagus premises, volume of which is 100 m^3 , containing 10 tons FCM, when hydrogen concentration is below 0.04 % (by volume) interchange degree of volume of gas phase only 10^{-3} hr^{-1} is enough. The probability of the critical state occurrence during an explosion/a fire in Sarcophagus because of radiation-chemical destruction of water, as a result of which the occurrence of radiolysis hydrogen can happen, can't be evaluated as a negligible magnitude.

The probability of the occurrence of such accidents in Sarcophagus is evaluated as average magnitude

10^{-4} year⁻¹ at the risk function. It results from the data of the Table 6 that the following premises are the most potentially dangerous from the stand-point of an explosion/a fire: the central hall, 505/4, 504/2, 305/2, 304/3, 210/6, 210/7 and in the given premises the regular control of hydrogen concentration should be carried out. It is also necessary to adjust the periodical control of hydrogen concentration in the rooms 012/8, 012/14, 012/15, 210/5, 217/2, 303/3 and 505/3. Thus, hydrogen forming rate as a result of radiolysis of water

under the action of radionuclide radiation will not exceed permissible values.

It should be ranked to measures on protection from explosive detonating mixture forming: prompt reveal of hydrogen forming seats and qualitative evaluation of explosive concentrations; gas-isolating and forced ventilation of bottom parts of premises situated in explosive zones; draining of radiolysis hydrogen on the path of its migration by special wells.

List of references

1. *Azarov S. I.* Radiolysis of water in "Sarcophagus" / S. I. Azarov. — Kiev, 1998. — 23 p. — (Preprint KIRN-98-5).
2. *Azarov S. I.* Data on the physicochemical processes occurring in "Sarcophagus" / S. I. Azarov. — Kiev, 1998. — 30 p. — (Preprint KIRN-98-7).
3. Formation of radiolysis hydrogen in placement 001/3 of the object "Ukryttia" / M. I. Panasyuk, G. V. Levin, S. A. Kabakchi et al // Problems of nuclear power plants safety of Chernobyl. — 2009. — Vol. 12. — P. 137—142 (in Russian).
4. Statistical theory of diffusion radionuclides in the ground and underground water / I. R. Yukhnovskii, M. V. Tokarechuk, I. P. Omelyan et al. — Lviv, 1994. — 20 p. — (Preprint ICMP-7E).
5. *Baryakhtar V. G.* Chernobyl accident / Edited by V. G. Baryakhtar. — Kiev : Naukova Dumka, 1995. — 560 p. (in Russian).
6. *Yukhnovskii I. R.* The problems of the 4-th power bloc of Chernobyl NPS / I. R. Yukhnovskii, M. V. Tokarechuk. — Lviv, 1999. — 40 p. — (Preprint ICMP-95-3U).
7. Simulation of physical properties of fuel containing materials / I. I. Fishchuk et al // Cond. Matt. Phys. — 1997. — № 12. — P. 27—36.
8. *Pazukhin E. M.* Lava-like fuel containing masses of 4-th block of Chernobyl nuclear plant: topography, physicochemical properties, the formation script / E. M. Pazukhin // Radiochemistry. — 1994. — Vol. 36, No 2. — P. 97—142. (in Russian).
9. *Silin A. P.* Point defects and elementary excitation of the crystal and glass-like SiO₂ / A. P. Silin, A. N. Nrukhin. — Riga : Zinatne 1985. — 201 p. (in Russian).
10. *Azarov S. I.* Gas eliminating determination by polymer materials location in the "Ukryttia" unit / S. I. Azarov // Scientific papers of the Institute for nuclear research. — Kiev, 2001. — № 62(4). — P. 101—106. (in Russian).
11. *Pikaev A. K.* High temperature radiolysis of water and aqueous solutions / A. K. Pikaev, S. A. Kabakchi, I. E. Markarov. — Moscow : Energoatomizdat, 1988. — 232 p. (in Russian).
12. On the description of structural distribution and diffusion of radioactive elements in the system "glassy" nuclear magma-water / I. R. Yukhnovskii, M. V. Tokarechuk, I. P. Omelyan et al // Cond. Matt. Phys. — 1977. — № 9. — P. 153—166.
13. *Azarov S. I.* Fire alarm, examining the Chernobyl Sarcophagus / S. I. Azarov, V. V. Tokarevsky // Nucl. Eng. Int. — Vol. 40. — № 401. — 1995. — P. 38—39.
14. *Azarov S. I.* The main conception of fire warning systems in Nuclear Power Plant / S. I. Azarov, V. V. Tokarevsky. — Kiev, 1990. — 12 p. — (Preprint KINR-90-8).
15. *Azarov S. I.* Early warning system on fire prevention in NPP / S. I. Azarov, V. V. Tokarevsky. — Kiev, 1991. — 24 p. — (Preprint KINR-91-30).

Received 22.04.2014

УДК 661.879+666.794

В. В. Гончарук¹, Г. Н. Пишико¹, Л. Н. Пузырная¹, А. Н. Масько²¹ Інститут коллоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України, г. Київ² ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования», г. Киев

МАТРИЦЫ ДЛЯ ИММОБИЛИЗАЦИИ СОЛЕЙ РАДИОАКТИВНЫХ КУБОВЫХ ОСТАТКОВ

Исследована возможность иммобилизации солей кубовых остатков АЭС в матрицах на основе природных минералов. Показано, что при содержании солей кубового остатка 10 масс. % стеклокерамические образцы состава клиноптилолит—монтмориллонит—стеклопорошок имеют высокую химическую устойчивость (скорость выщелачивания радионуклидов Cs-137 и Sr-90 не превышает $1 \cdot 10^{-6}$ г/(см²·сут)).

Ключевые слова: матрица, иммобилизация, радиоактивные кубовые остатки, радионуклиды, стеклокерамика, природные минералы.

Атомная энергетика занимает одно из значимых мест среди источников электроэнергии. На сегодняшний день в мире работает около 440 энергоблоков АЭС, из них 14 — в Украине. К 2030 г. количество энергоблоков АЭС в мире вырастет ещё на 60 %. Увеличение объемов энергопотребления вследствие технического и интеллектуального прогресса человечества обуславливает рост количества отходов, в том числе радиоактивных, и неизбежно сопровождается резким обострением экологических проблем. В результате Чернобыльской аварии Украина занимает третье место в мире по объему накопления радиоактивных отходов [1]. Поэтому дальнейшее развитие программ использования ядерной энергетике возможно только при гарантии безопасного обращения с радиоактивными отходами (РАО). Одной из основных составляющих РАО являются жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) низкого и среднего уровня активности, накопление которых все возрастает, что представляет серьёзную угрозу для окружающей среды.

Согласно современной концепции обращения с РАО, соответствующей рекомендациям МАГАТЭ, обращение с такими видами отходов предусматривает максимальное сокращение их объема, кондиционирование и фиксацию в устойчивых твердых матрицах с дальнейшим захоронением в глубинных геологических формациях [2, 3]. Это обеспечивает уменьшение вероятности попадания долгоживущих радионуклидов в окружающую среду за счет перевода ЖРО в отвержденную форму. Основные требования к выбору материала матрицы и технологического процесса фиксации РАО определяются необходимостью их преобразования в химически- и радиационно-устойчивую форму, сохраняющую свою стабильность на протяжении длительного времени хранения. Это гарантирует как изоляцию радиоактивных элементов от окружающей среды, так и уменьшение затрат на обслуживание хранилищ для долговременного хранения и (или) захоронения РАО.

К основным методам переработки ЖРО относятся глубокое упаривание, цементирование, битумирование и полимеризация (включение в термореактивные смолы) [4, 5], основанные на переводе ЖРО в инертную форму, пригодную для долговременного хранения и (или) захоронения. Однако следует заметить, что использование таких технологий не позволяет существенно сократить объем конечного радиоактивного продукта и гарантировать достаточную безопасность его хранения: для цементирования характерно увеличение суммарного объема отходов, большая водопроницаемость, длительный процесс гидратационного отверждения и низкая химическая устойчивость иммобилизованных ЖРО; термореактивные смолы являются достаточно дорогими материалами и обладают повышенной взрыво- и пожароопасностью, а также низкой радиационной стойкостью; битумирование требует применения сложного оборудования и специальных температурных условий хранения для предотвращения расслаивания компаунда.

Наиболее пригодными для надежного захоронения в геологических формациях до полного распада радионуклидов признаны остеклованные РАО с достаточной химической, термической и механической стойкостью [6]. Стекло может гомогенно инкорпорировать в свою структуру широкий спектр компонентов [7], т. е. большинство радионуклидов включаются в структуру стекол, участвуя в образовании решетки или помещаясь внутри неё, что обеспечивает низкую скорость выщелачивания радионуклидов ($10^{-7} \dots 10^{-8}$ г/(см²·сут)) в условиях хранилища РАО по сравнению с другими материалами [8, 9]. Однако при использовании высокотемпературных методов остекловывания возникают определенные трудности: для РАО с переменным составом необходимо соответственно изменять и состав добавок шихты, чтобы получить достаточно качественный продукт. Кроме того, некоторые компоненты практически не включаются в стекло при их определенном содержании в радиоактивных отходах.

Ограниченная растворимость продуктов деления в стеклянной матрице может вызвать ухудшение свойств иммобилизованных ЖРО, предназначенных для захоронения [10]. К тому же для стекол характерна склонность к спонтанной кристаллизации (девитрификации) при повышенных температурах, что приводит к значительному (иногда на три порядка) ухудшению их химической устойчивости.

Несомненным преимуществом перед стеклом и бетоном на данном уровне развития технологий иммобилизации радионуклидов обладают синтетические минералоподобные матрицы (аналоги природных минералов) различных видов SYNROC, которые являются эталоном химической устойчивости (скорость выщелачивания радионуклидов около 10^{-9} г/(см²·сут)) за счет прочного структурного вхождения радионуклидов в кристаллические минералоподобные фазы [11, 12]. Главным недостатком, ограничивающим их использование, состоит в значительных экономических затратах на трудо- и энергоемкое оборудование, обеспечивающее высокие температуры (до 1300...2000 °С) и высокое давление (до 100 МПа), а также использование сложных оксидов аналогов природных минералов для получения кристаллических матриц, связывающих радионуклиды.

Недостатки указанных матричных материалов в свете современных требований способствовали развитию альтернативного направления, связанного с использованием в качестве основного сырья для керамических матриц дешевых алюмосиликатных природных минералов, кристаллическая структура которых способна к изоморфному включению радионуклидов. Поскольку керамические материалы на основе природных алюмосиликатов менее чувствительны к добавкам отходов и являются огнеупорным материалом с достаточной механической и химической стойкостью, то это позволяет осуществлять иммобилизацию ЖРО, обеспечивающую эффективное связывание радионуклидов при сравнительно небольшом объеме и массе матриц [13—15]. К тому же термодинамическая стабильность керамик выше, чем стекол. Следует также отметить, что значительная часть радиоактивных шламов очистки ЖРО содержит цеолиты (клиноптилолит), слоистые (монтмориллонит) и слоисто-ленточные силикаты (пальгорскит), которые характеризуются высокими сорбционными свойствами и высокой дисперсностью [16]. Таким образом, большие объемы шламов очистки ЖРО, содержащие указанные природные алюмосиликатные материалы, могут быть переработаны по керамической технологии.

Целью данной работы является экспериментальное подтверждение возможности надежной иммобилизации солей кубовых остатков переработки

ЖРО АЭС в низкотемпературных (700...800 °С) керамических и стеклокерамических матрицах с использованием в качестве основного матричного материала природных алюмосиликатных минералов.

Методика эксперимента. Для получения керамических матриц использовали монтмориллонит и пальгорскит Черкасского месторождения, цеолит-содержащий туф Сокирницкого месторождения, главным породообразующим минералом которого является клиноптилолит. Состав указанных природных минералов приведен в табл. 1.

Для получения стеклокерамических матриц использовали стеклопорошок — измельченный бой бесцветного тарного стекла. Химический состав стекла приведен в табл. 1. Применение стеклобоя при формовании исследуемых матриц способствует интенсификации процессов спекания.

В работе использовали реальный кубовый остаток (КО) переработки жидких радиоактивных отходов ВВЭР-1000 Хмельницкой АЭС (суммарная β-активность, определенная с помощью β-радиометра “КРК-1-01А”, составляла $1,4 \cdot 10^4$ Бк/дм³, рН=10), и модельный раствор-имитат, который по макрокомпонентам отвечал реальному КО (для исследования условий формирования, обжига и физико-механических свойств матриц). Химическую устойчивость матриц оценивали на образцах, полученных с добавлением в шихту реальных кубовых остатков. Общее солесодержание имитата кубового остатка АЭС составляло 400 г/дм³.

Порошок-имитат солей кубового остатка готовили путем упаривания и высушивания модельного раствора в вакуумном сушильном шкафу. Полученный порошок измельчали в керамической ступке и просеивали через сито (0,08 мм) для получения однородной фракции.

Таблица 1. Химический состав матричных материалов (содержание, масс. %)

Компонент	Цеолит-содержащий туф	Монтмориллонит	Пальгорскит	Тарное стекло
SiO ₂	69,2	61,0	61,0	70,0
Al ₂ O ₃	12,1	15,2	7,0	2,0
CaO	2,0	2,0	—	9,0
MgO	0,7	1,7	15,0	—
Fe ₂ O ₃	1,4	6,4	1,0	2,0
FeO	0,1	0,4	—	—
Na ₂ O	2,5	0,1	—	15,0
K ₂ O	2,9	0,1	—	2,0
TiO ₂	0,2	—	—	—
Другие	2,6	4,6	—	—
Потери при прокаливании	9,2	8,0	—	—

Модельные шихты готовили впрыскиванием определенного количества воды (в зависимости от массы воздушно-сухой шихты) в смесь сухих компонентов с помощью ингаляционного прибора при постоянном перемешивании смеси, с последующей выдержкой до формования в герметичной таре в течение 18 ч.

Для прессования керамических образцов использовали лабораторный ручной гидравлический пресс. Выдержка при конечном давлении в течение 1 мин при каждом цикле прессования позволяла более полно удалять воздух в межслоевом пространстве дисперсных частиц шихты и, таким образом, повышать плотность образцов. Матрицы формовали в виде таблеток диаметром 30 мм и высотой 8...9 мм полусухим двухсторонним прессованием при давлении 40 МПа (в условиях его медленного нарастания). Более высокое давление прессования приводит к снижению прочности образцов в связи с явлением перепрессовки тонкозернистых порошков, что подтверждается растрескиванием образцов. Матрицы, полученные при более низком давлении, не спекаются до максимальной плотности.

Сравнительно небольшие геометрические размеры образцов, измеряемых с помощью микрометра, были выбраны для удобства проведения исследований, в том числе для предотвращения образования трещин, вызванных неравномерностью термического расширения материала при нагреве, и повышения точности определения физико-механических свойств прессовок.

Образцы модельных матриц выдерживали на воздухе в течение 6 ч, а затем сушили в сушильном шкафу в течение 16 ч. Спрессованные таблетки спекали при различных температурах в электрической печи сопротивления в воздушной атмосфере, с выдержкой при конечной температуре на протяжении 1 ч на корундово-мулитовой лещадке (огнеупорной плитке), посыпанной порошком Al_2O_3 . Принятый режим сушки и обжига моделировал температурные условия работы промышленных установок спекания, работающих в непрерывном режиме. Температура обжига составляла 700...800 °С, что способствовало минимальному испарению радионуклидов цезия, которое могло происходить только с верхнего слоя сформированных матриц. Охлаждались образцы произвольно по мере охлаждения печи.

Для того чтобы радионуклиды надёжно иммобилизовались в керамическую и стеклокерамическую матрицы в течение необходимого времени, образцы должны обладать определённым комплексом физико-механических характеристик. Поэтому для полученных стеклокерамических образцов определяли следующие показатели [17, 18]:

открытую пористость, %:

$$P_o = \frac{m_1 - m}{m_1 - m_2} \cdot 100,$$

где m — масса сухого образца, г; m_1 — масса насыщенного водой образца, г; m_2 — масса образца в воде, г;

водопоглощение, %:

$$W = \frac{m_1 - m}{m} \cdot 100,$$

где m — масса сухого образца, г; m_1 — масса насыщенного водой образца, г;

плотность, г/см³:

$$\rho = \frac{m}{V},$$

где m — масса обожженного образца, г; V — объем обожженного образца, см³;

объемную усадку, %:

$$y_o = \frac{V - V_1}{V} \cdot 100,$$

где V — объем сформированного образца, см³; V_1 — объем обожженного образца, см³.

К другим важным характеристикам матричных материалов можно отнести химическую устойчивость, поскольку выщелачивание грунтовыми водами — основной путь попадания радионуклидов из захороненных отходов в окружающую среду [19]. Химическую устойчивость полученных стеклокерамических образцов, содержащих соли КО, оценивали по скорости выщелачивания радионуклидов, определяемой по суммарной β -активности при соблюдении стандартных условий, предусмотренных ГОСТ Р 52126 [20].

Стеклокерамические матрицы с измеренной площадью внешней поверхности помещали в индивидуальные контейнеры для выщелачивания с контактными водными растворами при температуре 25 °С. Выщелачивание проводили в течение 0,25, 1, 3, 7 сут. Через определенный интервал времени раствор сливали и помещали образец в контейнер со свежим контактном раствором.

Скорость выщелачивания, г/(см²·сут), радионуклидов рассчитывали по формуле

$$R_n^i = \frac{a_n^i}{A_0^i \cdot S \cdot t_n},$$

где a_n^i — активность радионуклидов в контактном растворе, накопленная за промежуток времени t_n , Бк;

A_0^i — удельная активность радионуклидов в матрице, Бк/г; S — геометрическая площадь внешней поверхности образца, см²; t_n — продолжительность n -го периода выщелачивания, сут.

Измерение суммарной β -активности проб контактного раствора проводили на β -радиометре “КРК-1-01А”.

Влияние содержания природных минералов на физико-механические свойства керамических матриц. Спекание керамических материалов — заключительная и решающая технологическая стадия, определяющая физико-механические и химические свойства керамики. Чаще всего завершенность процесса спекания оценивают по изменению плотности материала: спекшимися считают материалы, достигшие определенной минимальной пористости [21]. Важными показателями, позволяющими установить степень завершенности процесса спекания керамических матриц и сделать заключение о поведении материала при обжиге, являются пористость, водопоглощение и усадка спеченной керамики. От указанных показателей керамики в значительной степени

зависят ее устойчивость при воздействии агрессивных сред, механическая прочность, а также теплопроводность. Таким образом, при определении оптимальных условий спекания внимание, в первую очередь, уделялось поиску температурного диапазона, отвечающего интервалу достижения спекшегося состояния. Для обеспечения низкотемпературного обжига был выбран диапазон спекания образцов 700...800 °С.

Данные о влиянии содержания природных минералов на физико-механические параметры керамических матриц с имитатом солей кубового остатка приведены в табл. 2.

Влияние содержания солей кубовых остатков на физико-механические свойства стеклокерамических матриц. При формовании стеклокерамических матриц использовали стеклопорошок и смесь минералов клиноптилолит-монтмориллонит с содержанием солей кубовых остатков приблизительно 10 масс. %. Для матриц на основе смесей клиноптилолит-монтмориллонит характерны высокие показатели физико-механических свойств (табл. 3).

Таблица 2. Влияние содержания природных минералов на физико-механические свойства керамических матриц с имитатом солей кубового остатка, обожженных при 800 °С

Состав керамических матриц, масс. %				Показатели физико-механических свойств керамических матриц			
Имитат кубового остатка	Цеолитсодержащий туф	Монтмориллонит	Пальгорскит	ρ , г/см ³	Y_0 , %	P_0 , %	W , %
0	90	10	—	1,67	18,20	29,80	18,10
3	87	10	—	1,86	25,40	20,40	11,00
5	85	10	—	2,00	30,10	14,00	6,90
10	80	10	—	2,09	34,20	0,10	0,04
12	78	10	—	1,77	19,10	1,70	1,00
0	90	—	10	1,64	20,17	30,50	19,01
3	87	—	10	1,84	25,67	23,50	11,85
5	85	—	10	1,97	31,79	18,16	9,14
10	80	—	10	2,25	39,30	1,90	0,83
12	78	—	10	1,97	30,30	1,10	0,48
0	100	—	—	1,72	21,37	27,88	16,02
3	97	—	—	1,91	29,36	21,57	11,39
5	95	—	—	2,01	30,49	16,63	8,43
10	90	—	—	2,13	34,82	0,51	0,24
12	88	—	—	1,85	30,20	5,90	3,10

Таблица 3. Влияние содержания солей имитата кубового остатка на физико-механические свойства стеклокерамических матриц, обожженных при 700 °С

Состав матриц, масс. %				Показатели физико-механических свойств стеклокерамических матриц			
Имитат кубового остатка	Клиноптилолит	Монтмориллонит природный	Стеклопорошок	ρ , г/см ³	Y_0 , %	P_0 , %	W , %
0	80	10	10	1,98	13,39	30,85	17,83
3	77	10	10	2,05	18,10	25,91	14,19
5	75	10	10	2,02	25,92	0,40	0,20
10	70	10	10	1,98	24,67	0,90	0,42
12	68	10	10	1,83	21,30	12,50	5,87

Стеклопорошок и имитат кубового остатка, имеющие в своем составе соли калия и натрия, способствуют ускорению образования расплавов в алюмосиликатной шихте, поскольку эти соли являются интенсификаторами спекания. Это позволяет снизить энергозатраты и повысить экономичность технологического процесса переработки РАО.

Исследование влияния различного содержания солей кубового остатка на физико-механические свойства обожженных при 700 °С стеклокерамических матриц состава «клиноптилолит — монтмориллонит (10 масс. %) — стеклопорошок (10 масс. %)» показало, что при концентрации солей кубового остатка 5...10 масс. % у этих матриц наблюдаются минимальные значения водопоглощения и открытой пористости (табл. 3). Образующийся при температуре обжига 700 °С стекловидный микрорасплав покрывает частицы минералов, заполняя пустоты и задерживая проникновение воды во внутренние слои стеклокерамики, что позволяет прочно фиксировать радионуклиды.

Повышенные количества солей КО приводят к ухудшению физико-механических свойств стеклокерамики. В частности, при содержании солей КО 12 масс. % наблюдается снижение объемной усадки, повышение открытой пористости и водопоглощения, а при содержании 15...50 масс. % — значительное вспучивание образцов и их полное расплавление.

Таким образом, содержание 10 масс. % стеклопорошка позволяет получить качественный образец (с минимальной пористостью и водопоглощением) и иммобилизовать 10 масс. % солей имитата кубового остатка уже при температуре обжига 700 °С.

Химическая устойчивость стеклокерамических матриц с иммобилизованными солями кубового остатка. Исследования выщелачивания радионуклидов водными растворами различных химических реагентов проводили на образцах монолитных стеклокерамических матриц (температура обжига 700 °С) состава «стеклопорошок (10 масс. %) — клиноптилолит (70 масс. %) — монтмориллонит (10 масс. %) — соли кубового остатка (10 масс. %)».

Влияние pH и состава выщелачивающего раствора может выражаться в образовании плёнок малорастворимых соединений на поверхности керамического образца, снижающих скорость выщелачивания радионуклидов. Большинство грунтовых вод имеют pH=5,5...8. В месте захоронения РАО водородный показатель грунтовой воды может уменьшаться (вследствие накопления продуктов радиолитизации) или увеличиваться (из-за выноса из отверждённых отходов щелочных компонентов). Падение pH до некоторого уровня приводит обычно к ускорению растворения матрицы и увеличению скорости выщелачивания. Повышение pH или

солевого содержания раствора действует, как правило, в обратном направлении из-за образования малорастворимых плёнок на поверхности материала матрицы, за исключением случаев, когда матричные элементы способны образовывать прочные гидроксо- или иные комплексы.

Как видно из табл. 4, полученные низкотемпературные стеклокерамические матрицы с радиоактивными солями кубовых остатков характеризуются высокой химической устойчивостью по отношению к водным растворам химических реагентов.

Таблица 4. Скорость выщелачивания радионуклидов различными химическими реагентами из стеклокерамических матриц

Химический реагент	Концентрация, моль/дм ³	Длительность выщелачивания, сут	Скорость выщелачивания радионуклидов, 10 ⁻⁶ г/(см ² ·сут)
HCl	0,01	0,25	1,41
		1	0,52
		3	0,19
		7	0,06
NH ₄ OH	0,01	0,25	0,80
		1	0,45
		3	0,16
		7	0,08
ЭДТА	0,05	0,25	1,60
		1	0,80
		3	0,29
		7	0,14
H ₂ O	—	0,25	0,10
		1	0,08
		3	0,04
		7	0,03

Наибольшая скорость выщелачивания радионуклидов из стеклокерамических матриц раствором соляной кислоты наблюдается в начальный период времени контакта. Это свидетельствует, по-видимому, лишь о частичном растворении поверхностных участков матриц. Таким образом, при длительном хранении иммобилизованных КО в естественных условиях радионуклиды практически не будут вымываться из стеклокерамических матриц. «Стационарная» скорость выщелачивания из стеклокерамических матриц радионуклидов составляла не более 1·10⁻⁶ г/(см²·сут), что значительно ниже по сравнению с керамическими матрицами (до 1·10⁻⁵ г/(см²·сут)) [22].

Выводы

Использование природных алюмосиликатов — дешевых и эффективных сорбентов радионуклидов, а также стеклопорошка как интенсификатора спекания позволяет получить стеклокерамические матрицы для иммобилизации радионуклидов кубовых остатков. При этом стеклокерамические

матрицы, обожженные при относительно низкой температуре (700 °С), обладают более высокими физико-механическими свойствами и химической устойчивостью по сравнению с керамическими матрицами (температура обжига 800 °С). Это

гарантирует отсутствие вторичного загрязнения окружающей среды при хранении иммобилизованных ЖРО и указывает на перспективность и целесообразность применения стеклокерамических матриц с экономической точки зрения.

Список использованной литературы

1. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: Монография / Б. С. Пристер, А. А. Ключников, В. М. Шестопалов, В. П. Кухарь. — Чернобыль: Ин-т проблем безопасности АЭС, 2013. — 200 с.
2. Гончарук В. В. Водно-химическая технология ядерных энергетических установок и экология / В. В. Гончарук, Э. Б. Страхов, А. М. Волошинова. — К.: Наук. думка, 1993. — 447 с.
3. Подземное захоронение радиоактивных отходов. Основное руководство. — Вена: МАГАТЭ, 1981. — 56 с.
4. Никифоров А. С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А. С. Никифоров, В. В. Куличенко, М. И. Жихарев. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 183 с.
5. Установки отверждения жидких отходов низкого и среднего уровня активности / В. И. Давыдов, В. В. Костин, Л. Н. Савин и др. // Атомная энергия. — 1995. — Т. 79, № 6. — С. 429—433.
6. Радиохимическая переработка ядерного топлива АЭС / В. И. Землянухин, В. И. Ильенко, А. Н. Кондратьев и др. — М.: Энергоатомиздат, 1989. — 280 с.
7. Опыт эксплуатации керамического плавителя ЭП-500/1Р по остекловыванию жидких высокоактивных отходов / А. С. Поляков, Н. И. Машенко, В. И. Основин и др. // Атомная энергия. — 1994. — Т. 76, № 3. — С. 183—188.
8. Матюнин Ю. И. Исследование поведения плутония и америция при остекловывании модельных ВАО с получением фосфатных стеклоподобных композиций различного макросостава / Ю. И. Матюнин // Радиохимия. — 1995. — Т. 37, № 6. — С. 557—568.
9. Результаты 16-летних испытаний остеклованных среднеактивных отходов Курской АЭС / С. А. Дмитриев, А. С. Баринев, Н. В. Ожован и др. // Атомная энергия. — 2005. — Т. 98, № 3. — С. 206—211.
10. Карлина О. К. Иммобилизация сульфатсодержащих отходов в боросиликатном стекле с применением фторидных добавок / О. К. Карлина, А. В. Овчинников, М. И. Ожован // Атомная энергия. — 1994. — Т. 76, № 3. — С. 234—237.
11. Богданов Р. В. Исследование алюмосиликофосфатных геокерамик как матриц для иммобилизации фракционированных отходов ^{90}Sr и ^{137}Cs / Р. В. Богданов, Р. А. Кузнецов // Радиохимия. — 2006. — Т. 48, № 2. — С. 185—192.
12. Изучение материала СИНРОК / С. В. Стефановский, С. В. Юдинцев, Б. С. Никонов и др. // Геоэкология. — 1996. — № 4. — С. 58—74.
13. Алой А. С. Кондиционирование радиоактивных отходов путем включения в керамические материалы матрицы на основе глин / А. С. Алой, Б. С. Кузнецов, Ю. В. Кузнецов // Атомная энергия. — 1995. — Т. 78, № 5. — С. 305—311.
14. Лащенко Т. Н. Отверждение жидких концентрированных отходов среднего уровня активности в керамической матрице / Т. Н. Лащенко, Ф. А. Лифанов, В. А. Соловьев // Радиохимия. — 1999. — Т. 41, № 2. — С. 167—171.
15. Пузырная Л. Н. Матрицы для утилизации токсических шламов при очистке загрязненных вод / Л. Н. Пузырная, А. П. Криворучко, Е. В. Терликовский // Химия и технология воды. — 2008. — Т. 30, № 6. — С. 654—674.
16. Тарасевич Ю. И. Природные сорбенты в процессах очистки воды / Ю. И. Тарасевич. — К.: Наук. Думка, 1981. — 208 с.
17. ГОСТ 473.4—81. Изделия химически стойкие и термостойкие керамические. Метод определения кажущейся плотности и кажущейся пористости. — М.: Госстандарт СССР, 1981. — 8 с.
18. ГОСТ 473.3—81. Изделия химически стойкие и термостойкие керамические. Метод определения водопоглощения. — М.: Госстандарт СССР, 1981. — 8 с.
19. Крылова Н. А. Свойства отвержденных форм высокоактивных отходов как одного из барьеров системы захоронения / Н. А. Крылова, П. П. Полуэктов // Атомная энергия. — 1995. — Т. 78, № 2. — С. 93—98.
20. ГОСТ Р 52126—2003. Отходы радиоактивные. Определение химической устойчивости отвержденных высокоактивных отходов методом длительного выщелачивания. — М.: ИПК Изд-во стандартов, 2003. — 8 с.
21. Лукин Е. С. Технический анализ и контроль производства керамики / Е. С. Лукин, Н. Т. Андрианов. — М.: Стройиздат, 1986. — 272 с.
22. Puzyrnaya L. N. Immobilization of radioactive salts in stillage residues using ceramic matrices / L. N. Puzyrnaya, G. N. Pshinko // J. Water Chem. And Technol. — 2012. — Vol. 34, N 1. — P. 53—60.

Получено 15.05.2014

ВАЖНЫЙ БИОТИЧЕСКИЙ КОМПОНЕНТ ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМ АЭС И ТЭС

Рецензия на книгу: *Протасов А. А., Силаева А. А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС / Ин-т гидробиологии НАН Украины. — К., 2012. — 274 с.*

Техно-экосистемы атомных и тепловых электростанций включают различные структурные элементы — неживые природные, технические и биотические. В последних важное место занимают контурные сообщества гидробионтов — сообщества бентоса и перифитона. Именно этим группировкам организмов и посвящена рецензируемая монография.

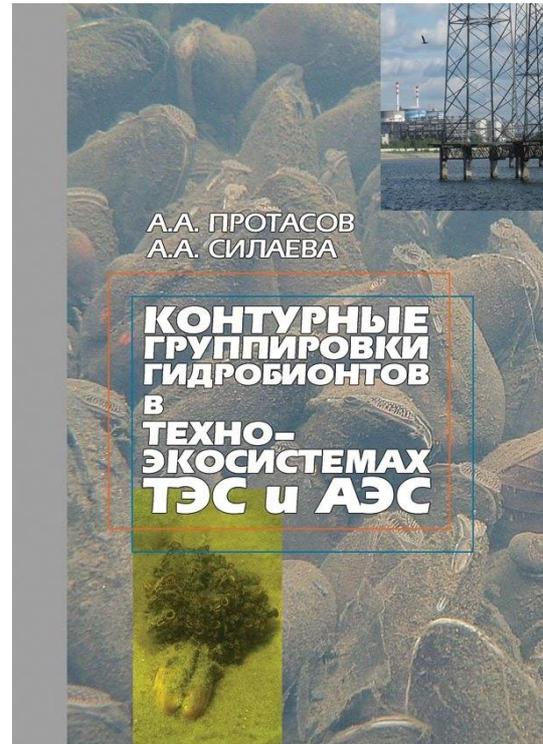
Вопросы, которые рассматриваются в ней, весьма актуальны не только в Украине, но и в других странах, так как тепловые и атомные электростанции являются основными производителями электроэнергии, а проблема воздействия сбросных подогретых вод ТЭС и АЭС и биологические помехи, возникающие при их эксплуатации, требуют постоянного внимания и мониторинга.

В Институте гидробиологии НАН Украины исследования водоёмов-охладителей имеют многолетнюю историю. В научном издании рассмотрены особенности техно-экосистем тепловых и атомных электростанций, подытожены основные результаты комплексных гидробиологических исследований (от исследований водоёмов-охладителей тепловых электростанций в 1960-х годах до современных исследований охладителей атомных электростанций), посвященных зооперифитону и зообентосу, проводившихся на протяжении нескольких десятков лет.

Авторы книги подчеркивают, что ключевая роль и в природных экосистемах, и в техно-экосистемах принадлежит контурным группировкам. Поэтому их глубокое исследование необходимо как для понимания структурно-функциональной организации техно-экосистем, так и для разработки конкретных мероприятий по оптимизации эксплуатации систем охлаждения и технического водоснабжения.

В монографии представлен широкий диапазон изученных водных объектов: от естественных озер, используемых в качестве охладителей, до искусственных прудов-охладителей, различных по своей морфологии, техногенной нагрузке, продолжительности эксплуатации и др. Водные объекты, связанные с электростанциями, очень специфичны. Для контурных группировок специфика заключается, в первую очередь, в большом количестве своеобразных антропогенных субстратов, техногенной трансформации донных биотопов. Кроме того, важны особенности гидродинамических условий.

В монографии дан анализ состава ключевых группировок техно-экосистем ТЭС и АЭС, развития контурных группировок в лотических и лентических условиях. Приведены важные зависимости структурных показателей беспозвоночных контурных группировок как от техногенных факторов (в том числе температуры), так и от биотических (например, зависимости от обитания в водоёме популяции двусторчатого моллюска дрейссены — мощного вида-эдификатора). Сделаны важные выводы о влиянии значительного колебания уровня водоёма-охладителя на контурные группировки. Обсуждены вопросы организации гидробиологического мониторинга в техно-экосистемах АЭС и ТЭС. Показано, что контурные группировки являются одними из наиболее показательных для оценок состояния экосистем.



Книга состоит из четырех разделов. В первом из них изложены теоретические вопросы, особенности контурных группировок в водных экосистемах; во втором разделе — результаты многолетних исследований контурных группировок тепловых электростанций Украины, а также системы Конинских озер — охладителей ТЭС Польши; в третьем разделе рассмотрены контурные группировки водоёмов-охладителей как действующих атомных электростанций, так и выведенной из эксплуатации Чернобыльской АЭС; в четвертом разделе представлен сравнительный анализ контурных группировок техно-экосистем ТЭС и АЭС.

Специалистам будет полезен список видов беспозвоночных перифитона и бентоса, обнаруженных в техно-экосистемах АЭС, который приведен в приложении 1. Очень ценно приложение 3 (подготовлено известным специалистом Зоологического института Российской академии наук В. И. Гонтарь), где дан ключ к определению мшанок континентальных вод — важной и малоизученной группы беспозвоночных, которые в техно-экосистемах могут быть обильными и вызывать биопомехи.

Результаты исследований могут стать отправной точкой в разработке так называемых экологических потенциалов применительно к техно-экосистемам электростанций.

Монография “Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС” представляет большой интерес для работников атомных и тепловых электростанций, а также, несомненно, ценна для гидробиологов и экологов.

С. А. Афанасьев, доктор биологических наук, заведующий отделом ихтиологии и экологии речных систем Ин-та гидробиологии НАН Украины

Реферати опублікованих статей/Summaries

УДК/UDC 621.039

В. М. Васильченко, О. М. Масько, О. А. Пуртов
Оновлення Концепції зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України

Розглянуто основні положення оновленої Концепції зняття з експлуатації діючих АЕС України. Наведено результати аналізу концептуальних рішень, який базується на розгляді шістьох можливих сценаріїв розвитку ядерно-енергетичного комплексу, що відповідають 15- та 20-річним термінам продовження експлуатації енергоблоків, а також результати стратегічного планування і довгострокового прогнозу діяльності із зняття з експлуатації діючих АЕС України для двох основних варіантів зняття з експлуатації енергоблоків АЕС — відкладений демонтаж і невідкладний демонтаж. Представлено порівняльні оцінки витрат на зняття з експлуатації енергоблоків з реакторами типу ВВЕР-440 і ВВЕР-1000 за діючою та оновленою Концепцією.

УДК/UDC 621.039

В. М. Васильченко, О. М. Масько, Г. М. Новосолов
Основні положення «Концепції поводження з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 та продуктами його переробки, що повертаються в Україну»

Наведено огляд основних положень «Концепції поводження з відпрацьованим ядерним паливом ВВЕР-1000 і продуктами його переробки, що повертаються в Україну». Розглянуто концептуальні рішення та можливі сценарії поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) реакторів ВВЕР-1000 та продуктами його переробки, які відповідають чинним нормативно-правовим актам та програмним документам України в сфері використання ядерної енергії. Для базового сценарію поводження з ВЯП ВВЕР-1000, відправленим на переробку до Російської Федерації, виконано прогнози обсягів напруження цінних продуктів переробки (ЦПП) та радіоактивних відходів (РАВ) від переробки ВЯП, які мають бути повернуті до України, оцінено витрати на їх перевезення та передавання на захоронення. Розглянуто перспективи поводження з ЦПП ВЯП та вибрано оптимальний варіант, який дасть змогу вже найближчим часом використати ЦПП для виготовлення ядерного палива та виробництва електроенергії на АЕС України.

УДК/UDC 621.039

Ю. О. Ольховик, П. О. Корчагін
Щодо вибору в'язучих матеріалів для цементування кубового залишку АЕС з реакторами ВВЕР

Виконано порівняння глиноземистих і лужних в'язучих матеріалів для цементування рідких радіоактивних відходів, до складу яких входять сполуки борної кислоти. Зважаючи на необхідність довгострокового збереження ізолюючих властивостей матриці при захороненні РАВ як умову забезпечення екологічно безпечної локалізації кондиціонованого кубового залишку, більш перспективним є застосування лужних в'язучих матеріалів.

УДК/UDC 621.039.7

Ю. О. Ольховик
Балансова оцінка формування осклованих високоактивних відходів при переробці відпрацьованого ядерного палива ВВЕР-440 Рівненської АЕС

Виконана розрахункова балансова оцінка об'ємів переробки на заводі РТ-1 ВО «Маяк» відпрацьованого ядерного палива різного походження. Показано, що при формуванні осклованих високоактивних відходів в алюмофосфатну матрицю входить суміш осколкових і трансуранових радіонуклідів, які генетично не пов'язані з вигоранням ядерного палива в процесі експлуатації ВВЕР-440 Рівненської АЕС. Високоактивні оскловані відходи, які будуть надані на зберігання і захоронення в Україні,

V. Vasylychenko, O. Masko, O. Purto
Updating of Decommissioning Conception of operating NPP's in Ukraine

The paper contains a review of the main provisions of the updated Decommissioning Concept for the operating NPPs in Ukraine. The presented results of analysis are based on the consideration of six possible scenarios of the nuclear power complex development for the 15- and 20-year lifetime extension of the units, as well as the results of strategic planning and a long-term forecast of the operating NPPs decommissioning activity for two main decommissioning options, namely the deferred dismantling and immediate dismantling. Comparative cost estimations for the WWER-440 and WWER-1000 units decommissioning are presented for the acting and the updated Concept.

V. Vasylychenko, O. Masko, G. Novosolov
The main positions of the "Concept for managing spent nuclear fuel of VVER-1000 and products of its reprocessing which are to be returned to Ukraine"

The article reviews the main positions of the "Concept for Managing Spent Nuclear Fuel of VVER-1000 and Products of its Reprocessing which are to be returned to Ukraine". Conceptual solutions and feasible scenarios for managing spent nuclear fuel (SNF) of VVER-1000 reactors and products of its reprocessing are presented, which comply with the provisions of existing regulations and national programs of Ukraine in the field of nuclear energy. For the baseline scenario of management of the VVER-1000 SNF, which has been sent for processing to the Russian Federation, prognostic estimations were made for the volumes of refined fission products and the remained radioactive waste (RAW), which are to be returned to Ukraine, as well as estimation of costs of the RAW transportation and transfer for disposal. The prospects for managing of valuable products of SNF reprocessing were considered, and the optimal option was found, which will allow to use the valuable products for manufacture of nuclear fuel and electricity generation in Ukraine NPP in the near future.

Yu. Olkhovyk, P. Korchagyn
The choice of binding materials for cementing the evaporation residues from VVER Units

The comparison is made of the aluminous and alkaline cementitious materials for cementing of liquid radioactive waste containing the compounds of boric acid. Taking into consideration the need for long-term preservation of the insulating properties of the matrix at the disposal of intermediate-level radioactive waste as a necessary condition for ecologically safe localization of the conditioned evaporation residues the conclusion is made about the prospects of the use of alkaline binders.

Yu. Olkhovyk
Balance evaluation for the formation of vitrified high level waste at VVER-440 Rivne NPP spent fuel reprocessing

Balance evaluation for processing volumes of spent nuclear fuel of different origin at the plant RT-1 "Mayak" is performed. It is shown that the formation of vitrified high level waste in the aluminophosphate matrix comprises a mixture of fission and transuranic radionuclides which is not genetically related to the burnup of nuclear fuel during operation of VVER-440 Rivne NPP. Vitrified high-level waste, which will be transferred for storage and disposal in Ukraine, were formed during reprocessing of various

утворені при переробці відпрацьованого палива різноманітних ядерних установок, що використовують як низько-, так і високозбагачений уран. Частка відпрацьованого ядерного палива Рівненської АЕС в загальному обсязі ядерного палива, переробленого на РТ-1 ВО «Маяк» з 1993 по 2010 роки, становить не більше 10,8 %.

УДК/UDC 621.039-78:539.12.043

В. З. Андриєвський, В. М. Васильченко, Я. А. Жигалов, Г. О. Сандул
Деякі особливості експлуатації системи “контейнер + радіоактивні відходи” для зберігання та захоронення довгоіснуючих радіоактивних відходів

Розглянуто питання впливу негативних чинників навколишнього середовища на захисні властивості залізобетонних контейнерів, призначених для зберігання та захоронення довгоіснуючих радіоактивних відходів (РАВ), а також питання складування (встановлення) і розташування контейнерів РАВ у сховищах, які можуть істотно вплинути на довговічність контейнерів у процесі їх експлуатації. Запропоновано математичну формалізацію, яка дає змогу в загальному вигляді виконувати аналіз потенційного впливу кліматичних, гідрогеологічних та інших факторів довкілля на основні експлуатаційні характеристики системи “контейнер + РАВ”.

УДК/UDC [556.1:577.34] (285.33)

В. В. Беляєв, О. М. Волкова

Моделювання процесів самоочищення водних мас від радіоактивних речовин

Визначена швидкість очищення водних мас від радіонуклідів у найбільш забруднених водоймах України. У водоймах зони відчуження вміст ^{137}Cs у водних масах зменшувався з періодом напівочищення $9,6 \pm 1,4$ роки. Розглянуто механізм зменшення швидкості очищення водних мас від радіонуклідів. Показано, що через два роки після надходження радіонукліда до водойми відбувається значне зменшення швидкості очищення водних мас від радіонуклідів.

УДК/UDC 556.556:621.311.25 (477.43)

В. М. Тімченко, О. В. Тімченко, О. О. Гуляєва

Еколого-гідродинамічна характеристика водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС

Розглядаються особливості гідродинамічних умов водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС як екологічного фактору. Рекомендується підвищити ефективність охолодження водних мас у водоймі створенням направляючих дамб.

УДК/UDC 504.3.054

В. В. Рязанов

Застосування методу твірного функціонала до задачі поширення радіонуклідів

Пропонується узагальнений підхід до опису процесу забруднення атмосфери джерелами, розташованими в межах одного регіону. Самі джерела можуть бути як стаціонарними, так і мобільними, а їх кількість, розташування і режим роботи можуть носити імовірнісний характер. Залежно від обстановки, а також різних вимог і обмежень допускається використання довільних існуючих моделей поширення забруднень. В основі підходу лежить концепція імовірнісної поведінки частинок забруднення. Як математичний апарат використовується метод твірного функціонала.

УДК/UDC 621.039:621.311

О. В. Дерев'яно

Про виявлення прихованих факторів, що вимагають превентивного спрацьовування спеціалізованої системи підживлення водних середовищ обладнання ядерних енергетичних установок
На підставі моніторингу теплогідродинамічних процесів за флуктуаціями режимних параметрів розглянуто можливості оперативної діагностики негативних процесів у тепломасообмінному обладнанні ядерних енергетичних установок стаціонарної енергетики. Запропоновано технічні рішення забезпечення надійного тепловідведення за допомогою превентивного аварійного підживлення технологічних водних середовищ реакторних установок АЕС.

nuclear facilities using low- and highly enriched uranium. The share of RNPP spent fuel in the total amount of fuel reprocessed at the RT-1 from the year 1993 to 2010 is not more than 10,8 %.

V. Andryevsky, V. Vasylchenko, I. Zhygalov, G. Sandul **Some features of the operation of a system “container + radioactive waste” for storage/disposal of long-lived radioactive waste**

It is discussed the issues of influence of adverse external environmental factors on the protective properties of concrete containers for storage and disposal of long-lived radioactive waste (RAW). Also some conceptual issues of storing (placing) and location of RAW containers in storages, which can significantly affect at the containers durability during their exploitation, are discussed. A mathematical formalization, that allow to fulfill in general the analysis of the potential effects of climatic, hydro-geological and other environmental factors on the main operational characteristics of “container + RAW” system, is proposed.

V. Belyaev, E. Volkova

Modeling of processes of water masses autopurification from radioactive substances

The rate of purification of water from radionuclides in the most polluted water bodies of Ukraine is determined. In water bodies of the exclusion zone the concentration of ^{137}Cs in the water decreases with period half-time of decontamination $9,6 \pm 1,4$ years. The mechanisms of slowing the rate of purification of water from radionuclides are analyzed. It is shown that two years after the radionuclide inflow to the water body it takes place a significant slowdown in the rate of water masses self-purification from radionuclides.

V. Timchenko, O. Timchenko, O. Huliaieva

Ecological-hydrodynamic characteristics of the cooling pond at Khmelnytsky nuclear power plant

The features of the hydrodynamic conditions of the reservoir-cooler Khmelnytsky NPP have been considered as an ecological factor. The improvement of the cooling efficiency of the water masses in the reservoir has been recommended by making guiding dams.

V. Ryazanov

Application of the generating functional method to the radionuclides expansion problem

It is offered a generalized approach to the description of air pollution sources located within the same region. Sources themselves can be both fixed and mobile, and their number, location and mode of operation may be probabilistic in nature. Depending on the situation, as well as different requirements and restrictions it is admitted to use the arbitrary existing models of distribution of pollution. The approach is based on the concept of probabilistic behavior of particles of pollution. As the mathematical tools the method of generating functional is used

O. Derevyanko

Clarification of the latent factors that require preventive action of specialized feedwater system of NPP's equipment

Based on the monitoring of thermal hydrodynamic processes by fluctuations of operating parameters, the options of on-line diagnostics of adverse processes in heat- and mass-transfer equipment of nuclear power plants are considered. Technical solutions are proposed to ensure reliable heat removal by means of preventive action of emergency feedwater system of NPP facilities.

УДК/UDC 621.039:621.311.25

С. І. Азаров, О. В. Тарановський, В. Л. Сидоренко

Моделювання фізико-хімічних процесів у Саркофазі

Проведено аналіз фізичних процесів, які можуть спричинити крихкість та руйнування лавоподібних паливоутримуючих матеріалів (ПУМ) у 4-му блоці Чорнобильської АЕС. Розглядаються різні варіанти механізму деградації ПУМ: вплив електричних полів, роль виникнення дефектів при радіоактивному впливі, залишкові механічні напруги, викликані їх охолодженням. Показано, що механічні напруги такого роду могли бути однією з причин деградації й руйнування ПУМ. Обговорюються різні модифікації структури джерел радіолізу водню. Показано, що β -опромінювачі ^{137}Cs і ^{90}Sr вносять кардинальний вклад у генерацію водню. Залежно від дисперсності відпрацьованих ядерних матеріалів, концентрації розчинних форм радіонуклідів, ступеня водонаповнення ПУМ і якості води представлено розрахунок швидкості виходу радіолітичного водню. Оцінено безпечний вміст водню в приміщеннях залежно від герметичності й кратності газообміну.

УДК/UDC 661.879+666.794

В. В. Гончарук, Г. М. Пшінко, Л. М. Пузирна, О. М. Масько

Матриці для іммобілізації солей радіоактивних кубових залишків

Досліджено можливість іммобілізації солей кубових залишків АЕС в матрицях на основі природних мінералів. Показано, що при вмісті солей кубового залишку 10 мас. % склокерамічні зразки складу клиноптилоліт–монтморилоніт–склопорошок мають високу хімічну стійкість (швидкість вилигування радіонуклідів Cs-137 та Sr-90 не перевищує $1 \cdot 10^{-6}$ г/(см²·дб)).

S. Azarov, O. Taranovski, V. Sydorenko

Modeling of physical-chemical processes inside the Sarcophagus

Analysis of physical processes that may cause the fragility and destruction of the lava-like fuel containing materials (FCM) of 4-th unit of Chernobyl Nuclear Plant (ChNP) has been carried out. The following processes were considered: influence of electric fields arising in medium with incorporated radionuclides, the role of the defect creation under irradiation of incorporated nuclides, residual mechanical strains caused by their cooling from the melting temperature in the time of the accident to the ambient temperature at present. It is shown that mechanical strains of such kind might be one of the causes of degradation and destruction of FCM. Different structure modifications of radiolysis of hydrogen sources are discussed. It is shown, that the β -irradiators ^{137}Cs and ^{90}Sr bring the cardinal contribution in generating of hydrogen. Depending on spent nuclear material dispersity, concentration of soluble forms of radionuclides, moisture saturation degree of FCM and water quality the account of radiolysis hydrogen yield rate is presented. The estimations of the safe content of hydrogen in the Sarcophagus premises air is estimated depending on leaktightness and the gas exchange rate.

V. Goncharuk, G. Pshinko, L. Puzyrnaya, A. Masko

Matrixes for immobilization of radioactive salts liquid waste residue

The possibility of immobilizing the salts of evaporation residues of NPP liquid waste in matrices based on natural minerals is studied. It is shown that at salt content in the residue of 10 wt.% the glass-ceramic samples of clinoptilolite–montmorillonite–glass powder have a high chemical resistance (leaching rate of Cs-137 and Sr-90 radionuclides does not exceed $1 \cdot 10^{-6}$ g/(cm²·day)).

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

1. Рукопис статті українською, російською або англійською мовами подається до журналу у вигляді твердої копії з підписами всіх авторів на останній сторінці, а також електронної версії (на електронному носії або електронною поштою).
2. Послідовність оформлення: ініціали та прізвища авторів; назва статті; назва організації, де виконувалась робота; анотація, ключові слова; текст статті, літературні посилання. Стаття має містити УДК.
Крім того, на окремій сторінці надається така інформація: ініціали та прізвища авторів, назва статті, назва організації та анотація англійською, українською та російською мовами; телефони та адреси електронної пошти авторів.
Додатково до тексту статті (окремо від тексту — окремим файлом) подаються ілюстративні та графічні матеріали.
3. Загальний обсяг статті разом з графічними матеріалами не повинен перевищувати 18 сторінок формату А4. На одній сторінці може бути не більше як 30 рядків та до 60 знаків (з урахуванням розділових знаків і проміжків між словами) у кожному рядку. Розмір шрифту підготовленого на комп'ютері матеріалу — 14; міжрядковий інтервал — 1,5; розміри полів (мм): зліва — 30, справа — 10, зверху — 20, знизу — 25.
4. Текст набирається шрифтом TimesNewRoman у редакторі Microsoft Word. Графічний матеріал (у режимі «чорнобілий» або «відтінки сірого») подається у форматі EPS, TIFF або JPG-файлів з густиною точок на дюйм 300—600 dpi.
5. Статті, які є результатами робіт, проведених в організаціях, повинні мати супровідний документ від цих організацій.

6. Разом зі статтею до редакції журналу має бути поданий документ про можливість відкритої публікації матеріалів.
7. Скорочення слів, словосполучень, назв, термінів, за винятком загальноприйнятих, можливі тільки у разі їх розтлумачення при першому згадуванні в тексті.
8. Зміст наукових статей будується за загальноприйнятою структурою:
вступ — проблема, ціль, постановка задачі, її актуальність, аналітичний огляд останніх досліджень і публікацій з даної проблеми, опис головної ідеї даної публікації;
викладення основного змісту проведеного дослідження — головна частина статті, де висвітлюються основні положення дослідження, програма і методика експерименту, отримані результати та їх обґрунтування, виявлені закономірності, аналіз результатів;
висновки — основні підсумки, рекомендації, значення для теорії й практики, перспективи подальших досліджень;
список використаної літератури — перелік літературних джерел, на які є посилання в тексті статті: вказати авторів та назву твору, місце публікації (для книжки — місто та видавництво, для статті — назву збірника чи журналу, його номер та / або випуск), рік публікації, загальну кількість сторінок для книжки або сторінки, на яких надруковано статтю.
9. Виплата авторського гонорару не передбачається.
10. Матеріали, що надійшли до редакції, авторам не повертаються.