

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

№ 2, 2013

Виходить 1—4 рази на рік

Заснований у травні 2012 року

Київ — 2013

Науково-виробничий журнал "Ядерна енергетика та довкілля" публікує науково-дослідні, інженерно-технічні та експертно-аналітичні розробки в галузі радіаційної фізики, ядерної, радіаційної та екологічної безпеки, радіаційного матеріалознавства, безпеки та надійності ядерно-енергетичних установок, аналітичної та радіаційної хімії, використання нанотехнологій, ІТ-технологій і промислових технологій та в інших напрямках досліджень, які можуть бути використані для розвитку ядерно-енергетичної галузі, а також інформує населення щодо результатів контролю та моніторингу стану довкілля.

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 довкілля.

Статті приймаються до друку українською, російською та англійською мовами.

ЗАСНОВНИКИ:

**ДП «Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування» (ДП «ДНІЦ СКАР») Міністерства енергетики та захисту України
і Українське ядерне товариство (УкрЯТ)**

Редакційна колегія:

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

Заступник головного редактора: *Барбашев С. В.*, д-р. техн.наук (УкрЯТ)

Відповідальний секретар редколегії: *Горбиць Л. В.* (ДП «ДНІЦ СКАР»)

Бондарьков М. Д., канд. фіз.-мат. наук (ДНДУ «Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології»)

Громов Г. В., канд. техн. наук (ДП «ДНТЦ ЯРБ»)

Дубковський В. О., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Корольов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Куц В. М., канд. фіз.-мат. наук (ДП «ДНІЦ СКАР»)

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

Маслов О. В., д-р техн. наук, професор (Одеський національний політехнічний університет)

Масько О. М., канд. хім. наук (ДП «ДНІЦ СКАР»)

Неклюдов І. М., академік НАНУ, д-р фіз.-мат. наук (ІНЦ "ХФТИ" НАНУ)

Новосолов Г. М., канд. фіз.-мат. наук (ДП «ДНІЦ СКАР»)

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

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

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

Пуртов О. А., канд. фіз.-мат. наук (ДП «ДНІЦ СКАР»)

Пшеничний В. А., канд. фіз.-мат. наук (ДП «ДНІЦ СКАР»)

Пшинко Г. М., д-р хім. наук (ДУ «Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського НАН України»)

Сандул Г. О., канд. фіз.-мат. наук

Сімонов І. М., канд. техн. наук (ТОВ «Інститут підтримки експлуатації АЕС»)

Харченко В. С., д-р техн. наук, професор (ІНЦ дослідження і аналізу безпеки інфраструктур)

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

Адреса редакції:

04213, м. Київ-213

проспект Героїв Сталінграду, 64/56

Державний науково-інженерний центр

систем контролю та аварійного реагування

Тел./факс: (044) 411-92-70

E-mail: npe@dnic.kiev.ua

Editor's address:

04213, Kyiv-213

Geroiv Stalalingrada, 64/56

State Scientific Engineering Center

of Control Systems and Emergency Response

Tel./fax: (044) 411-92-70

E-mail: npe@dnic.kiev.ua

Друкується за постановою науково-технічної ради ДП «ДНІЦ СКАР» (№ 16 від 16.12.2013)

Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації

Серія КВ № 18914-7704пр від 06.05.2012

© ДП «ДНІЦ СКАР», 2013

© Українське ядерне товариство, 2013

ЗМІСТ

CONTENTS

Васильченко В. М., Масько О. М., Новосолов Г. М. Перспективи поводження з відпрацьованим ядерним паливом реакторів ВВЕР-1000 України та продуктами його переробки	4	Vasylchenko V., Masko O., Novosolov G. Prospects of managing Ukrainian VVER-1000 spent nuclear fuel and products of its reprocessing	4
Масько А. Н., Кузнецов С. А., Русинко П. М. Обоснование критерия эквивалентности высокоактивных отходов переработки отработанного ядерного топлива ВВЭР-440 ...	13	Masko A., Kuznetsov S., Rusinko P. Justification of equivalence criteria for high-level waste from VVER-440 spent fuel reprocessing	13
Васильченко В. Н., Жигалов Я. А., Носовский А. В., Сандул Г. А. Некоторые сценарии деградации бетонных конструкций, используемых в качестве защитных барьеров в ядерной энергетике	22	Vasylchenko V., Zhygalov I., Nosovsky A., Sandul G. Some scenarios of degradation of concrete structures that are used as protective barriers in nuclear power industry	22
Куц В. М. Актуальні питання систематизації ядерного законодавства України	31	Kuts V. Topical issues in systematization of Ukrainian nuclear legislation	31
Пшинко Г. Н., Пузырная Л. Н., Косоруков А. А. Эффективные сорбенты для очистки урансодержащих вод	35	Pshinko G., Puzyrnaya L., Kosorukov A. Effective sorbents for purification of uranium-bearing water	35
Протасов А. А., Силаева А. А. Техно-экосистема АЭС и её биотические элементы	43	Protasov A., Sylaiieva A. Biotic elements of NPP techno-ecosystem	43
Новоселова Т. Н. Особенности группировок фитопланктона в техно-экосистемах атомных и тепловых электростанций	47	Novosolova T. Specific features of phytoplankton consolidation in techno-ecosystems of nuclear and thermal power plants	47
Дьяченко Т. Н. Макрофиты в водоемах-охладителях атомных и тепловых электростанций Украины	50	Dyachenko T. Macrophytes in the cooling ponds of Ukrainian nuclear and thermal power plants	50
Морозовская И. А., Протасов А. А. Зооперифитон и обрастание в водоемах- охладителях атомных и тепловых электростанций	55	Morozovska I., Protasov A. Zooperiphyton and fouling in cooling ponds of nuclear and thermal power plants	55
Силаева А. А. Зообентос водных объектов, подверженных влиянию атомных и тепловых электростанций Украины	59	Sylaiieva A. Zoobenthos of the water bodies, subjected to the influence of nuclear and thermal power plants of Ukraine	59
Харабет А. Н., Зотеев О. Е., Чулкин О. А. Применение теории возможностей для определения надежности энергетического оборудования АЭС	63	Kharabet A., Sotejev O., Tshulkin O. The use of the possibility theory for characterization of condition of nuclear power plant equipment	63

УДК 621.039.59

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

ПЕРСПЕКТИВИ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДПРАЦЬОВАНИМ ЯДЕРНИМ ПАЛИВОМ РЕАКТОРІВ ВВЕР-1000 УКРАЇНИ ТА ПРОДУКТАМИ ЙОГО ПЕРЕРОБКИ

Розглянуто стан та перспективи поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) реакторів ВВЕР-1000 АЕС України та продуктами його переробки, які будуть отримані за діючими контрактами з Російською Федерацією. Оцінено обсяги цінних продуктів та радіоактивних відходів від переробки ВЯП, що підлягають поверненню до України. Розглянуто три основні можливі варіанти використання цінних продуктів переробки ВЯП; оптимальним визнано варіант, що передбачає виготовлення з них ядерного палива.

Ключові слова: ядерна енергетика, атомна електростанція, водо-водяний енергетичний реактор ВВЕР-1000, відпрацьоване ядерне паливо, радіоактивні відходи, ядерний паливний цикл.

Поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) діючих АЕС є важливою складовою ядерного паливного циклу будь-якої країни, що використовує ядерну енергію для виробництва електроенергії. Рівень вирішення цієї проблеми визначає спроможність країни максимально використати енергетичний потенціал наявного ядерного палива та якнайбільше скоротити обсяги радіоактивних відходів (РАВ), що захоронюються.

Реактори на теплових нейтронах типу ВВЕР, які експлуатуються в Україні, працюють за рахунок ланцюгової реакції поділу ізоотопу уран-235 і за проектними характеристиками можуть забезпечити використання лише до 5 % енергетичного ресурсу ядерного палива. За сьогоденними уявленнями, після завершення періоду тривалого безпечного зберігання ВЯП, його переробка з вилученням матеріалів, що можуть бути повторно використані в реакторах (до 85 % загальної маси ВЯП), є досить перспективною схемою. Однак технології виготовлення свіжого ядерного палива (СЯП) для теплових реакторів шляхом переробки ВЯП на сьогодні суттєво поступаються за цінними показниками виготовленню СЯП з природного урану, а широкое комерційне використання реакторів на швидких нейтронах поки що залишається віддаленою перспективою.

ХАРАКТЕРИСТИКИ ВЯП ЛЕГКОВОДНИХ РЕАКТОРІВ

Під час використання палива в активній зоні реактора енергія виділяється, головним чином, внаслідок поділу ядер U-235 і Pu-239 (останній утворюється при захваті нейтронів ядрами U-238). Склад ВЯП залежить від глибини вигорання палива і його початкового збагачення по U-235.

В одній тонні свіжого палива збагаченням 4,4 % (основне збагачення палива реакторів ВВЕР-1000), завантаженого в активну зону, міститься 44 кг

U-235 і 956 кг U-238. Приблизний вміст основних радіонуклідів в 1 т ВЯП наприкінці кампанії наведено в табл. 1 [1].

Однією з основних радіологічних характеристик ВЯП є потужність дози випромінювання. На момент вивантаження палива з реактора приблизно 95 % потужності дози випромінювання ВЯП обумовлені гамма-випромінюванням продуктів поділу. Потужність дози випромінювання помітно зменшується з часом, що минув після вивантаження ВЯП: через три роки вона становить приблизно 1/600 від дози випромінювання тільки що вивантаженого палива. Зміни з часом активності та енерговиділення ВЯП енергетичних водо-водяних реакторів після вивантаження з активної зони наведено в табл. 2.

У легководному реакторі електричною потужністю 1000 МВт щорічно утворюється близько 200 кг ізоотопів плутонію. При глибокому вигоранні палива (близько 60 МВт·доб/кг U) склад енергетичного плутонію приблизно такий, %: Pu²³⁹ — 60, Pu²⁴⁰ — 25, Pu²⁴¹ — 10, Pu²⁴² — 3, Pu²³⁸ — 2 %, тобто щорічне накопичення Pu²³⁹ у цьому разі становить 120 кг.

При цьому тільки продукти поділу можуть розглядатися як відходи. ВЯП — коштовне потенційне сировинне джерело ряду важливих ізоотопів. Багато радіонуклідів, що містяться у ВЯП, мають практичну цінність у різноманітних сферах життєдіяльності людини: промисловості, наукових дослідженнях, медицині, малій енергетиці тощо. Багато з цих елементів затребувані вже сьогодні, деякі ще чекають свого застосування. Серед них є елементи, які сильно розсіяні в природі, або такі, що не зустрічаються в ній зовсім. У ВЯП є коштовні довгоживучі ізоотопи кобальту і цезію, що широко використовуються в промислових джерелах випромінювання; дорогоцінні метали: рутеній, родій, паладій, що застосовуються в багатьох високотехнологічних галузях техніки; технецій — метал, який має здатність

істотно поліпшувати властивості сплавів, але не існує у надрах землі, та ін.

Деякі з трансплутонієвих елементів, що накопичуються у ВЯП, мають критичну масу на три порядки меншу, ніж уран-235, і в майбутньому можуть бути використані для одержання унікальних малогабаритних джерел ядерної енергії. Особливу цінність становить можливість добування з витриманого тривалий час ВЯП енергетичних реакторів радіонуклідів платинової групи — Ru, Rh і Pd, тому що за розрахунками загальна кількість цих металів у ВЯП, яка накопичиться до 2025 року, може бути порівнянною з природними ресурсами цих елементів або навіть перевищить їх [1].

Однак найважливішим серед радіонуклідів, що штучно утворюються в процесі роботи на свіжому низькозбагаченому урановому паливі теплового реактора, є Pu-239, який має першорядне значення в максимальному використанні енергетичного потенціалу природного урану, що складається на 99 % із U-238. ВЯП є високотехнологічним продуктом, основну масу якого складають енергетично цінні діоксиди природних ізотопів урану ($^{238}\text{UO}_2$ і $^{235}\text{UO}_2$) і напрацьований у реакторі плутоній. Завдяки цьому ВЯП може розглядатися як важливий енергетичний ресурс ядерної енергетики.

Таблиця 1. Орієнтовний вміст основних радіонуклідів у ВЯП реактора ВВЕР-1000

Нуклід	Період піврозпаду, роки	Кількість, кг/т U
Актиноїди		
U-235	$7,04 \cdot 10^8$	$1,23 \cdot 10^1$
U-236	$2,34 \cdot 10^7$	5,73
U-238	$4,47 \cdot 10^9$	$9,29 \cdot 10^2$
Pu-238	$8,77 \cdot 10^1$	$1,26 \cdot 10^{-1}$
Pu-239	$2,41 \cdot 10^4$	5,53
Pu-240	$6,57 \cdot 10^3$	2,42
Pu-241	$1,44 \cdot 10^1$	1,47
Pu-242	$3,76 \cdot 10^5$	$5,82 \cdot 10^{-1}$
Am-241	$4,32 \cdot 10^2$	$6,16 \cdot 10^{-1}$
Am-242	$1,50 \cdot 10^2$	$2,64 \cdot 10^{-4}$
Am-243	$7,38 \cdot 10^3$	$1,20 \cdot 10^{-1}$
Cm-242	162 доби	$6,10 \cdot 10^{-3}$
Cm-243	$2,85 \cdot 10^1$	$2,45 \cdot 10^{-4}$
Cm-244	$1,81 \cdot 10^1$	$4,57 \cdot 10^{-2}$
Np-237	$2,14 \cdot 10^6$	
Продукти поділу		
Se-79	$6,5 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^{-2}$
Sr-90	$2,9 \cdot 10^1$	1,1
Zr-93	$1,5 \cdot 10^6$	$9,1 \cdot 10^{-1}$
Tc-99	$2,1 \cdot 10^5$	1,1
Pd-107	$6,5 \cdot 10^6$	$2,5 \cdot 10^{-1}$
Sn-126	$1,0 \cdot 10^5$	$2,2 \cdot 10^{-2}$
I-129	$1,6 \cdot 10^7$	$2,2 \cdot 10^{-1}$
Cs-135	$3,0 \cdot 10^6$	$4,2 \cdot 10^{-1}$
Cs-137	$3,0 \cdot 10^1$	1,4
Sm-151	$9,3 \cdot 10^1$	$1,5 \cdot 10^{-2}$

Таблиця 2. Зміна активності та енерговиділення 1 т ВЯП реактора ВВЕР-1000 після вивантаження

Витримка, роки	Активність, кКі/т U	Потужність енерговиділення, кВт/т U
0	$3,2 \cdot 10^5$	$2,84 \cdot 10^3$
1	$3,63 \cdot 10^3$	$1,33 \cdot 10^1$
3	$1,38 \cdot 10^3$	4,27
10	$6,07 \cdot 10^2$	1,49
30	$3,27 \cdot 10^2$	0,960
100 (актиноїди)	$1,00 \cdot 10^1$	0,243

СВІТОВИЙ ДОСВІД ПОВОДЖЕННЯ З ВЯП

Технологія поводження з ВЯП у різних країнах світу визначається, насамперед, типом ядерно-паливного циклу (ЯПЦ), що використовується. Паливний цикл описує шлях, за яким паливо надходить з навколишнього середовища в ядерний реактор і за яким повертається в навколишнє середовище. В загальному випадку ЯПЦ описується так: *видобуток — очищення — збагачення — виготовлення СЯП — використання СЯП в реакторі — технологічна витримка ВЯП у БВ — зберігання ВЯП у сховищі — утилізація ВЯП*.

Розрізняють відкритий і замкнений паливні цикли; різняться вони останньою стадією — утилізацією ВЯП.

За відкритого паливного циклу, ВЯП після технологічної витримки у приреакторних басейнах витримки (БВ) та зберігання у сховищі піддається кондиціонуванню. Після виконання цих операцій ВЯП відправляється на остаточне захоронення в підземне (геологічне) сховище, спроектоване так, щоб утримувати продукти поділу та актиноїди впродовж часу, потрібного для запобігання будь-яким шкідливим для навколишнього середовища впливам.

У разі замкнутого ЯПЦ, паливо проходить такий самий шлях, як і при відкритому, починаючи з уранових рудників та заводів з виробництва СЯП і закінчуючи вивантаженням ВЯП з реактора. Після видалення з реактора паливні стрижні переробляються на заводах з переробки ВЯП. Основним промислово освоєним методом переробки ВЯП є процес, за якого після спеціальної хімічної обробки з ВЯП виділяють два цінних продукти: плутоній та невикористаний уран, які надалі використовуються для виготовлення СЯП для реакторів на швидких нейтронах або МОХ-палива для реакторів на теплових нейтронах. Приблизно 3 % ВЯП при цьому залишаються як високоактивні відходи (ВВВ). Після оскловування ці високорадіоактивні матеріали підлягають захороненню. Переробка ВЯП значно скорочує загальний об'єм ВВВ, що має захоронюватись.

На даний час з промислових реакторних установок в усьому світі вивантажено близько 350 тис. т важкого металу (ВМ) ВЯП. З них приблизно одна

третина перероблена, а решта зберігається в приреакторних басейнах витримки або в окремих «мокрих» або «сухих» сховищах ВЯП. З активних зон 437 реакторів, що експлуатуються, щорічно вивантажується приблизно 11 тис. т ВМ ВЯП. Ще 55 реакторів перебувають у стадії будівництва. За прогнозами МАГАТЕ, до 2030 року загальносвітова встановлена потужність АЕС становитиме 511—807 ГВт по електроенергії, тобто зросте на 40—120 % порівняно з сьогоднішніми 370 ГВт. Відповідно збільшиться й утворення ВЯП, оскільки більшість нових установок буде вдосконаленими версіями нинішнього покоління реакторів — легководними.

Існують два основні варіанти поводження з ВЯП:

- переробка та регенерація ВЯП з виділенням урану і плутонію для використання у складі свіжого палива;

- «пряме» захоронення ВЯП після проміжного зберігання впродовж, принаймні, кількох десятиліть.

Узагальнення світового досвіду в сфері поводження з ВЯП не дає змоги на даний час зробити однозначний вибір єдиної перспективної стратегії, яка найкращим чином відповідала би потребам будь-якої держави. Вирішення проблеми в конкретній країні значною мірою повинно узгоджуватися зі стратегією організації ЯПЦ, яка, в свою чергу, визначається національними пріоритетами і програмами розвитку енергетики.

Ряд країн, що мають потужності з переробки ВЯП (Франція, Великобританія, Росія, Індія), переробляють частину напрацьованого в цих країнах ВЯП, а також ВЯП інших країн (на комерційній основі, з поверненням замовнику цінних продуктів переробки і радіоактивних відходів). Обсяги переробки ВЯП у світі наведено в табл. 3.

Інші країни (Фінляндія, Швеція та, донедавна, США) розглядають ВЯП як відходи, і ними обрано варіант «прямого» захоронення. Оскільки зберігання можливе впродовж тривалого часу (до 100 років), більшість країн ще не визначилися та продовжують зберігати ВЯП до вибору остаточного варіанта (так зване відкладене рішення). У табл. 4 відображено підходи провідних ядерно-енергетичних країн до проблем проміжного зберігання ВЯП і подальшого поводження з ним.

На даний час у Південній Кореї в рамках Міжнародної програми по інноваційних ядерних реакторах і паливних циклах (INPRO) під егідою МАГАТЕ ведуться розробки комерційного варіанта застосування технології DUPIC (англійська абревіатура від «Пряме використання ВЯП водоводяних реакторів під тиском у реакторах CANDU»). У разі успішної реалізації цього проекту відпрацьоване ядерне паливо реакторів PWR/ВВЕР, що містить залишковий U-235 та напрацьований Pu-239 у кількостях, що перевищують

Таблиця 3. Обсяги переробки ВЯП енергетичних реакторів

Вид палива	Місце переробки	Обсяги переробки ВЯП, т/рік
Паливо легководних реакторів	Франція, Ла Аг	1600
	Великобританія, Селафілд	850
	Росія, Челябинськ (Маяк)	400
	Японія	90
	Р а з о м	2940
Інше ядерне паливо	Великобританія, Селафілд	1500
	Франція, Марсель	400
	Індія	200
	Р а з о м	2100
	В с ь о г о	5040

Таблиця 4. Підходи провідних ядерно-енергетичних країн до проблем поводження ВЯП

Країна	Відкладене рішення	Пряме захоронення	Переробка
Бельгія	+		+
Великобританія	+		+
Індія	+		+
Канада		+	
Китай			+
Німеччина		+	+
Росія		+	+
США		+	
Фінляндія		+	
Франція			+
Швеція		+	
Японія			+

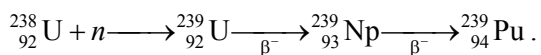
природні, можна буде повторно «спалювати» у важководних реакторах типу CANDU. Підвищуючи ефективність використання ядерного палива, паливний цикл на основі DUPIC, як вважають фахівці Всесвітньої ядерної асоціації, може знизити потреби в захороненні відходів від роботи реакторів PWR на 70 % і зменшити споживання природного урану на 30 %. Для завантаження ВЯП легководних реакторів у CANDU буде потрібна тільки механічна обробка для перетворення твелів PWR у коротші паливні стрижні CANDU, що значно дешевше, ніж радіохімічна переробка ВЯП. Завершення досліджень та комерційний запуск технології DUPIC корейськими фахівцями очікується до 2017 року [2].

Доцільність переробки ВЯП визначається перспективами використання основних матеріалів переробки — урану та плутонію. Теоретично є три варіанти їх використання: як палива початкового

завантаження та підживлення теплових реакторів, а також палива початкового завантаження швидких реакторів. Виділений з ВЯП плутоній може повертатися в паливний цикл теплових реакторів у складі уран-плутонієвого МОХ-палива, а також використовуватися в реакторах-розмножувачах на швидких нейтронах, тому що плутоній найбільш ефективний у швидкій частині спектра. Як приклад, у Франції МОХ-паливо експлуатується понад 35 років на більше, ніж 35 легководних реакторних установках, зокрема на 20 реакторах PWR. Крім економії енергоносіїв це дає змогу скоротити радіотоксичність ВАВ у 10 разів, а їхній об'єм — у 5 разів.

Хоча регенерація паливного матеріалу легководних реакторів може забезпечити 25 %-ву економію споживання свіжої уранової сировини, реальна економічна користь від переробки ВЯП, як очікується, виникне тільки з розвитком реакторів на швидких нейтронах. У таких реакторах більшу частину актів поділу ядерного палива викликають нейтрони з енергією понад 0,1 МеВ. При цьому в реакторі відбувається поділ не тільки дуже рідкісного ізотопу U-235, але й U-238 — основної складової природного урану, ймовірність поділу якого в спектрі нейтронів теплового реактора дуже низька.

Принципово важливо, що в «швидкому» реакторі за кожного акту поділу ядер утворюється більша кількість нейтронів, що можуть бути використані для інтенсивного перетворення U-238 на ізоотоп плутонію Pu-239, що ділиться. Це перетворення відбувається в результаті реакції



Процес утворення плутонію може мати характер розширеного відтворення, коли в реакторі утворюється вторинного плутонію більше, ніж вигоряє первісно завантаженого (так званий бридінг-процес, від англ. breed — розмножувати). Реалізація процесу бридінгу дасть змогу практично повністю використовувати природний уран і завдяки цьому майже в 100 разів збільшити «вихід» енергії з кожної тонни природного урану. Це відкриває шлях до величезних паливних ресурсів ядерної енергетики на тривалу історичну перспективу.

Отже, вирішення багатьох проблем щодо поводження з ВЯП залежить від того, коли і якими темпами піде реалізація реакторів на швидких нейтронах. Від відповіді на перше питання залежить очікуваний термін зберігання ВЯП, від відповіді на друге — об'єм ВЯП, що знадобиться для розвитку програми швидких реакторів з урахуванням їхньої розмножувальної здатності.

СУЧАСНИЙ СТАН ПОВОДЖЕННЯ З ВЯП ВВЕР АЕС УКРАЇНИ

Діюча схема поводження з ВЯП ВВЕР АЕС України. Національні нормативно-правові акти, що визначають сценарій поводження з ВЯП на заключній стадії ЯПЦ, на сьогодні в Україні відсутні.

Основна маса раніше утвореного ВЯП ВВЕР усіх АЕС України перебуває на стадії технологічного зберігання в Російській Федерації та в Україні. Таким чином, аналогічно практиці більшості ядерно-енергетичних країн, щодо ВЯП діючих АЕС України на сьогодні фактично реалізується так зване відкладене рішення — тривале (впродовж кількох десятиліть) безпечне зберігання ВЯП з подальшим прийняттям остаточного рішення щодо його переробки або захоронення. Відкладене рішення ухвалено «Енергетичною стратегією України на період до 2030 року» [3], зокрема її оновленою версією [4].

На всіх діючих енергоблоках АЕС України ядерне паливо після закінчення використання в реакторі перевантажується в басейни витримки, де витримується за проектним регламентом не менше трьох років для зменшення радіоактивності та залишкового тепловиділення.

Для подальшого безпечного зберігання ВЯП на Запорізькій АЕС у 2001 році введено в експлуатацію пристанційне сховище ВЯП ВВЕР-1000 на основі технології «сухого» контейнерного зберігання.

Діюча схема поводження з ВЯП інших АЕС України з реакторами типу ВВЕР (Рівненська, Хмельницька і Южно-Українська АЕС) заснована на технічних рішеннях, закладених у вихідних проектах АЕС, розроблених у 70-х роках минулого століття:

- ВЯП ВВЕР-440 після басейнів витримки відправляється для переробки до РФ на завод РП-1 ФДУП «Маяк». Згідно з діючим контрактом, на РП-1 мають здійснюватись технологічна витримка, переробка ВЯП і повернення до України високоактивних радіоактивних відходів в осклованому вигляді не пізніше, ніж через 20—25 років після прийняття ВЯП на переробку;

- ВЯП ВВЕР-1000 з басейнів витримки відправляється для переробки до РФ на завод РП-2 ФДУП «Гірничо-хімічний комбінат» (ГХК). За контрактом, на РП-2 мають здійснюватись технологічна витримка, переробка ВЯП і повернення до України після регламентного зберігання стверділих ВАВ і цінних продуктів переробки (ЦПП) ВЯП.

Технічні рішення щодо поводження з ВЯП реакторів типу ВВЕР засновані на концепції, що була прийнята в колишньому СРСР, за якою передбачалося залучення цього ВЯП до сценарію замкнутого паливного циклу, тобто переробки для виділення і подальшого використання цінних продуктів

переробки — урану та плутонію. Але для ВЯП українських АЕС реалізація цієї концепції на даний час перебуває на різних стадіях: ВЯП ВВЕР-440 переробляється на заводі РП-1 ФДУП «Маяк»; ВЯП ВВЕР-1000 зберігається у сховищі на заводі РП-2 ФДУП «ГХК».

Інфраструктура для поводження з ВЯП ВВЕР-1000 та продуктами його переробки в Україні. На даний час в Україні реалізуються два проекти «сухих» сховищ для довготривалого зберігання відпрацьованого палива ВВЕР:

- проект будівництва «сухого» сховища ВЯП в контейнерах ВКХ-ВВЕР-1000 для ВЯП Запорізької АЕС (ЗСВЯП), розрахованого на зберігання 9120 відпрацьованих тепловидільних збірок (ВТВЗ) впродовж 50 років;

- проект будівництва централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива (ЦСВЯП) для реакторів ВВЕР АЕС України [5].

Відповідно до Закону України «Про поводження з відпрацьованим ядерним паливом щодо розміщення, проектування та будівництва централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива реакторів типу ВВЕР вітчизняних атомних електростанцій» [6], ЦСВЯП розміщується на майданчику в зоні відчуження і є частиною єдиного комплексу з поводження з ВЯП ДСП «Чорнобильська АЕС». Загальна місткість ЦСВЯП становить 16529 ВТВЗ реакторів типу ВВЕР-440 та ВВЕР-1000, проектний термін зберігання ВЯП — до 100 років.

Сховища для тимчасового зберігання цінних продуктів переробки та РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 на сьогодні в Україні відсутні. Для прийняття та тимчасового зберігання цінних продуктів переробки ВЯП, вивезеного до РФ за діючими контрактами, вбачається за необхідне до 2021 року збудувати та ввести в експлуатацію спеціалізоване сховище цінних продуктів переробки з необхідною інфраструктурою.

Можливим місцем розміщення сховища ЦПП є промайданчик заводу з виробництва ядерного палива ДК «Ядерне паливо» поблизу смт. Смоліне Кіровоградської області. Альтернативою спорудження в Україні сховища для зберігання ЦПП ВЯП може бути їх тимчасове зберігання на підприємствах з переробки ВЯП у Російській Федерації за додатковими контрактами.

Для поводження з РАВ від переробки ВЯП ВВЕР-1000 можливим та доцільним є використання інфраструктури комплексу «Вектор» ДСП «ЦППРВ» ДК «УкрДО «Радон»» з відповідною модернізацією та спорудженням додаткових необхідних елементів.

Згідно із «Загальнодержавною цільовою екологічною програмою поводження з РАВ на 2008—2017 роки» [7], на майданчику ДСП «ЦППРВ» ДК «УкрДО «Радон»» має бути збудовано сховище

для довгострокового (до 100 років) зберігання осклованих ВАВ від переробки ВЯП ВВЕР українських АЕС у РФ. Термін введення в експлуатацію сховища, визначений в Загальнодержавній програмі, — 2014 рік. Але враховуючи, що на даний час виконуються тільки передпроектні роботи, та зважаючи на терміни розробки проекту, проведення його державної експертизи і суто будівництва, введення в експлуатацію сховища ВАВ прогнозується в 4-му кварталі 2017 року.

ОЦІНКА ОБСЯГІВ ЦІННИХ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ВЯП ВВЕР-1000 ТА РАВ, ЩО БУДУТЬ НАПРАЦЬОВАНІ ЗА ДІЮЧИМИ КОНТРАКТАМИ УКРАЇНИ З РФ

Обсяги вивезення ВЯП реакторів ВВЕР-1000 у кількості ВТВЗ та в масі ВМ (сукупність ізотопів урану в ТВЗ за паспортом) за період до 2012 року і плановані до введення в експлуатацію ЦСВЯП наведено в табл. 5.

Таблиця 5. Фактичні обсяги вивезення ВЯП реакторів ВВЕР-1000 за період до 2012 року і плановані до введення в експлуатацію ЦСВЯП

Рік	ВТВЗ, шт.	ВЯП, тонн ВМ
1995	486	204,0
1996	564	231,8
1997	450	186,6
1998	564	233,3
1999	330	136,6
2000	408	165,3
2001	264	108,6
2002	342	137,7
2003	144	57,9
2004	186	76,2
2005	132	54,2
2006	204	82,2
2007	324	130,3
2008	204	82,8
2009	Вивезення не здійснювалося	
2010	132	53,1
2011	144	57,9
2012	204	82,1
2013	288	117,1
2014	300	122,5
2015	300	130,5
2016	300	130,5
2017	300	130,5
Всього	6570	2712

Примітка. При розгляді обсягів вивезення ВЯП реакторів ВВЕР-1000 з українських АЕС до РФ приймалося, що після побудови і введення в експлуатацію ЦСВЯП (орієнтовно в 2018 році) ВЯП реакторів ХАЕС, РАЕС і ЮУАЕС направлятиметься в ЦСВЯП, а вивезення його до РФ припиниться.

Технологія переробки ВЯП реакторів ВВЕР-1000, передбачена на заводі РП-2, заснована на екстракційному процесі, відомому як пурекс-процес. Пурекс-процес охоплює розчинення ВЯП і відділення плутонію та урану від залишкових продуктів поділу та актиноїдів для подальшого повторного використання плутонію та урану. В технології використовується екстракція урану та плутонію трибутилфосфатом з азотнокислого розчину ВЯП, під час якої вилучається 98—99 % урану та плутонію, що містяться у ВЯП. Продукти поділу й актиноїди, що містяться у ВЯП, при переробці на 96 % переходять у високоактивні відходи [8].

За даними презентації А.А.Третьякова «Переробка ВЯП ВВЕР-1000 у дослідно-демонстраційному центрі на ФДУП «ГХК», представлений на нараді українсько-російської робочої групи з питань поводження з ВЯП ВВЕР-1000 (травень 2011 р.), кінцевими продуктами переробки ВЯП є: закис-окис U; суміш оксидів U, Pu та Np; стверділі відходи — оскловані ВАВ (боросилікатне скло), високоактивні фрагменти ВТВЗ та середньоактивний цементний компаунд.

Питома кількість цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000 наведена в табл. 6, питома кількість технологічних відходів переробки — в табл. 7.

Таблиця 6. Питома кількість цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000

Продукти переробки	Маса ЦПП, кг/т ВЯП	Сумарна кількість, кг/т ВЯП	Сумарна кількість, кг/т ВМ
U-232	$1,08 \cdot 10^{-6}$	Ізотопів урану 805,3	Ізотопів урану 913,6
U-235	6,46		
U-236	4,90		
U-238	794		
Pu-236	$2,25 \cdot 10^{-7}$	Ізотопів плутонію 10,9	Ізотопів плутонію 12,3
Pu-238	$2,84 \cdot 10^{-1}$		
Pu-239	5,98		
Pu-240	2,55		
Pu-241	1,27		
Pu-242	$7,84 \cdot 10^{-1}$		
Np-237	$6,27 \cdot 10^{-1}$	Ізотопів непуторію 0,627	Ізотопів непуторію 0,711
Закис-окис урану	925	925	1050
Змішані оксиди урану, плутонію та непуторію. Вміст компонентів, мас. %: U — 65; Pu — 33; Np — 2	37,4	37,4	42,5

Примітки: 1. Вигорання ВЯП не більше 50 ГВт·доб/т U, час витримки 7 років. 2. Маса ВМ — вихідна маса ізотопів урану в ТВЗ за паспортом. 3. Маса ВЯП — вихідна маса оксидів урану в ТВЗ за паспортом.

Таблиця 7. Питома кількість технологічних відходів переробки ВЯП ВВЕР-1000

Найменування РАВ	Матриця зберігання	Питома кількість на тонну ВЯП	Питома кількість на тонну ВМ
Середньоактивні відходи (стверділі)	Цемент	1,8 м ³ 3,80 т	2,04 м ³ 4,37 т
Високоактивні тверді відходи (конструкційні деталі ВТВЗ, оболонки твелів)	Сталевий контейнер (200 л)	$1,4 \cdot 10^{-2}$ м ³ $4,1 \cdot 10^{-2}$ т	$1,6 \cdot 10^{-2}$ м ³ $4,7 \cdot 10^{-2}$ т
Високоактивні відходи (оскловані)	Боросилікатне скло	$7,4 \cdot 10^{-2}$ м ³ 160 кг (20 % включення відходів)	$8,4 \cdot 10^{-2}$ м ³ 180 кг (20 % включення відходів)

У 2011 році Державною корпорацією з атомної енергії «Росатом» розроблено «Програму створення інфраструктури та поводження з ВЯП на 2011—2020 роки і на період до 2030 року» [9].

На першому етапі (до 2015 року) цією програмою щодо об'єктів ФДУП «ГХК» заплановано будівництво пускового комплексу Дослідно-демонстраційного центру (ДДЦ) з переробки ВЯП з введенням в експлуатацію 2015 року.

На другому етапі (2016—2020 роки) заплановано: завершення будівництва та введення в експлуатацію в 2018 році ДДЦ з переробки ВТВЗ ВВЕР-1000;

переробку на ДДЦ ВТВЗ ВВЕР-1000, поставлених з АЕС України і Болгарії, після 2018 року.

З урахуванням вищенаведеного та в припущеннях, що: а) переробка ВЯП ВВЕР-1000 в РФ розпочнеться в 2020 році, тобто після введення в промислову експлуатацію переробних потужностей на заводі РП-2 «ГХК»; б) щорічний обсяг переробки ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС становитиме 500 т ВМ (загальна потужність переробного заводу 1500 т/рік); в) повернення РАВ від переробки ВЯП до України розпочнеться в 2021 році, — були виконані прогнозні оцінки напрацювання цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС за діючими контрактами з РФ (рис. 1, 2) та обсягів РАВ (рис. 3—5).

Згідно з виконаними оцінками, ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС, що відправляється до РФ на переробку, буде перероблене та повернуто до 2027 року. Сумарна кількість одержаних цінних продуктів переробки ВЯП ВВЕР-1000 становитиме, т: закису-окису урану — 2847; змішаних оксидів U, Pu та Np — 115,3. Сумарна кількість РАВ, одержаних від переробки ВЯП ВВЕР-1000, становитиме, м³: осклованих ВАВ — 227,8; твердих ВАВ — 42,5; стверділих САВ — 5532.

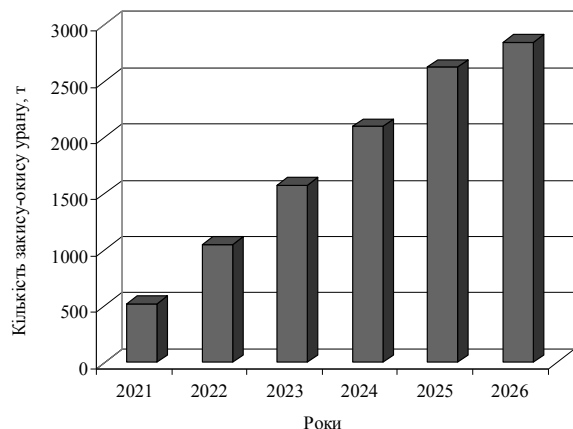


Рис. 1. Динаміка напрацювання закису-оксиу урану при переробці в РФ ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, нарощуваною сумою

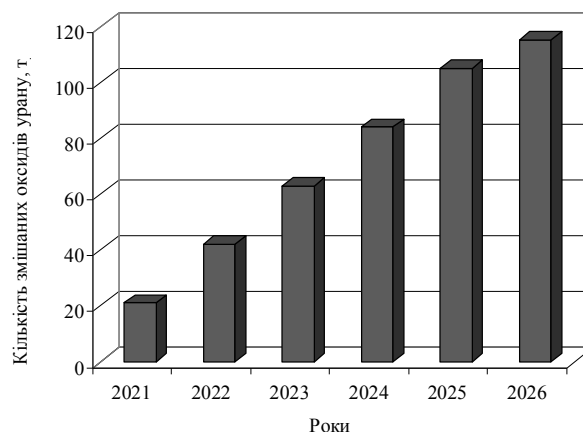


Рис. 2. Динаміка напрацювання змішаних оксидів урану, плутонію та непунію при переробці в РФ ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, нарощуваною сумою

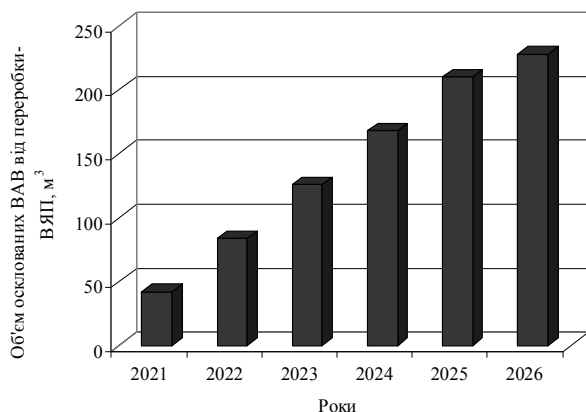


Рис. 3. Динаміка напрацювання осклованих ВЯВ при переробці в РФ ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, нарощуваною сумою

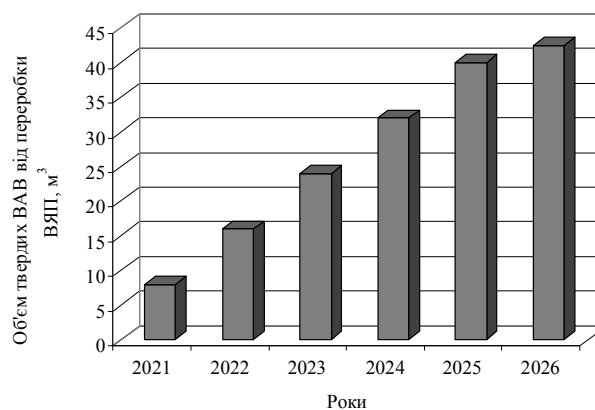


Рис. 4. Динаміка напрацювання твердих ВЯВ при переробці в РФ ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, нарощуваною сумою

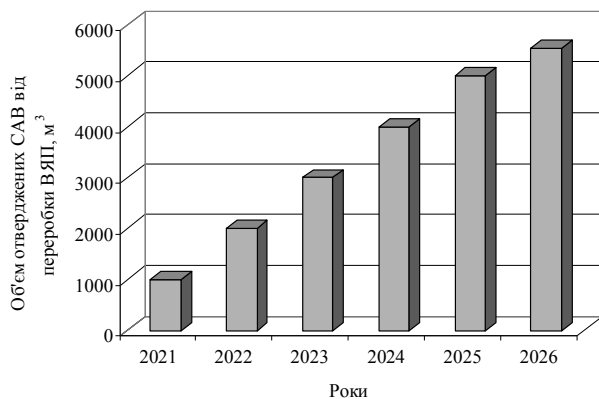


Рис. 5. Динаміка напрацювання стверділих САВ при переробці в РФ ВЯП реакторів ВВЕР-1000 українських АЕС, нарощуваною сумою

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ЦІННИХ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ВЯП

Як зазначалося, переробка ВЯП ВВЕР-1000 українських АЕС за діючими контрактами з РФ здійснюватиметься на заводі РП-2 орієнтовно з 2021 року. Відповідно, надходження цінних продуктів переробки можна чекати з 2022 року.

Вбачаються три найбільш вірогідні варіанти використання одержуваних ЦПП ВЯП ВВЕР-1000, а саме: їх зберігання, експорт або виготовлення ядерного палива з ЦПП.

Варіант 1. Зберігання ЦПП. Починаючи з 2022 року, цінні продукти переробки ВЯП повертаються до України для тимчасового зберігання в спеціалізованому сховищі ЦПП.

У подальшій перспективі (після 2030 року), в 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, якщо буде ухвалено 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 відповідною інфраструктурою. Сховище має забезпечити зберігання до 3000 т ЦПП від переробки ВЯП до їх використання.

Варіант 2. Експорт ЦПП. Цінні продукти переробки ВЯП експортуються до РФ або інших країн. Отримані кошти використовуються для закупівлі свіжого ядерного палива або оплати послуг з поводження з ВЯП.

Варіант 3. Виготовлення ядерного палива з ЦПП. Починаючи з 2022 року змішані оксиди U, Pu та Np (115,3 т) і частина закису-окису урану (836 т) використовуються для виготовлення МОХ-палива для реакторів ВВЕР-1000 енергоблоків №№ 3, 4 Хмельницької АЕС або перспективних реакторів (наприклад, ВВЕР-ТОІ) в разі прийняття рішення про їх будівництво в Україні. Залишок закису-окису урану (2011 т) направляється для зберігання в спеціалізованому сховищі ЦПП в Україні або використовується для виготовлення палива реакторів CANDU в разі прийняття рішення про їх будівництво в Україні (рис. 6).

Необхідними умовами реалізації даного варіанта в повному обсязі є:

прийняття у 2014 році рішення щодо принципової можливості використання МОХ-палива в реакторах ВВЕР-1000 енергоблоків №№ 3, 4 Хмельницької АЕС;

урахування в проектах реакторних установок енергоблоків №№ 3, 4 Хмельницької АЕС забезпечення технічної можливості використання МОХ-палива;

прийняття у 2016 році рішення про будівництво одного-двох реакторів типу ВВЕР-ТОІ з числа трьох—п'яти перспективних реакторів, передбачених «Енергетичною стратегією України до 2030 року»;

прийняття у 2020 році рішення про будівництво одного-двох реакторів CANDU з числа трьох—п'яти перспективних реакторів, передбачених «Енергетичною стратегією України до 2030 року»;

укладання в 2022 році контракту з РФ на виготовлення МОХ-палива для реакторів ВВЕР;

укладання у 2023 році контракту з Канадою на виготовлення палива для реакторів CANDU або будівництво в Україні заводу з фабрикації палива для реакторів CANDU.

Реалізація варіанта 3 використання ЦПП ВЯП ВВЕР-1000 вбачається найбільш оптимальною, оскільки це дозволить вже найближчим часом використати ЦПП для виготовлення ядерного палива та виробництва електроенергії на АЕС України.

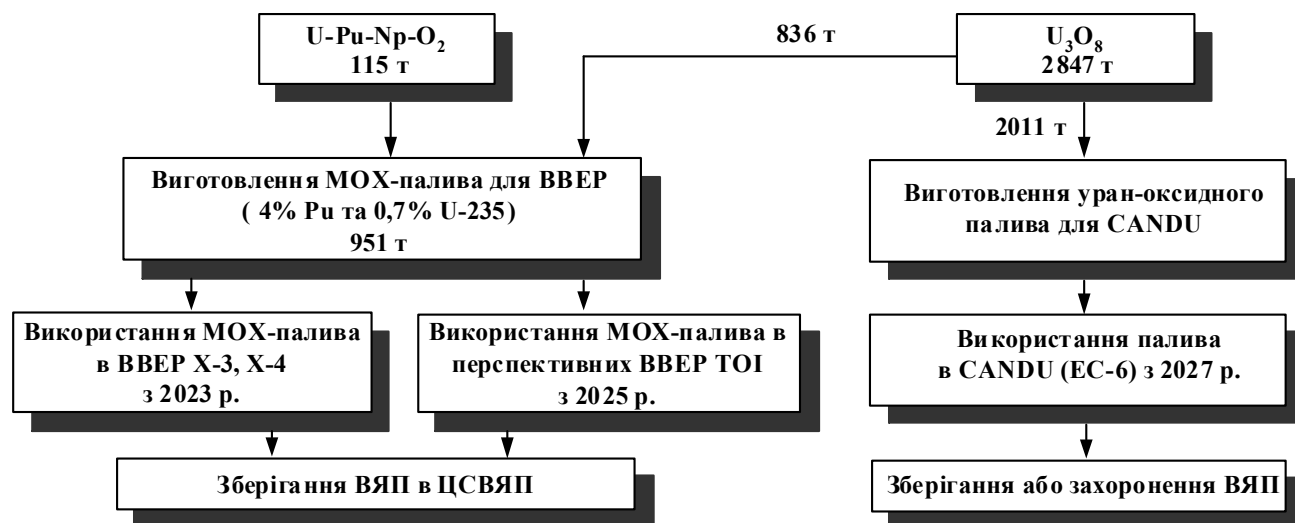


Рис. 6. Принципова схема можливого використання ЦПП для виготовлення ядерного палива при реалізації варіанта 3

Список використаної літератури

1. *Брылева В. А.* Отработавшее ядерное топливо АЭС / Брылева В. А., Войтецкая Е. Ф., Нарейко Л. М.; НАН Беларуси, ГНУ «Объединенный институт энергетических и ядерных исследований — Сосны» // Информ. бюллетень, серия: Атомная энергетика. — № 7-8 (13-14). — 2010. — С. 1—8.
2. *Hangbok Choi.* Progress of the DUPIC Fuel Compatibility Analysis / Hangbok Choi, Ho Jin Ryu, Gyu-hong Roh // Nuclear Technology. — V. 157, № 1. — January 2007. IV: Fuel Performance. — P. 1—17.
3. Енергетична стратегія України на період до 2030 року: Схвалено Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15.03.2006 № 145-р. — <http://govuadocs.com.ua/docs/298/index-1006759.html>
4. Оновлення Енергетичної стратегії України на період до 2030 року : Проект. — mre.kmu.gov.ua/fuel/doccatalog/document?id=222032
5. Технико-экономическое обоснование инвестиций строительства централизованного хранилища отработавшего ядерного топлива реакторов ВВЭР АЭС Украины / ОАО «Киевэнергопроект». — 2006.
6. Закон України «Про поводження з відпрацьованим ядерним паливом щодо розміщення, проектування та будівництва централізованого сховища відпрацьованого ядерного палива реакторів типу ВВЕР вітчизняних атомних електростанцій» від 09.02.2012 р. № 4384-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 2012. — № 40. — Ст. 476.
7. Закон України «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» від 17.09.2008 р. № 516-VI // Відомості Верховної Ради України (ВВР). — 2009. — № 5. — Ст. 8.
8. Технические требования к продуктам переработки ОТВС ВВЭР-1000, подлежащим возврату в Украину : Проект. — Железнодорожск : ФГУП «Горно-химический комбинат», 2012.
9. Программа создания инфраструктуры и обращения с ОЯТ на 2011—2020 годы и на период до 2030 года. — М. : ГК по атомной энергии «Росатом» РФ, 2011.

Отримано 26.11.2013

УДК 621.039.73

*А. Н. Масько, С. А. Кузнецов, П. М. Русинко**ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования
(ГП «ГНИЦ СКАР») Минэнергоугля Украины, г. Киев***ОБОСНОВАНИЕ КРИТЕРИЯ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ
ПЕРЕРАБОТКИ ОТРАБОТАННОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА ВВЭР-440**

Описан и обоснован критерий эквивалентности, использованный в «Методике расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии отработанных тепловыделяющих сборок ВВЭР-440». Показано, что данный критерий обеспечивает радиационную эквивалентность возвращаемых высокоактивных отходов (ВАО) и ВАО, полученных от переработки отработанных тепловыделяющих сборок украинских АЭС, на всех этапах последующего обращения с ними.

Ключевые слова: отработанное ядерное топливо, переработка отработанных тепловыделяющих сборок ВВЭР-440, высокоактивные радиоактивные отходы, критерии эквивалентности радиоактивных отходов, методика расчета количества радиоактивных отходов.

Начиная с 1993 года и по настоящее время отработанное ядерное топливо (ОЯТ) реакторов ВВЭР-440 Ровенской АЭС вывозится в Российскую Федерацию на ФГУП «ПО «Маяк»» с целью технологического хранения и последующей переработки. Вывоз ОЯТ осуществляется в рамках Соглашения между правительствами Российской Федерации и Украины о научно-техническом и экономическом сотрудничестве в области атомной энергетики от 14 января 1993 года. Соглашение и соответствующие контракты ФГУП «ПО «Маяк»» с украинским государственным предприятием «Национальная атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом»» предусматривают возврат радиоактивных отходов (РАО) от переработки ОЯТ в Украину.

Согласно Постановлению Правительства Российской Федерации [1] количество продуктов переработки, подлежащих возврату в государство поставщика ОЯТ, определяется по согласованным сторонами методикам. При этом должно соблюдаться условие эквивалентности активности введенных ранее с целью переработки облученных сборок и активности возвращаемых продуктов переработки с учетом естественного распада радионуклидов при осуществлении операций временного технологического хранения облученных сборок и продуктов переработки, а также при переработке облученных сборок.

По технологии переработки отработанных тепловыделяющих сборок (ОТВС) ВВЭР-440 на заводе РТ-1 ФГУП «ПО «Маяк»» жидкие технологические РАО от переработки нескольких партий ОТВС перед их кондиционированием накапливаются и временно хранятся. Кроме того, возможно также частичное смешивание РАО, образующихся при переработке нескольких партий ОТВС, принадлежащих различным поставщикам ОЯТ. Поэтому получить

кондиционированные РАО, по активности и радионуклидному составу точно соответствующие конкретной партии переработанных ОТВС, невозможно. Соответственно, активности продуктов деления и актиноидов в кондиционированных РАО могут отличаться от активностей радионуклидов в партии ОТВС, поступившей на переработку.

В данной статье представлен обзор используемых в мировой практике критериев эквивалентности РАО с различающимся радионуклидным составом. Описан подход к установлению эквивалентности РАО, использованный в нормативном документе Министерства энергетики и угольной промышленности Украины «СОУ-Н ЯЭК 1.027:2010 Методика расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии ОТВС ВВЭР-440» (далее — Методика) [2]. Показано, что использование такого подхода обеспечивает эквивалентность возвращаемых высокоактивных отходов (ВАО) и ВАО, полученных при переработке ОТВС украинских АЭС, на всех этапах последующего обращения с ними.

**1. КРАТКИЙ ОБЗОР КРИТЕРИЕВ
ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ РАО,
ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В МИРОВОЙ
ПРАКТИКЕ**

Переработка ОЯТ с возвратом ВАО в страну происхождения топлива на сегодняшний день является общепринятой практикой. При этом радионуклидный состав возвращаемых ВАО от переработки ОЯТ, как правило, близок к радионуклидному составу ОЯТ, отправленного на переработку. Это позволяет использовать простые методы для определения количества возвращаемых ВАО, а эквивалентность радиологического воздействия таких

отходов обеспечивается автоматически. Например, при переработке ОЯТ стран ЕС на предприятии в Ла-Аг (компания AREVA, Франция) количество отходов от переработки ОЯТ определяется на основе соблюдения равенства содержания неодаима (Nd) в ОТВС и в остеклованных ВАО [3]. Nd является нерадиоактивным продуктом деления и его количество прямо связано с общим количеством продуктов деления (с учетом распада). Nd полностью растворим и, следовательно, полностью включается в остеклованные отходы.

В то же время, согласно информации ФГУП «ПО «Маяк»», получить кондиционированные ВАО, соответствующие по относительному радионуклидному составу и содержанию радионуклидов конкретной партии переработанных ОТВС (с учетом долговременной выдержки ОТВС перед переработкой), практически невозможно. Следовательно, активности продуктов деления и актиноидов в кондиционированных ВАО могут отличаться от активностей радионуклидов в партии ОТВС, поступившей на переработку.

Приведем краткий обзор существующих подходов к установлению (оценке) эквивалентности отходов.

Компания BNFL (Великобритания) предлагает оценивать радиологическую эквивалентность разных типов отходов с помощью интегрированного потенциала токсичности (ИПТ) [4]. Интегрированный потенциал токсичности отходов определяется как объем воды (в кубических метрах), необходимый для того, чтобы растворенный в нем 1 м³ отходов создал коллективную дозу 1 мЗв при использовании этого объема воды в течение одного года. Потенциал токсичности затем интегрируется по выбранному отрезку времени, который может составлять от 1 000 до 25 000, от 30 000 до 100 000 или от 50 000 до 500 000 лет.

В работе [5] определяется радиологическое воздействие с учетом коллективных доз персонала и населения при транспортировании нескольких типов отходов, а также коллективных и индивидуальных доз населения при различных условиях захоронения РАО и после захоронения. Суммарное воздействие отходов оценивается с учетом 15 факторов. Радиологические факторы в каждом случае комбинируются с помощью весовых коэффициентов, базирующихся на пяти различных точках зрения: нейтральной, про-ядерной, анти-ядерной, мнении принимающей страны и мнении отправляющей страны. Соответственно формируются пять наборов весовых коэффициентов по факторам. Значения весовых коэффициентов факторов находились в интервале от 10⁻⁵ до 10². Выбранные весовые коэффициенты факторов затем умножаются на величину воздействия каждого из 15 факторов с целью получения взвешенного

воздействия по каждому фактору для каждой точки зрения. Суммарное взвешенное воздействие РАО получается суммированием взвешенных воздействий всех 15 факторов.

Цель исследования [6] — поиск альтернативных стратегий хранения и захоронения низкоактивных радиоактивных отходов (НАО) и среднеактивных радиоактивных отходов (САО) с учетом различных точек зрения. Для выбора оптимального варианта обращения с РАО рассматриваются следующие параметры: финансовые затраты (на хранение, транспортирование и захоронение), радиологические воздействия на персонал (индивидуальные дозы при хранении, транспортировании и захоронении), индивидуальные и коллективные дозы для населения (при транспортировании, хранении и после захоронения РАО) для временных интервалов от 0 до 10³, от 10³ до 10⁴ и более 10⁴ лет. Авторы данного исследования приходят к выводу, что для сравнения вариантов обращения с РАО необходимо учитывать экономические и радиологические воздействия разных форм отходов и способов захоронения с учетом их весовых факторов.

В работе [7] оценивается радиологическое воздействие на население сбросов, нарабатываемых в течение 30 лет эксплуатации гипотетического реактора мощностью 20 ГВт (эл.), при переработке ОЯТ и захороненных РАО от переработки ОЯТ, а также самого ОЯТ. Выбраны следующие потоки отходов и методы захоронения: сбросы жидких РАО, газообразные выбросы, захороненные в траншеях НАО и САО в хранилище на юге Англии, а также ВАО и ОЯТ в глубоком геологическом захоронении. В результате вычисляется максимум потенциальной годовой дозы облучения и рисков для отдельных людей и максимум коллективной дозы для четырех групп населения (местного, страны, стран ЕС и мира в целом) в будущем (50, 100, 10³, 10⁴, 10⁶ и 10⁸ лет). При этом учитывались сценарии нормальной эксплуатации хранилищ и сценарии вторжения в хранилище.

Работа [8] обобщает результаты исследований [7, 9] и сравнивает два варианта обращения с отходами — прямое захоронение ОЯТ и переработка ОЯТ — по стоимости и радиологическому влиянию с использованием мультифакторного анализа (МФА).

В работе [10] для определения радиационной эквивалентности рекомендуется пошаговый подход с использованием простых подходов (вместе с границами их применения). Простые подходы означают, что суммарный результат получается с учетом трех факторов: активности, весовых коэффициентов и распада для каждого радионуклида, просуммированных по списку основных радионуклидов в РАО. Весовыми факторами могут быть дозовые коэффициенты (пероральные или

ингаляционные), энергии гамма-излучения или тепловыделение. Рекомендуется изначальное проведение технической оценки отходов, чтобы определить, могут ли быть применены простые подходы для определения радиационной эквивалентности.

В работе [11] обсуждается потенциальная опасность для здоровья (радиотоксичность) различных групп радионуклидов отработанного топлива и отходов от переработки топлива реакторов CANDU (CANada Deuterium Uranium — реактор на обычном природном уране) как функция от времени. Рассматриваются четыре группы радионуклидов: актиноиды, продукты деления, продукты активации циркония и продукты активации примесей в топливе. Радиотоксичность определяется на основе пероральных дозовых коэффициентов в предположении, что активные материалы прямо поступают в организм человека без рассеивания, абсорбции и растворения в геосфере и биосфере. Потенциальная опасность для здоровья (potential health hazard — PHH) вычисляется переводом радиотоксичности каждой группы радионуклидов в значения риска.

В работе [12] используются параметры ранжирования (ranking parameter — RP), учитывающие соотношения «выгоды — риска — затрат». Эти параметры ранжирования определены как риск для здоровья человека, переведенный в денежный эквивалент. Оценка риска для здоровья основывается на анализе различных путей формирования дозы для людей, проживающих на территориях, примыкающих к промплощадке ядерной установки. Доза суммируется для всех путей облучения и для всех радионуклидов в отходах. Значение риска для здоровья для каждого типа отходов основывается на интегрировании индивидуальных доз для всего населения и по всему периоду времени существования РАО. Радиоактивный распад учитывается простым экспоненциальным множителем.

В работе [13] представлен наиболее общий метод оценки эквивалентности РАО, который учитывает все перечисленные выше подходы, с использованием мультифакторного анализа (МФА). Этот метод обеспечивает баланс между набором различных факторов, таких как радиологические воздействия и затраты с различных точек зрения. Метод позволяет осуществить сравнение двух и более видов отходов на основе нескольких показателей с использованием весовых коэффициентов для учета относительной важности каждого показателя. Результатом является суммарное значение радиотоксичности для каждого вида отходов. Когда значения радиотоксичности оказываются одинаковыми, отходы могут считаться эквивалентными. Используемое дерево МФА показано на рис. 1.

Радиологические воздействия разделены на два периода времени: до захоронения РАО и после захоронения. При этом рассматривается облучение двух различных групп — персонала и населения. До захоронения рассматриваются радиологические воздействия, возникающие в результате транспортировки отходов и собственно процесса захоронения. Используются следующие показатели: оценки коллективных и индивидуальных доз персонала при транспортировке и захоронении РАО, а также индивидуальные и коллективные дозы населения только при транспортировке РАО. Для периода времени после захоронения учитывались радиологические воздействия, возникающие в результате миграции радионуклидов из репозитория или в результате вторжения в репозиторий. Коллективные дозы в будущем, в периоды времени до 10^6 лет, и пиковые индивидуальные дозы вследствие миграции радионуклидов из каждого вида отходов рассматриваются вместе с индивидуальными дозами и рисками вторжения. Кроме того, рассматривается время проявления максимальной индивидуальной дозы. Данные о радиологических воздействиях после захоронения брались из литературы.

Другим показателем для оценки эквивалентности была цена удаления отходов в репозиторий, которая разделена на цену транспортирования и цену захоронения РАО. Полная оценка каждого вида отходов получена суммированием оценок различных показателей в соответствии с деревом МФА.

Обобщая приведенную информацию можно сделать вывод, что в мире на сегодняшний день отсутствует общепринятый подход для установления эквивалентности радиоактивных отходов с различными физико-химическими характеристиками и радионуклидным составом. Наиболее общим методом установления эквивалентности отходов является метод мультифакторного анализа с использованием различных радиологических и ценовых факторов, а также весовых коэффициентов, учитывающих важность этих факторов. Метод МФА разработан для установления эквивалентности отходов различных категорий, и для его применения требуется целый ряд допущений о характеристиках хранилищ для захоронения РАО, сценариях выхода радионуклидов, важности каждого из используемых радиологических и ценовых факторов. Результат оценки эквивалентности отходов с использованием МФА существенно зависит от выбранных допущений, что затрудняет его практическое применение. Для определения эквивалентности отходов с близкими характеристиками можно использовать более простые критерии с учетом границ их применимости.

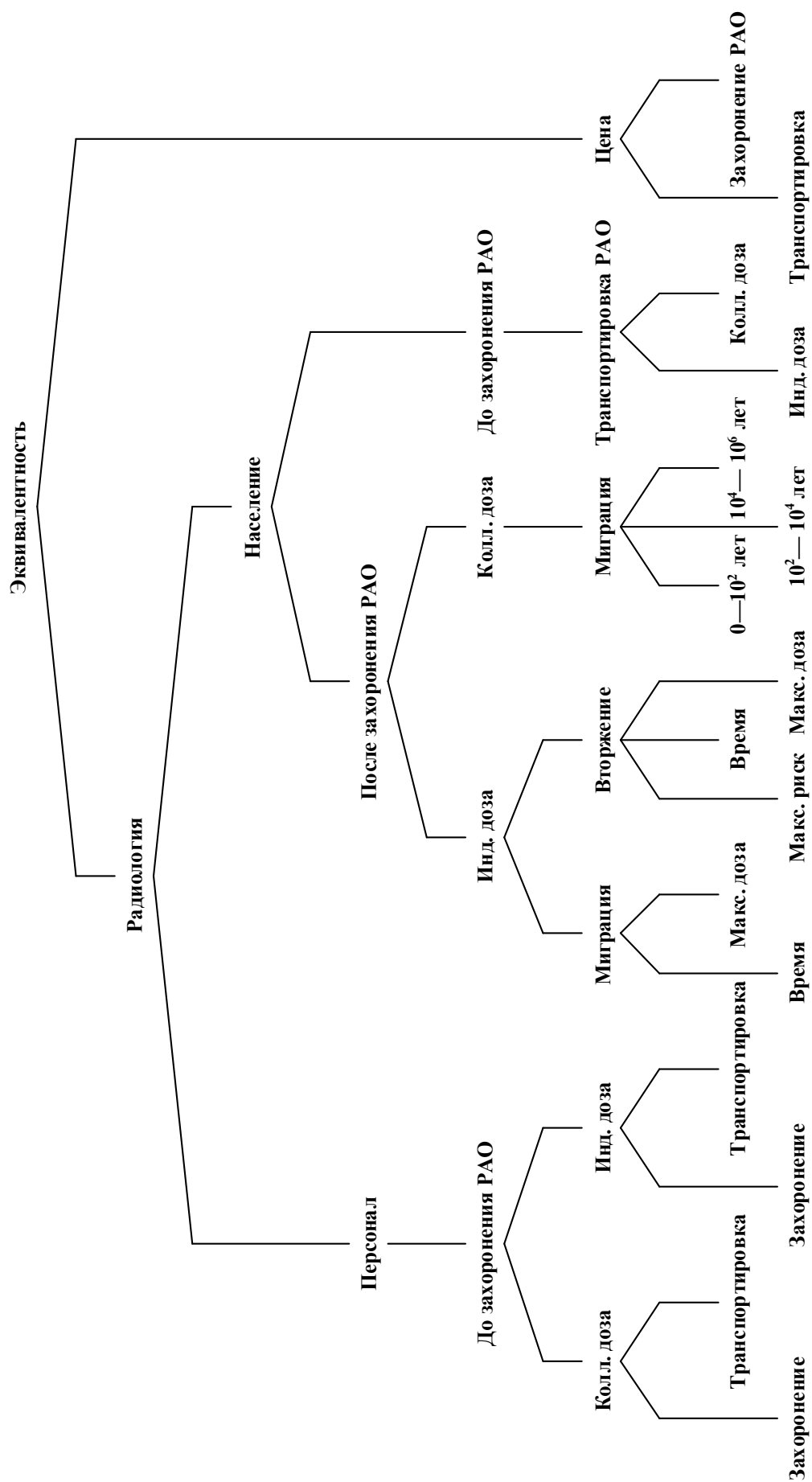


Рис. 1. Схема мультифакторного анализа

2. ОБОСНОВАНИЕ ИСПОЛЬЗОВАННОГО В МЕТОДИКЕ ПОДХОДА ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭКВИВАЛЕНТНОСТИ ОТВС И ВАО

На сегодняшний день не существует общепринятого критерия эквивалентности РАО с различным радионуклидным составом. При разработке и обосновании требований к критерию эквивалентности ВАО от переработки ОЯТ и отправленных на переработку ОТВС принималась во внимание форма ВАО — стеклянная матрица, размещенная в формообразующих бидонах и герметичных пенах, а также то, что радионуклидный состав ВАО, возвращаемых в Украину, определяется радионуклидным составом перерабатываемых ОТВС реакторов ВВЭР-440.

2.1. Требования к критерию эквивалентности ВАО

В общем случае РАО с различающимся радионуклидным составом можно считать эквивалентными, если воздействие данных отходов на человека будет одинаковым на всех этапах обращения с ними.

Обращение с остеклованными ВАО в Украине будет включать следующие основные мероприятия: транспортировку и долгосрочное хранение до захоронения; захоронение в геологическом хранилище. Эквивалентность ВАО, полученных от переработки украинского ОЯТ, и смешанных ВАО, возвращаемых в Украину, должна определяться на основе сравнения оценок воздействия радионуклидов на человека при указанных мероприятиях. При этом необходимо рассматривать и сравнивать текущее облучение (при нормальных условиях деятельности) и потенциальное облучение (при аварийных событиях).

Соответственно, выбранный в Методике критерий эквивалентности должен обеспечивать выполнение (с учетом расчетных оценок соответствующих величин) следующих требований.

1. Требование по ограничению текущего облучения людей при транспортировке и долгосрочном хранении ВАО. Можно предположить, что во время транспортировки и долгосрочного хранения выход радиоактивных веществ в окружающую среду из стеклянной матрицы будет несущественным. Поэтому как меру эквивалентности при данной деятельности можно рассматривать мощность эквивалентной дозы γ -излучения (МЭД) от упаковок ВАО.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$\text{МЭД}^{\text{ЭКВ}} = \text{МЭД}^{\text{ИСХ}},$$

где $\text{МЭД}^{\text{ЭКВ}}$ — мощность дозы γ -излучения от возвращаемых упаковок ВАО; $\text{МЭД}^{\text{ИСХ}}$ — мощность дозы γ -излучения от упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС.

2. Требование по ограничению текущего облучения людей при захоронении ВАО в геологическом хранилище. На сегодняшний день считается, что инженерные барьеры геологического хранилища должны сохранять целостность в течение примерно 1000 лет. Далее могут происходить их разрушение и постепенная миграция радионуклидов. Воздействие радионуклида, мигрирующего из геологического хранилища, на критическую группу людей зависит от миграционных характеристик радионуклида, его периода полураспада, радиотоксичности и пр. В качестве эквивалента радиационного воздействия i -го радионуклида на людей можно использовать интегральную по времени дозу D_i , получаемую человеком (представителем гипотетической критической группы людей) вследствие миграции радионуклида из геологического хранилища.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$\sum A_i^{\text{ЭКВ}} \cdot D_i = \sum A_i^{\text{ИСХ}} \cdot D_i,$$

где $A_i^{\text{ИСХ}}$ — активность i -го радионуклида в упаковках ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС; $A_i^{\text{ЭКВ}}$ — активность i -го радионуклида в возвращаемых отходах; D_i — интегральная по времени доза облучения при поступлении i -го радионуклида в организм человека.

3. Требование по ограничению потенциального облучения людей при транспортировке и долгосрочном хранении ВАО. Потенциальное облучение может быть обусловлено аварийными событиями. Наиболее опасным является событие, приводящее к разрушению упаковки ВАО с последующим ингаляционным поступлением радионуклидов в организм человека. В качестве эквивалента радиационного воздействия радионуклидов на людей можно использовать суммарный ингаляционный дозовый эквивалент $E_{\text{потен}}$ (сумма произведения удельной активности i -го радионуклида и его радиотоксичности при ингаляционном поступлении в организм человека).

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие

$$E_{\text{потен}}^{\text{ЭКВ}} = E_{\text{потен}}^{\text{ИСХ}},$$

где $E_{\text{потен}}^{\text{ЭКВ}}$ — суммарный ингаляционный дозовый эквивалент упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС; $E_{\text{потен}}^{\text{ИСХ}}$ — суммарный

ингаляционный дозовый эквивалент упаковок возвращаемых ВАО.

4. *Требование по ограничению потенциального облучения людей при захоронении ВАО в геологическом хранилище.* Потенциальное облучение может быть обусловлено аварийными событиями — случайными вторжениями в хранилище через 1000 лет после передачи упаковок ВАО в Украину. Критерием эквивалентности для такого события так же, как и в требовании 3, может быть выбран суммарный ингаляционный дозовый эквивалент.

5. *Требование по ограничению количества (объема) возвращаемых ВАО.* Различие радионуклидного состава ВАО от переработки ОТВС украинских АЭС и возвращаемых ВАО не должно приводить к увеличению количества возвращаемых упаковок и объема ВАО.

Для эквивалентности отходов должно выполняться условие:

$$V^{\text{ЭКВ}} \leq V^{\text{ИСХ}},$$

где $V^{\text{ЭКВ}}$ — суммарный объем возвращаемых ВАО; $V^{\text{ИСХ}}$ — суммарный объем упаковок ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС.

2.2. Подход, использованный в Методике

При разработке Методики в качестве критерия эквивалентности выбран суммарный эквивалент активности радионуклидов — сумма произведений активности радионуклидов на безразмерные коэффициенты воздействия, учитывающие степень воздействия данных радионуклидов на человека. Коэффициенты воздействия выбраны равными значениям дозовых коэффициентов радионуклидов для перорального поступления [14].

Суммарный эквивалент активности радионуклидов E определяется по формуле

$$E = \sum B_i \cdot A_i,$$

где B_i — безразмерный коэффициент воздействия, равный пероральному дозовому коэффициенту i -го радионуклида; A_i — активность i -го радионуклида в ВАО.

Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для продуктов деления, которые учитываются в Методике, приведены в табл. 1, а для актиноидов — в табл. 2. Выбранный критерий учитывает относительную радиотоксичность радионуклидов в ВАО. При данном подходе долгоживущие актиноиды вносят существенный вклад в суммарный эквивалент активности, что позволяет адекватно учитывать воздействие отходов не только на момент передачи, но и на последующих этапах обращения с ВАО.

Условием эквивалентности (*условие 1*) отправленных на переработку партий ОТВС и ВАО, возвращаемых в Украину, выбрано равенство суммарных эквивалентов активности радионуклидов на момент возврата:

$$E_{\text{ВАО}} = E_{\text{ОТВС}},$$

где $E_{\text{ВАО}}$ — суммарный эквивалент активности радионуклидов в возвращаемых ВАО; $E_{\text{ОТВС}}$ — суммарный эквивалент активности радионуклидов в отправленных на переработку ОТВС, с учетом извлечения продуктов переработки.

Таблица 1. Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для продуктов деления [14]

Радионуклид	Период полураспада ($T_{1/2}$)	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Коэффициент воздействия
Sr-90	29,1 года	2,8 E-08	3,07 E-08
Y-90*	2,67 суток	—	—
Cs-137	30,0 лет	1,3 E-08	1,3 E-08
Ba-137m*	2,552 мин	—	—

* Вклад дочерних радионуклидов учтен в коэффициенте воздействия родительского ядра.

Таблица 2. Дозовые коэффициенты и коэффициенты воздействия для актиноидов [14]

Радионуклид	Период Полураспада ($T_{1/2}$), лет	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Коэффициент воздействия
Cm-244	18,1	1,2 E-07	1,2 E-07
Pu-240	6,54 E+03	2,5 E-07	2,5 E-07
Am-243	7,38 E+03	2,0 E-07	2,01 E-07
Np-239**	2,36 суток	8,0 E-10	—
Pu-239	2,41 E+04	2,5 E-07	2,5 E-07
Pu-241	14,4	4,8 E-09	4,8 E-09
Am-241	4,32 E+02	2,0 E-07	2,0 E-07
Pu-238	87,7	2,3 E-07	2,3 E-07

** Вклад дочернего радионуклида учтен в коэффициенте воздействия родительского ядра.

Дополнительным условием (*условие 2*) является непревышение суммарным эквивалентом активности актиноидов в возвращаемых ВАО ($E_{\text{ВАО}}^{\text{акт}}$) суммарного эквивалента активности актиноидов в отправленных на переработку ОТВС, с учетом извлечения продуктов переработки ($E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}}$):

$$E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} - \Delta E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} \leq E_{\text{ВАО}}^{\text{акт}} \leq E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}} + \Delta E_{\text{ОТВС}}^{\text{акт}},$$

где ΔE — погрешность определения суммарного эквивалента активности актиноидов.

2.3. Анализ выполнения требований эквивалентности ВАО при использовании выбранного в Методике критерия эквивалентности

На момент передачи суммарная активность ВАО более чем на 90 % определяется продуктами деления, а именно Sr-90 и Cs-137. Так как Sr-90 является β -активным, МЭД при транспортировке ВАО будет определяться активностью Cs-137.

Спектр продуктов деления практически не зависит от делящегося ядра; соответственно, соотношение активностей Sr-90 и Cs-137 в ВАО определяется средним выгоранием топлива. Относительный вклад Sr-90 и Cs-137 в сумму их активностей в зависимости от выгорания для ОТВС ВВЭР-440 представлен в табл. 3 (для ТВС типа РК, обогащение 3,6 %).

Вклад актиноидов в суммарный эквивалент активности в зависимости от выгорания для ОТВС ВВЭР-440 (для ТВС типа РК, обогащение 3,6 %) приведен ниже:

Выгорание топлива, ГВт·сут/т U	10	20	30	36
Вклад актиноидов, %	0,95	2,85	6,27	9,19

Как видим, наработка актиноидов существенно зависит от выгорания топлива. Поскольку количества долгоживущих актиноидов в возвращаемых Украине ВАО и в ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС, равны с учетом погрешности (условие 2), то среднее выгорание украинских ОТВС, отправленных на переработку, соответствует выгоранию ОТВС, из которых получены возвращаемые ВАО. Соответственно, из равенства эквивалентов активностей следует равенство активностей Sr-90 и Cs-137 в ОЯТ и возвращаемых ВАО.

Исходя из изложенного, можно утверждать, что из соблюдения условий 1 и 2 следует, что активности Cs-137, а соответственно, и МЭД в возвращаемых ВАО и ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС, равны с учетом погрешностей. Требование 1, приведенное в параграфе 2.1, выполняется.

При нормальной эксплуатации глубокого геологического хранилища можно считать, что основным путем выхода радионуклидов будет выход с грунтовыми водами после разрушения защитных

барьеров хранилища. Соответственно, интегральная по времени доза D , обусловленная радионуклидами в ВАО, будет определяться по формуле

$$D = \sum K_i \cdot B_i \cdot A_i,$$

где K_i — коэффициент, характеризующий поступление i -го радионуклида из хранилища в организм человека; B_i — пероральный дозовый коэффициент i -го радионуклида; A_i — активность i -го радионуклида в ВАО.

Миграционная способность, определяющая значение K_i у радионуклидов, существенно различается, однако для консервативных оценок можно принять ее равной максимальной миграционной способности для высокоподвижных радионуклидов и вынести за оператор суммы. Тогда консервативная оценка интегральной по времени дозы будет пропорциональна эквиваленту активности:

$$D = K \cdot E_{\text{ВАО}},$$

где K — коэффициент поступления i -го радионуклида из хранилища для подвижных радионуклидов; $E_{\text{ВАО}}$ — эквивалент активности ВАО.

Соответственно, из соблюдения условия 1 следует равенство консервативных оценок интегральных по времени доз условной критической группы лиц, обусловленных радионуклидами в возвращенных ВАО и ВАО, полученных от переработки украинских ОТВС. Таким образом, выполнение условий 1 и 2 обеспечивает выполнение требования 2.

Для ВАО от переработки ОЯТ на момент передачи суммарный дозовый эквивалент от ингаляционного поступления более чем на 90 % определяется вкладом долгоживущих актиноидов. Соотношения дозовых коэффициентов для ингаляционного и перорального поступления для актиноидов приведены в табл. 4 и для основных дозообразующих актиноидов составляют примерно 1:200.

Таким образом, при консервативном подходе суммарный ингаляционный дозовый эквивалент равен суммарному пероральному дозовому эквиваленту, умноженному на 200. Соответственно, из выполнения условия 2 следует выполнение требования 3.

Таблица 3. Относительный вклад Sr^{90} и Cs^{137} в сумму их активностей, %

Продукт деления	Выгорание топлива, ГВт·сут/т U									
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50
Sr-90	46	46	45	44	43	42	42	41	40	40
Cs-137	54	54	55	56	57	58	58	59	60	60

Таблиця 4. Соотношения дозовых коэффициентов для ингаляционного и перорального поступления для актиноидов

Радионуклид	Период полураспада ($T_{1/2}$), лет	Дозовый коэффициент пероральный, Зв/Бк	Дозовый коэффициент* ингаляционный, Зв/Бк	Отношение ингаляционного дозового коэффициента к пероральному
Cm-244	18,1	1,2 E-07	2,7 E-05	225,00
Pu-240	6,54 E+03	2,5 E-07	5,0 E-05	200,00
Am-243	7,38 E+03	2,0 E-07	4,1 E-05	205,00
Pu-239	2,41 E+04	2,5 E-07	5,0 E-05	200,00
Pu-241	14,4	4,8 E-09	9,0 E-07	187,50
Am-241	4,32 E+02	2,0 E-07	4,2 E-05	210,00
Pu-238	87,7	2,3 E-07	4,6 E-05	200,00

* Для средней (Moderate) абсорбции в легких.

Через 1000 лет после захоронения активность ВАО более чем на 85 % определяется активностью актиноидов. Ингаляционный дозовый эквивалент для ВАО определяется актиноидами практически на 100 %. С учетом пропорциональности перорального и ингаляционного дозовых эквивалентов из выполнения условия 2 следует выполнение требования 4.

На момент передачи суммарная активность ВАО более чем на 90 % определяется продуктами деления, а именно Sr-90 и Cs-137. Из соблюдения условий 1 и 2 следует, что суммарный эквивалент активности продуктов деления, а соответственно, суммарная активность продуктов деления в партии возвращаемых ВАО и партии ВАО, полученных

от переработки украинских ОТВС, также равны. Так как удельная активность и масса ВАО в упаковке зафиксирована в Методике [2], то количество упаковок ВАО и объем ВАО, возвращаемых Украине и полученных от переработки украинских ОТВС, будут равны.

Выполнение условий 1 и 2, а также ограничение на удельную активность и массу ВАО в упаковке обеспечивает выполнение требования 5.

Таким образом, выполнение условий эквивалентности, используемых в Методике, обеспечивает выполнение требований 1—5 и, соответственно, гарантирует эквивалентность ВАО при их транспортировке, долговременном хранении и захоронении.

Список использованной литературы

1. О порядке ввоза в Российскую Федерацию облученных тепловыделяющих сборок ядерных реакторов: Постановление Правительства Российской Федерации от 11.07.2003 № 418.
2. *СОВ-Н ЯЭК 1.027:2010*. Методика расчета количества высокоактивных отходов, возвращаемых Украине после технологического хранения и переработки партии ОТВС ВВЭР-440: Отраслевой стандарт Минэнергоугля Украины.
3. *Проект TACIS-U4.03/04*. Разработка государственной стратегии и концепции государственной программы обращения с радиоактивными отходами в Украине. Отчет по Задаче 5.3.2 «Переработка и перевозка высокоактивных отходов». — 2008.
4. British Nuclear Fuels PLC. Information on the environmental implications for the UK of THORP waste substitution and its application using "integrated toxic potential". Draft Report BNFL (1994).
5. *Fearn H. S., Smith G. M., Davis J. P. and Hill M. D.* Investigation of whether various types of radioactive waste are equivalent in terms of the radiological impact associated with their disposal EUR 12062 EN (1989).
6. Radioactive Waste (Professional) Division of the Department of the Environment. Assessment of Best Practicable Environmental Options (BPEOs) for management of low and intermediate level solid radioactive wastes. HMSO (1986).
7. *Mobbs S. F., Harvey M. P., Martin J. S., Mayall A. and Jones M. E.* Comparison of the Waste Management Aspects of Spent Fuel Disposal and Re-processing: Post-disposal Radiological Impact. NRPB-M282 (1990).
8. *Mobbs S. F.* Environmental considerations of different fuel management options. In The management of irradiated nuclear fuel. Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers 17—18 November 1992. Mechanical Engineering Publications Ltd (1992).
9. *Schaller K. H., Dalrymple G. J., Dodds R., Malherbe J., Mehling O. and Mobbs S. F.* Assessment of radioactive waste management scenarios for light-water reactor spent fuel. IN Proc. 3rd EC Conf. Rad. Waste Management and Disposal, Luxembourg 17—21 Sept. 1990, EUR 13389 (1991).
10. *Orlowski S. and Schaller K. H. (Eds).* Radioactive waste equivalence: Report by a working group set

- up in the framework of the 'Community plan of action in the field of radioactive waste'. Euradwaste series No. 3. CEC Brussels EUR 12879 EN (1990).
11. *Mehta K., Sherman G. R. and King S. G.* Potential health hazard of nuclear fuel waste and uranium ore. AECL Research, Whiteshell Laboratories, Manitoba. AECL-8407 (1991).
 12. *Gilbert T. L. and Luner C.* Analysis of alternatives for greater-confinement disposal of low-level radioactive waste. DOE/LLW-T (1985).
 13. *Titsley J. G., Mobbs S. F., Carey A. D. and Penfold J. S. S.* Elements for assessment the equivalence between radioactive waste materials. Final report. Commission of the European Communities, Luxembourg EUR 17241 EN (1996).
 14. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiations and for the Safety of Radiation Sources. IAEA Safety Series No. 115 (2003).

Получено 05.11.2013

УДК 621.039-78:539.12.043

В. Н. Васильченко¹, Я. А. Жигалов¹, А. В. Носовский², Г. А. Сандул¹¹ ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования»
(ГП «ГНИЦ СКАР») Минэнергоугля Украины, г. Киев² ГП «Государственный научно-технический центр по ядерной и радиационной безопасности»
(ГП «ГНТЦ ЯРБ»), г. Киев**НЕКОТОРЫЕ СЦЕНАРИИ ДЕГРАДАЦИИ БЕТОННЫХ КОНСТРУКЦИЙ,
ИСПОЛЬЗУЕМЫХ В КАЧЕСТВЕ ЗАЩИТНЫХ БАРЬЕРОВ В ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГЕТИКЕ**

Рассмотрена кинетика физико-химических процессов разрушения материала железобетонных контейнеров, используемых в качестве защитных барьеров в ядерной энергетике. Проведен обобщающий анализ характеристик материалов конструктивных бетонов, применяемых, в частности, для производства контейнеров РАО. Рассмотрены некоторые химические реакции и механизмы, влияющие на прочностные свойства материала контейнера. Изучена кинетика протекания процессов деградации бетона контейнеров РАО и выполнен анализ динамики концентрации локальных центров разрушения в бетоне под влиянием рассматриваемых физико-химических процессов во время эксплуатации.

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

В публикациях [1, 2], на макроуровне, рассмотрена кинетика поведения системы “контейнер + радиоактивные материалы”, где в качестве защитного барьера (ЗБ) выступал контейнер, а радиоактивных материалов — радиоактивные отходы (РАО).

Контейнер был выбран для рассмотрения как наиболее распространенный в ядерной энергетике ЗБ [3] и простой¹ с точки зрения его математического описания. Речь идет о классе контейнеров для захоронения долгосуществующих среднеживущих РАО [4].

Цель данной серии статей — привести сжатую информацию, которая может быть полезна разработчикам контейнеров и эксплуатирующей организации, относительно природы процессов, протекающих в системе “контейнер + РАО” в процессе ее эксплуатации.

Решение проблемы создания контейнера, удовлетворяющего определенным заданным требованиям, которые бы позволили обеспечить выполнение его защитных функций в реально существующей окружающей среде (ОС), следует рассматривать как реализацию некоторой программы, включающей в себя, в свою очередь, решение задач разного класса и характера, в том числе:

- задачи в области материаловедения:

- а) оптимизация состава и свойств бетона (цементы, наполнители, добавки и т. д.) для производства контейнеров с учетом реальных условий их эксплуатации;

- б) оптимизация свойств металлической арматуры;

- в) взаимодействие бетона с металлической арматурой и др.;

- задачи в области радиационной физики и/или радиационной химии, например действие γ -излучения на материалы, потенциально используемые для производства бетонных и/или железобетонных контейнеров;

- изучение механизмов разрушения различных композиционных систем (композиты, потенциально используемые для производства контейнеров);

- влияние на данные контейнеры различных факторов ОС, таких как:

- а) перепады температуры;

- б) влажность;

- в) механические нагрузки (давление при складировании контейнеров по принципу штабельной упаковки) и др.;

- организационные задачи:

- а) составление эксплуатационной документации (инструкции, регламенты и др.);

- б) создание “информационной оболочки”, назначение которой — постоянно предоставлять достоверную необходимую и достаточную информацию, в общем случае, о состоянии ЗБ, об условиях их эксплуатации, о существовании различных проблем и принятии решений по их упреждению или устранению;

- в) составление документации в информационной области (мониторинг, обработка данных и пр.);

- г) создание определенных организационных структур в области мониторинга, проведения ремонтных работ (если это возможно в принципе), для выполнения надзорных функций и др.;

- осуществление надзорных функций за выполнением соответствующих норм, правил и стандартов в области ядерной и радиационной безопасности;

¹ Простой по сравнению, например, с корпусом реактора, какой-либо намывной дамбой или другими ЗБ.

- постоянное проведение анализа безопасности на всех этапах жизненного цикла ЗБ¹ (научное сопровождение его функционирования и т. д.);
- изучение вопросов, связанных с экономическим аспектом создания и функционирования ЗБ;
- изучение вопросов обеспечения физической защиты ЗБ и др.

Совершенно очевидно, что, приняв концепцию дальнейшего развития ядерной энергетики, необходимо развивать и соответствующие специализированные научно-технические направления, “вращающиеся” вокруг единого стержня — безопасности. В этой связи необходимо создавать специализированное научное направление, которое бы интегрировало знания в области создания и функционирования ЗБ, разрабатывая соответствующие системы алгоритмов действия на основе рациональной мультипликации знаний и деятельности. Эта идеология не нова и, в соответствии с общей теорией управления, ее следует рассматривать как одно из требований организации процессно-ориентированной деятельности любых предприятий как организованных систем.

Решая весь комплекс проблем при создании и функционировании ЗБ, необходимо дифференцировать стратегические проблемы и цели на их тактические составляющие и, далее, на отдельные задачи. При этом, изучая каждый вопрос, нужно формулировать и соблюдать принцип “целевого назначения”: каждое действие должно иметь четко сформулированное, желательно однозначно, свое целевое назначение.

Когда речь идет о создании ЗБ, следует обратить внимание на существование двух составляющих этого процесса: создание непосредственно самого ЗБ (проектирование, строительство и/или изготовление), а также обеспечение условий его функционирования (обслуживание — ремонт, если это принципиально возможно; защита от разрушения и т. д.). При этом наиболее актуальны те научные исследования, которые направлены на выявление проблем на всех уровнях создания ЗБ. Далее выявленные проблемы необходимо расставить по приоритету, а потом уже решать их.

Для реализации рассмотренной программы необходимо начинать с анализа материала контейнера и кинетики процессов, которые в нем происходят. Обсуждению некоторых вопросов из этого ряда и посвящена настоящая статья.

Аналитическая записка. Прежде всего, согласно нашей модели, контейнер представляет собой некоторый железобетонный объект, что может

объединять его с другими ЗБ, представляющими собой железобетонные конструкции или их элементы. Поэтому проводимый нами анализ в области материаловедения бетонов является некоторой основой для обобщения.

Поскольку методология исследования носит теоретико-аналитический характер, кратко рассмотрим некоторые из приведенных выше задач с точки зрения подготовки их к решению: формулировка задачи, методы решения, граничные условия и др. В этой связи часть материала представлена в виде аналитического авторизованного обзора в форме аналитической записки.

Прежде чем перейти к прочностным характеристикам и долговечности конкретной системы “бетон + железная арматура”, кратко рассмотрим такой композитный материал, как бетон, и влияние его химико-минералогического состава на прочностные характеристики соответствующих изделий.

Приведем несколько общих замечаний, которые справедливы практически для всех марок бетонов [5—10].

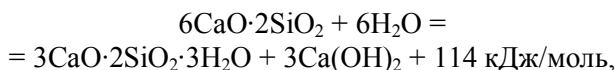
В производстве бетонов основное внимание уделяется вяжущим материалам (неорганическим и органическим). В большинстве случаев используют порошкообразные неорганические вяжущие материалы, которые смешиваясь с водой или другой жидкостью, например с растворами солей, щелочей или кислот, образуют пластическое тесто, преобразующееся в дальнейшем в камнеподобное тело.

Характерной особенностью бетонов является то, что процесс отвердевания раствора начинается с уплотнения и увеличения “густоты” (плотности) образующегося пластического теста с последующим превращением его в камнеподобное тело, которое со временем набирает твердость в результате протекания в нем физико-химических процессов. Природа этих процессов сложна и неоднозначна. Однако считается, что механизм образования конечного продукта — камнеподобного тела — связан с процессами структурообразования.

Несмотря на огромное количество работ, посвященных этой теме, общепринятой теории, которая бы устанавливала связь между минералогическим составом, видом продуктов гидратации и вяжущими свойствами, пока не существует. Известно лишь, что состав и последовательность кристаллизации гидратных фаз определяются наибольшей термодинамической вероятностью их образования, которая зависит как от технологических факторов (температура, давление, скорость перемешивания и т. д.), так и состава вяжущей системы. При этом заметим, что количественные данные относительно одних и тех же процессов, приведенные различными авторами, значительно отличаются друг от друга.

¹ Разумеется, это требование относится не к конкретному эксплуатирующему персоналу, а к организации, эксплуатирующей данный ЗБ.

Таким образом, твердость и специальные (планируемые заранее) свойства затвердевшего бетона (камнеподобное состояние) в общем случае связаны с его структурой, которая в заданных технологических условиях изготовления является производной от состава и продуктов гидратации. Например, реакция гидратации трикальцийсиликата представлена в следующем виде:



где соединение $3\text{CaO} \cdot 2\text{SiO}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ определяет прочностные и другие характеристики отвержденного цемента, а $3\text{Ca}(\text{OH})_2$ — не что иное, как известь (гидроксид кальция), которая при достижении насыщения начинает кристаллизоваться. Подобным образом происходит гидратация и других компонентов цемента.

Необходимо отметить, что гидратация является экзотермической реакцией, а тепловыделение может существенно ухудшить прочностные и другие характеристики цемента.

На физико-механические свойства цемента влияет и сам процесс его производства: например, размер зерен отдельных минералов, входящих в состав цемента, существенно зависит от времени охлаждения клинкера. Мелкая структура кристаллитов, которая образуется при быстром охлаждении клинкера, способствует улучшению физико-механических свойств конечного изделия, полученного из данного цемента.

Наиболее важно, что долговечность затвердевшего бетона определяется степенью его “нерастворимости” и термодинамической стабильностью соединений, которые входят в состав продуктов затвердевания.

В настоящее время в практике строительства среди неорганических вяжущих материалов наибольшее распространение получили такие, которые затвердевают по гидратационному механизму (изменение состава вяжущего вещества — от безводного до гидратного). К типичным представителям таких вяжущих материалов относятся портланд-цементы (ПЦ), которые производятся совместным измельчением клинкера с гипсом или другими добавками (гипс вводят в ПЦ для увеличения прочности изделий). Именно ПЦ и применяют при создании контейнеров.

ПЦ был запатентован в 1824 г. и назван так за сходство с портландским известняком, который разрабатывали близ портового города Портланд на юге Англии.

Сырьем для современного ПЦ клинкера служат карбонатные породы: известняки, мел, известняковые туфы и др. (около 75 %) в смеси с алюмосиликатными веществами: глинами, глинистыми сланцами, мергелями и др. (около 25 %).

По химическому составу клинкер ПЦ состоит из четырех основных оксидов: CaO — 63...67 %, SiO_2 — 20...24 %, Al_2O_3 — 4...9 %, Fe_2O_3 — 2...4 %. Кроме того, в клинкере, в зависимости от сырья, могут присутствовать соединения MgO , SO_3 , Na_2O , K_2O , TiO_2 , P_2O_5 и др.

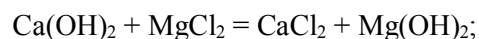
В процессе выжигания смеси сырья (1450 °C) до спекания и образования клинкера образуются четыре основных минерала (точнее, минерализированные твердые растворы): $3\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$ — алит; $2\text{CaO} \cdot \text{SiO}_2$ — белит; $3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3$ — трикальциевый алюминат; $4\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Fe}_2\text{O}_3$ — тетракальциевый алюмоферрит. Эти соединения в реакциях гидратации взаимодействуют с водой по-разному:

- алит быстро реагирует с водой и играет главную роль в “синтезе” твердости конечного продукта, особенно на ранней стадии затвердевания;
- белит медленно реагирует с водой и влияет на твердость бетона только на поздних стадиях затвердевания (даже после одного года);
- трикальциевый алюминат быстро поддается гидратации и затвердению с образованием камнеподобного тела малой твердости; наличие данного соединения может стать причиной сульфатной коррозии бетона;

• тетракальциевый алюмоферрит мало изучен, и однозначно определить его влияние на физико-механические свойства бетона пока невозможно.

На прочностные характеристики бетона влияют и другие химические соединения, в частности:

- оксид магния (при содержании его в клинкере более 5 %). Поддается медленной гидратации с образованием гидратной формы $\text{Mg}(\text{OH})_2$, что приводит к увеличению объема в локальной области и служит причиной растрескивания бетона; кроме того, растворы солей магния при содержании ионов магния Mg^{2+} более чем 500 мг/л являются чрезвычайно агрессивными средами и, вступая в реакцию взаимодействия с $\text{Ca}(\text{OH})_2$, образуют растворимую соль кальция и $\text{Mg}(\text{OH})_2$ в виде крохкой массы:



- оксид кальция CaO (при содержании его в клинкере в свободном состоянии в количестве более 1 %). Дает аналогичный результат по тем же причинам, однако при условии его полного “связывания” в силикатные соединения (алит) обуславливает быстрое затвердевание и высокую прочность бетона;

• оксид кремния SiO_2 . Связывает CaO в силикаты (белит), способствующие замедлению затвердевания бетона, но увеличивающие его прочность в более поздние сроки затвердевания и отличающиеся влаго- и коррозионной стойкостью;

- оксид железа Fe_2O_3 . Улучшает спекание клинкера и увеличивает прочностные свойства бетона;

- оксиды Na_2O и K_2O . Негативно влияют на процессы гидратации цемента; кроме того, щелочи способны взаимодействовать с активным кремнеземом (ионное взаимодействие) и вызывать разрушение бетона;

- оксид алюминия Al_2O_3 . Увеличивает скорость затвердевания бетона, однако негативно влияет на его морозостойкость.

Таким образом, физико-химический состав бетона уже сам по себе “провоцирует конфликт”, результатом которого является образование большого количества локальных скрытых и явных центров разрушения по всему объему бетонного изделия. Эти центры из-за протекания физических и/или химических процессов, в конечном счете, и приводят к макроразрушениям.

Из приведенных соотношений “химическое соединение — свойства бетона” можно сделать вывод, что, исследуя какое-либо одно свойство бетона, мы всегда сталкиваемся с конфликтом по отношению к данному свойству со стороны присутствующих соединений. Это, в свою очередь, означает, что при работе с бетоном нельзя ориентироваться только на одно из его свойств: необходим осознанный компромисс (оптимизация) с акцентом на заданное целевое назначение изделия.

Кинетика процессов генерации центров потенциального разрушения бетонного изделия. При рассмотрении системы “контейнер + РАО” все рассмотренные выше процессы, “работающие” на разрушение бетонного камня, согласно классификации процессов, представленных в [2], можно отнести к системе физико-химических процессов, “параллельных” процессам, протекающим с участием γ -излучения. Механизмы их взаимного влияния практически не изучены, но можно предположить, что дополнительное γ -излучение при существующей технологии производства бетонов не будет способствовать их упрочнению. Вопрос о направленном изменении (модификации) свойств бетонов за счет γ -излучения в настоящей статье не освещается.

В [2] рассматривалась система “железобетонный контейнер + РАО”, где первичными скрытыми центрами разрушения N_0 были лишь места сварки стальной арматуры, помещенной в бетонную среду контейнера. Далее предполагалось, что со временем эти центры со скоростью α' переходят во вторичные центры разрушения $N'(t)$, обусловленные физико-химическими процессами, происходящими при взаимодействии различных сред. Также предполагалось, что именно на вторичные центры $N'(t)$ и действует γ -излучение радионуклидов РАО. На начальной стадии исследования такая упрощенная модель, когда количество N_0 весьма ограничено, имеет право на жизнь, тем более что рассматриваемые процессы в том или ином виде обязательно будут происходить. Однако, как следует

из приведенного анализа влияния физико-химических процессов на прочностные характеристики бетонов, скрытых и явных центров разрушения бетонных изделий существенно больше, чем в рассматриваемой ранее модели [2].

Не вдаваясь в детали взаимодействия металлических конструкций с бетонами, следует отметить, что наличие металла в бетоне (металлический скрап, различные конструкции и др.) лишь увеличивает число первичных скрытых центров разрушения железобетонного изделия, например за счет разницы в коэффициентах теплового расширения металла и бетона. Кроме того, необходимо учитывать, что бетон, находящийся внутри металлической арматуры (например, стенки контейнера), занимая довольно большой объем, наиболее подвержен локальному разрушению. Бетонное изделие (традиционный вариант) при наличии в нем арматуры разрушается как с поверхности, так и изнутри. Несмотря на это, наличие жесткой металлической конструкции в железобетонном изделии, в данном случае — контейнере, делает его более устойчивым по отношению к различным механическим колебаниям, нагрузкам на сжатие¹, нагрузкам на прогиб и др.

К сожалению, природа первичных скрытых центров разрушения бетонных и железобетонных изделий и сооружений, а также кинетика их дальнейшего развития (превращение одних центров в другие) почти не известны. Лишь в некоторых случаях, когда установлены физические и/или химические процессы последовательных превращений одних центров в другие, можно, применив рассмотренный в [2] подход к изучению кинетики различных процессов, изучить всю цепочку процессов в бетоне, которые приводят к разрушению конечного изделия.

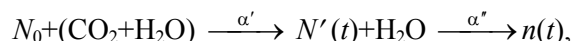
Как известно, процесс выщелачивания — растворение и вымывание компонентов бетона водами малой жесткости такой его составной части, как $\text{Ca}(\text{OH})_2$, что в конечном итоге приводит к увеличению пористости бетона и снижению прочности конечного изделия, — подавляется образованием на поверхности бетонного изделия малорастворимого соединения CaCO_3 . Однако при этом, под влиянием воды, содержащей свободный диоксид углерода², образуется водорастворимый гидрокарбонат кальция, который приводит к поверхностному разрушению бетонного изделия с образованием реальных центров разрушения $n(t)$:



¹ Важно при складировании контейнеров по принципу штабельной упаковки.

² Загазованность, выбросы промышленных предприятий, дождь, влага.

Это типичный последовательный процесс, где $N_0 \equiv \text{CaCO}_3$, а $N' \equiv \text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$, который схематически можно представить в следующем виде:



где α' и α'' — скорости образования соответствующих центров разрушения; t — время изучения (наблюдения) процесса (реальный масштаб времени).

В данном случае, как и в [2], записываем соответствующие кинетические уравнения, решения которых относительно соответствующих центров имеют следующий вид:

$$N(t) = N_0 \cdot e^{-\alpha' t}; \quad (1)$$

$$N'(t) = \frac{\alpha' N_0}{\alpha'' - \alpha'} \cdot [e^{-\alpha' t} - e^{-\alpha'' t}]; \quad (2)$$

$$n(t) = N_0 \cdot \left[1 + \frac{1}{\alpha'' - \alpha'} \cdot (\alpha' \cdot e^{-\alpha'' t} - \alpha'' \cdot e^{-\alpha' t}) \right]. \quad (3)$$

Формула (3) описывает кинетику генерации центров реального разрушения бетонного изделия $n(t)$ и позволяет интерпретировать конечный процесс, который зависит от соотношения величин скоростей α' и α'' соответствующих подпроцессов, а также от количества CaCO_3 в бетоне. Следует обратить внимание на то, что данная формула устанавливает линейную зависимость: $n(t) \sim N_0$, т. е. $n(t)$ пропорционально количеству CaCO_3 .

Естественно, в бетонном изделии, в том числе и в контейнере для захоронения РАО, находится огромное количество молекул CaCO_3 , однако не все из них подвержены воздействию комплекса $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$. Несмотря на это данные молекулы можно рассматривать как первичные (скрытые) центры потенциального разрушения бетонного изделия, которые способны “активироваться” в процессе разрушения бетона.

Предположим, что часть молекул CaCO_3 , которые могут быть подвержены воздействию комплекса $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$, в некоторый начальный момент времени t_0 равна $N_0 \equiv \text{const}$. Далее предположим, что в начальный момент времени молекулы CaCO_3 рассредоточены по некоторой поверхности бетонного изделия и не объединены в кластеры. Кроме того, при превращении одних центров в другие отсутствуют процессы релаксации.

Формулы (1)–(3) дают возможность построить семейства кривых $N = N(t)$, $N' = N'(t)$ и $n = n(t)$ для различных значений α' и α'' .

В настоящее время точные значения скоростей рассмотренных выше реакций в реальных условиях их протекания (“in vivo”) не известны. В таком случае, опираясь на здравый смысл и некоторые данные

о механизмах разрушения бетонов [5]¹, предположим, что наиболее реальные процессы могут быть описаны в рамках следующих граничных условий: $\alpha' < \alpha''$, где $\alpha' = 1/T'$; $\alpha'' = 1/T''$; T' и T'' — характеристическое время соответствующих процессов (химических реакций); далее, для упрощения вычислений, примем, что $T' = \{0, 5, 10\}$ [год], а $T'' = \{0, 2, 5, 5\}$ [год]. Это означает, что из всего гипотетически вероятного семейства кривых, характеризующих данные процессы, для примера мы рассмотрим только две кривые, соответствующие значениям характеристических времен $T' = 5$, $T'' = 2,5$ и $T' = 10$, $T'' = 5$, т. е. случай, когда скорость α'' в два раза больше скорости α' .

Как и в [2], рассмотрим кинетику представленных выше процессов по отдельности, с учетом заданных граничных условий.

Кинетика генерации центров N_0 , описываемая уравнением (1), при образовании центров $N'(t)$ в химическом процессе $N_0 + (\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}) \xrightarrow{\alpha'} N'(t)$ показана кривыми 1 на рис. 1 и 2.

Кинетика генерации центров $N'(t)$, представленная уравнением (2), при образовании центров $n(t)$ в химическом процессе $N'(t) + \text{H}_2\text{O} \xrightarrow{\alpha''} n(t)$, показана кривыми 2 на рис. 1 и 2.

Кинетика генерации центров $n(t)$, представленная уравнением (3), при их образовании в суммарном химическом процессе показана кривыми 3 на рис. 1 и 2.

Из данных, приведенных на рис. 1 и 2, можно сделать следующие выводы:

1. Наиболее вероятно, что почти все первичные скрытые центры разрушения N_0 перейдут в центры N' в течение 30–40 лет, причем с увеличением T' (для данного соотношения T' и T'') данный процесс затягивается во времени в соответствии с кривыми 1.

2. При заданном соотношении скоростей процессов ($\alpha' < \alpha''$) концентрация центров N' начинает накапливаться лишь при значительном уменьшении концентрации центров N_0 , а затем медленно убывает; в случае $\alpha' \ll \alpha''$ получаем $n(t) = N_0 \cdot \alpha' \cdot t$, т. е. образование центров реального разрушения будет определяться лишь скоростью образования центров N' , а значит, скоростью образования молекул $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$.

3. Концентрация реальных центров разрушения $n(t)$, естественно, будет только увеличиваться, что и отражено кривой 3 на рис. 1 и 2.

¹ На макроуровне процесс разрушения бетонов носит нестационарный характер: существуют некоторые пороговые значения в накоплении центров потенциального разрушения, после чего процесс разрушения идет довольно быстро.

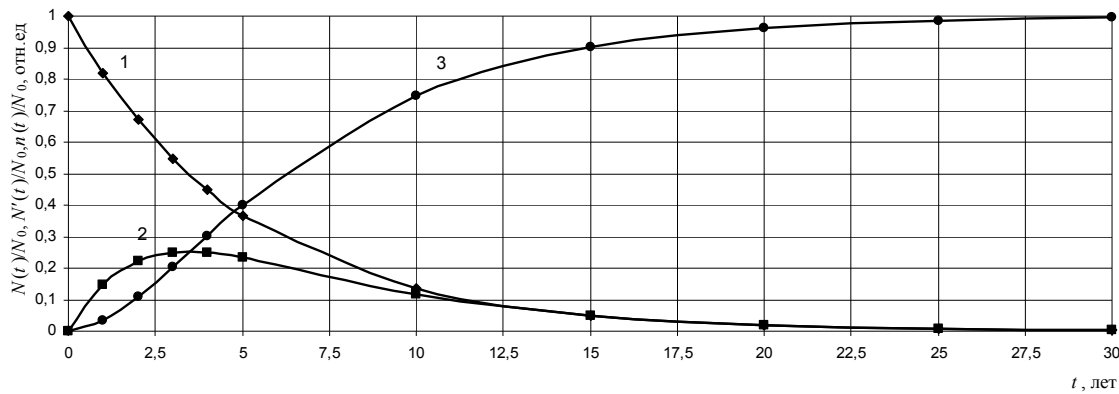


Рис. 1. Кинетика протекания процессов:

1 — $N(t)/N_0$ ($T'=5$); 2 — $N'(t)/N_0$ ($T'=5, T''=2,5$); 3 — $n(t)/N_0$ ($T'=5, T''=2,5$)

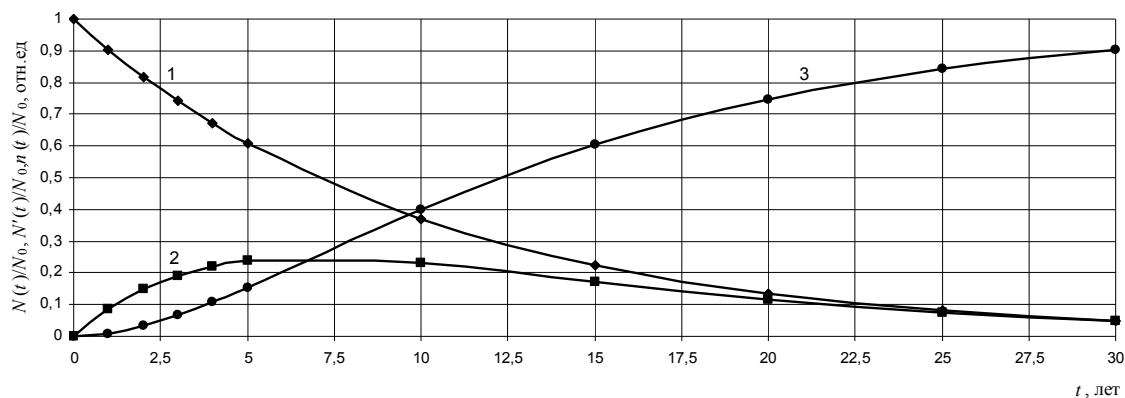


Рис. 2. Кинетика протекания процессов:

1 — $N(t)/N_0$ ($T'=10$); 2 — $N'(t)/N_0$ ($T'=10, T''=5$); 3 — $n(t)/N_0$ ($T'=10, T''=5$)

Интересно также рассмотреть зависимости $n = n(t)$, например, при значениях $T' = \{5, 10, 20\}$ [год] и $T'' = \{1, 2, 5, 10\}$ [год]. Такие зависимости представлены на рис. 3.

Из данных, приведенных на рис. 3, следует:

1. В случае $\alpha' \ll \alpha''$ ($T' \gg T''$) образование центров реального разрушения $n(t)$ будет определяться лишь скоростью образования центров N' (кривые 1, 3, 5), при этом чем больше соотношение T' и T'' , тем процесс более выражен.

2. Скорость генерации центров разрушения $n(t)$, определяемая тангенсом угла наклона кривых $n(t) = f(T', T'', t)$, существенно зависит как от соотношения значений характеристического времени T' и T'' процессов, так и от абсолютного значения T' : чем больше характеристическое время процесса T' , тем процесс разрушения становится более медленным и, естественно, отодвигается на более длительный срок (кривые 1, 3, 5).

Несмотря на то что этот вывод очевиден, в данном случае мы располагаем некоторым математическим инструментарием, который позволяет варьировать процессы, управлять ими и осуществлять прогнозирование. Если речь идет о центрах разрушения, расположенных только на поверхности бетонных или железобетонных изделий

(гипотетически идеализированная картина), защита поверхности соответствующих изделий должна стать одним из приоритетов.

Поскольку точные значения скоростей рассмотренных процессов неизвестны, полученные результаты носят лишь качественный характер и относятся к области прогнозирования развития данных процессов в рамках указанных граничных условий.

При этом необходимо отметить, что процесс разрушения бетона практически реализуется в течение первых 50 лет после изготовления изделия. Полученные результаты довольно близко отражают реальные события [5].

Согласно многочисленным справочным данным, регулярно проводимая в отрасли строительства защита бетонов, например различными покрытиями (что не всегда технически возможно), может задержать развитие поверхностных негативных процессов их разрушения, т. е. увеличить порог разрушения, в полтора — два раза.

Однако не следует забывать, что химическая реакция образования $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ является лишь одной из многих реакций, которые способствуют разрушению бетонных и/или железобетонных конструкций (изделий).

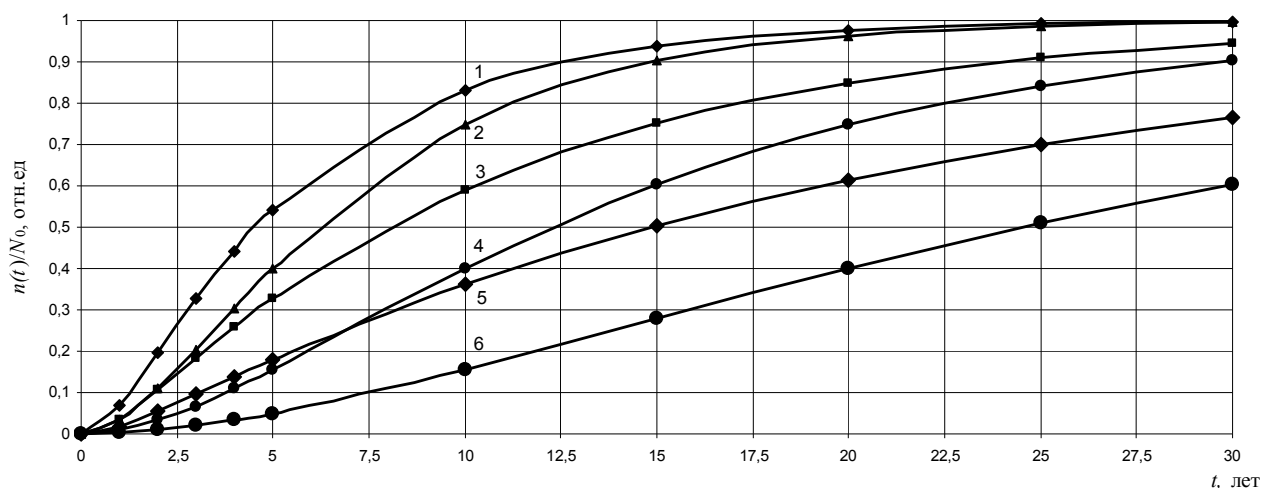
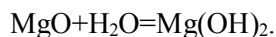


Рис. 3. Концентрація центрів розрушення в залежності від характеристичного часу реакції:

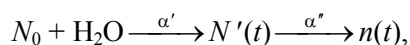
1 — $n(t)/N_0$ ($T'=5$, $T''=1$); 2 — $n(t)/N_0$ ($T'=5$, $T''=2,5$);
3 — $n(t)/N_0$ ($T'=10$, $T''=1$); 4 — $n(t)/N_0$ ($T'=10$, $T''=5$);
5 — $n(t)/N_0$ ($T'=20$, $T''=1$); 6 — $n(t)/N_0$ ($T'=20$, $T''=10$)

По аналогії з цією реакцією, лежачою в основі процесу розрушення, можна розглянути і інші процеси, в результаті яких утворюються центри розрушення бетонного каменя. Так, наявність оксиду магнію MgO в бетонній суміші призводить до утворення його гідратної форми $Mg(OH)_2$:



Утворення $Mg(OH)_2$ сприяє розрушенню бетонного каменя — растрескиванню і перетворенню його в крихкообразну масу.

Розрахункову схему даного процесу можна представити в наступному вигляді:



де $N_0 \equiv MgO$, а $N' \equiv Mg(OH)_2$.

Цими прикладами процес генерації центрів розрушення бетонів не вичерпан. Хімічних сполук, що беруть участь в процесах розрушення бетону, досить багато; до них, зокрема, належать:

води, що містять кислоти ($pH < 7$), що вступають в реакцію з компонентами бетону (той же $Ca(OH)_2$) і утворюють легко розчинні сполуки (процес розчинення компонентів бетону), які вимиваються водою (аморфізація бетону);

деякі хімічні сполуки, які при кристалізації значно збільшуються в об'ємі і повністю руйнують бетонний камінь, наприклад $Mg(OH)_2$;

води, що містять хлорид кальцію $CaCl_2$ (чрезвычайно небезпечно), який суттєво збільшує розчинність $Ca(OH)_2$ і прискорює корозію бетону;

хімічні сполуки, які при відкладенні їх солей в порах і/або капілярах¹ бетонного каменя кристалізуються за рахунок обмінних реакцій між відповідними компонентами і, викликаючи напруження, в подальшому призводять до руйнування бетонного виробу.

Відкладення солей може бути викликане спільним впливом (щільним переплетенням) як хімічних, так і фізичних факторів (процесів), наприклад:

а) хімічної реакції між компонентами цементного каменя в присутності агресивної середовища;

б) впливом сильних лугів KOH і $NaOH$ (найбільш небезпечні сполуки), розчини яких під впливом CO_2 повітря карбонізуються в порах цементного каменя з утворенням кристалів $Na_2CO_3 \cdot 10H_2O$ і $K_2CO_3 \cdot 1,5H_2O$, що в подальшому призводить до напружень, деформацій і, звичайно, до руйнування бетонного виробу;

в) кристалізацією різних солевих розчинів в порах і капілярах (після утворення насичених розчинів відповідних солей) з наступним збільшенням тиску на стінки пор і капілярів при кристалізації, що і призводить до виникнення напружень, деформацій, аж до руйнування бетонного каменя.

Перераховані фізико-хімічні процеси суттєво залежать від температури, вологості повітря і інших факторів ОС, при яких експлуатується даний виріб.

¹ Під капілярами розуміють пори, утворені між гідратованими і негідратованими частинками цементу розміром більше 1,3 мкм.

Для полноты изложения уместно также заметить, что все так называемые первичные процессы образования центров разрушения, лежащие в основе межмолекулярного взаимодействия (ионообменные, дипольные, процессы с переносом заряда и др.), являются физическими процессами.

Изучая кинетику процессов разрушения бетона, в основе которых лежат химические реакции, необходимо сделать важное замечание: следует различать скорости процессов образования центров разрушения бетона и скорости химических реакций соединений — участников данных процессов, хотя они, как правило, взаимосвязаны, и чаще всего нелинейно.

Следующий шаг — экспериментальное определение как скоростей процессов образования центров разрушения бетона, так и скоростей соответствующих химических реакций, участвующих в данном процессе при данных условиях. В большинстве расчетов, особенно тех, которые носят оценочный характер (как в нашем случае), полагают, что эти скорости равны.

Необходимо сделать еще одно важное замечание: результат, полученный “*in vitro*” (в пробирке), естественно, не будет абсолютно точно отражать то, что в действительности происходит в массивном реальном изделии, т. е. “*in vivo*”. Исследования, направленные на изучение этих вопросов, позволят сделать анализ процесса разрушения более реалистичным.

Заметим, что существует ряд соединений (например, карбонат кальция CaCO_3), которые для бетонов в одной ситуации играют положительную роль, а в другой — отрицательную. Проводя соответствующие расчеты и принимая во внимание, что $n(t)$ пропорционально количеству CaCO_3 , можно принимать решения относительно процентного содержания CaCO_3 в бетоне и вероятности попадания на него воды, содержащей свободный диоксид углерода (условия эксплуатации контейнеров, специальные методы защиты поверхности контейнера и т. д.). Такая же сложная картина наблюдается при изучении других процессов, сопровождающих образование и разрушение бетонного камня: то, что хорошо при одних обстоятельствах, при других плохо. Поэтому, проектируя контейнер для захоронения РАО, необходимо четко знать, во-первых, его целевое назначение (для каких РАО он предназначен, какой уровень защиты он может обеспечить и т. д.), а во-вторых, — реальные условия его эксплуатации. Наконец, нельзя не учитывать и разрушающего влияния ионизирующего излучения РАО на материал контейнера.

Некоторые перспективные направления исследований бетонов с учетом специфики их использования в ядерной энергетике. В исследованиях упомянутых сложных процессов задействованы многие институты во всем мире, хотя задач здесь

больше, чем способов их решения. Что же касается создания бетонов именно для контейнеров, известно, что болгарская фирма BalBok Engineering Co (София) проводит соответствующие исследования уже в течение многих лет, и довольно успешно. Именно в производстве контейнеров BV-cube¹ данной фирмы исключен процесс сварки стальной арматуры.

Исследования в области радиационно-стойких бетонов проводятся и в России — Московском инженерно-строительном институте (МИСИ), и в Украине — Научно-исследовательском институте строительных конструкций (НИИСК, г. Киев). Основное направление работ — новые разработки бетонов на основе минеральных вяжущих материалов, обладающих радиационной стойкостью. Исследуются процессы и создаются соответствующие материалы, которые позволили бы радионуклидам участвовать в процессах формирования гидратных новообразований и входить в их состав с образованием устойчивых химических связей. В такой композиции радионуклид становится “законсервированным” в данной трехмерной цеолитной матрице и уже не участвует в процессах миграции [11]. Однако и здесь не все так просто: остается вопрос долговечности такой композиционной системы. Работы в этой области продолжаются.

Развиваются и традиционные направления. Например, для улучшения физико-химических характеристик различных ПЦ (увеличение прочности, уменьшение пористости, уменьшение водопроницаемости и т. д.) применяют смеси цементов с различными компонентами [12], в качестве которых часто используют металлургические шлаки², состоящие, в основном, из оксидов кремния и кальция. В таких шлаковых портландцементов (ШПЦ) доля шлака может составлять от 30 до 90 %.

В некоторых случаях ШПЦ обладают существенными преимуществами по сравнению с обычным ПЦ. В частности, они имеют лучшие показатели по выщелачиваемости цезия: скорость выщелачивания ^{137}Cs из цементных компаундов на основе ШПЦ и шлакощелочных портландцементов (ШЩПЦ) до восьми раз ниже, чем из обычных ПЦ. Однако и здесь существуют проблемы: металлургические шлаки являются промышленными отходами, и по составу их невозможно стандартизировать, а следовательно, нет гарантий идентичности их свойств.

Заключение

Каждый из видов цементов относительно целевого назначения конечного изделия всегда обладает как положительными, так и отрицательными

¹ Успешно эксплуатируются на Хмельницкой АЭС.

² После тщательного измельчения.

свойствами. При производстве бетонных изделий все “за” и “против” необходимо совмещать, руководствуясь соображениями целесообразности.

Анализ процессов деструкции ПЦ свидетельствует, что главной причиной его разрушения является большое количество карбоната кальция CaCO_3 (более 11 %) в цементной матрице, который увеличивает прочностные характеристики цементного камня в начале его образования, но способствует его разрушению в отдаленное время (медленное совместное действие $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$). Именно степенью карбонизации цементной матрицы и наличием цеолитных структур “древние” цементы (древний Египет, Рим, раннее средневековье Европы) отличаются от современных. В древнем Риме одной из составляющих цемента был мелкодисперсный вулканический пепел (содержит почти всю таблицу Менделеева), который в настоящее время невозможно воспроизвести. Присутствие цеолитных структур обнаружено в слоях растворов, покрывающих камни пирамиды Хеопса, а также в известковых растворах сооружений в Иорданской долине. “Древние” цементы (невоспроизводимость которых создает определенную проблему при проведении реставрационных работ на древних объектах) как раз и определили долговечность гигантских сооружений.

Совершенно очевидно, что уменьшение степени карбонизации и насыщение цементной матрицы цеолитными структурами имеет прямое отношение и к решению проблемы создания парка контейнеров, период эксплуатации которых исчисляется 400—500 годами.

Существует целая индустрия защиты бетонов, в рамках которой разрабатываются новые и совершенствуются уже существующие способы защиты:

механические — нанесение различных покрытий, в том числе и антибактериальных (однако покрытия, как правило, не долговечны и их необходимо возобновлять, что не всегда возможно);

химические. Известно, что с процессом выщелачивания можно бороться, вводя в бетон активные минеральные добавки, содержащие активный кремнезем, который химически связывает $\text{Ca}(\text{OH})_2$ в малорастворимый гидросиликат кальция: $\text{Ca}(\text{OH})_2 + (\text{SiO}_2 + m\text{H}_2\text{O}) = \text{CaO} \cdot \text{SiO}_2 + n\text{H}_2\text{O}$.

Работы в направлении улучшения защитных свойств бетонов в настоящее время ведутся довольно активно, но, к сожалению, говорить о принципиальных “прорывах” в этой области пока не приходится.

Нельзя исключить, что будущее, в частности в области производства контейнеров, принадлежит полимерным композиционным материалам, обладающим высокой радиационной стойкостью.

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 довкілля. — 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. Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / А. А. Ключников, Э. М. Пазухин, Ю. М. Шигера, В. Ю. Шигера. — Чернобыль : ИПБ АЭС НАН Украины, 2005. — 485 с.
4. Норми радіаційної безпеки України. Доповнення: радіаційний захист від джерел потенційного опромінення. (НРБУ-97/Д-2000). Державні гігієнічні нормативи ДГН 6.6.1-6.5.061-2000. — К., 2000.
5. Будівельне матеріалознавство / П. В. Кривенко, К. К. Пушкарьова, В. Б. Барановський, М. О. Кочевих, Ю. Г. Гасан, Б. Я. Константиновський, В. О. Ракша. — К. : ТОВ УВПК “ЕксОб”, 2004. — 704 с.
6. Венюа М. Цементы и бетоны в строительстве / М. Венюа. — М. : Стройиздат, 1980. — 415 с.
7. Теория цемента / Под ред. А. А. Пашенко. — К. : Будівельник, 1991. — 168 с.
8. Taylor H. F. W. Cement Chemistry / H. F. W. Taylor. — London : Academic Press, 1990. — 475 p.
9. Бетон в защите ядерных установок / Д. Л. Бродер, Л. Н. Зайцев, М. М. Комочков, В. В. Мальков, Б. С. Сычев. — М. : Атомиздат, 1966. — 240 с.
10. Improved Cement Solidification of Low and Intermediate Level Radioactive Wastes. — 1993. — 110 p. — (IAEA Technical Reports Series № 350).
11. Petropavlovskii O. N. Alkaline cement based concretes and compounds / O. N. Petropavlovskii // 2nd International Conference “Alkaline cements and concretes”. — Kyiv, 1999. — P. 483—506.
12. Технологические и организационные аспекты обращения с радиоактивными отходами. — Вена : МАГАТЭ, 2005. — 221 с. — (Серия учебных курсов № 27).

Получено 12.11.2013

УДК 349.7

В. М. Куц

*ДП «Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування»
(ДП «ДНІЦ СКАР»), м. Київ*

АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ СИСТЕМАТИЗАЦІЇ ЯДЕРНОГО ЗАКОНОДАВСТВА УКРАЇНИ

Узагальнено досвід систематизації ядерного законодавства, набутого у процесі розроблення з 2008 по 2011 роки ДП «ДНІЦ СКАР» (на замовлення Міністерства енергетики та вугільної промисловості України) Ядерного кодексу України, та розглянуто окремі актуальні питання систематизації ядерного законодавства.

Ключові слова: ядерне законодавство, Ядерний кодекс України.

Законодавство України у сферах використання ядерної енергії та поводження з радіоактивними відходами (ядерне законодавство України) почало формуватися 1996 року з прийняттям Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» [1]. На цей час суспільні відносини у цих сферах регулюються:

низкою спеціальних законів, що поширюються на різні аспекти діяльності (більше, ніж десятьма законами);

окремими нормами законів, що регулюють суспільні відносини у «суміжних» сферах, та нормами цивільного, господарського, податкового кодексів;

міжнародними конвенціями, ратифікованими Верховною Радою України;

значною кількістю підзаконних нормативно-правових актів.

Суб'єктами законодавчої ініціативи в ядерному законодавстві України виступали Державна інспекція ядерного регулювання України, Міністерство охорони здоров'я України, Міністерство енергетики та вугільної промисловості України, Міністерство надзвичайних ситуацій України, інші центральні органи виконавчої влади, депутати Верховної Ради України.

На сьогодні ядерне законодавство України визнається достатньо розвиненим і повним в цілому, таким, що не потребує кардинальних змін. Але розвиток ядерного законодавства України відбувається за відсутності єдиної стратегії удосконалення законодавства у сфері використання ядерної енергії та відсутності систематизованого, уніфікованого підходу до розроблення окремих актів законодавства. Це призвело до виникнення окремих неузгодженостей, наявних у чинному законодавстві. Недосконалість актів законодавства у сфері використання ядерної енергії, зумовлена відсутністю систематизованого, уніфікованого підходу до їх розроблення, а також необхідність подальшого удосконалення законодавства у сфері використання ядерної енергії з урахуванням міжнародних зобов'язань України та його адаптації до законодавства Європейського Союзу, є проблемою, яка потребує розв'язання.

Наведемо окремі приклади неузгодженостей і недоліків, наявних у ядерному законодавстві:

1. Відсутність систематизації термінології в рамках усього ядерного законодавства (сукупності законів у сфері використання ядерної енергії).

На разі в кожному законі використовується свій «комплект» термінів і, як наслідок цього, у різних законах вживаються різні терміни для близьких за значенням понять: наприклад, у Законі України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» [2] — «діяльність у сфері використання ядерної енергії», а в Законі України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» [3] — «практична діяльність»; або «зняття з експлуатації» для ядерних установок та об'єктів, призначених для поводження з радіоактивними відходами, «закриття» для сховищ для захоронення радіоактивних відходів, «ліквідація або перепрофілювання» для уранових об'єктів тощо.

2. Неврегульованість питань щодо прав власності, зокрема протиріччя чинного законодавства щодо прав власності на ядерні матеріали.

З одного боку, «ядерні матеріали є виключно загальнодержавною власністю» згідно із статтею 9 Закону України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку». З іншого боку, «видобуті з надр уранові руди та продукти їх переробки, які одержані відповідно до законодавства, є власністю суб'єктів видобування та переробки усіх форм власності...» згідно із статтею 5 Закону України «Про видобування і переробку уранових руд» [4]. Але вихідний матеріал, який є продуктом переробки уранової руди, належить до ядерних матеріалів; отже, вихідний матеріал за одним законом є власністю суб'єкта видобування, а за іншим — загальнодержавною власністю. Крім того, слід зазначити, що ні Конституцією України, ні Цивільним кодексом України існування такої форми власності, як загальнодержавна, не передбачено.

3. Потреба в більш чіткому законодавчому розподілі повноважень центральних органів виконавчої влади.

Йдеться як про усунення дублювання повноважень між органом державного управління та органом державного регулювання безпеки у сфері використання ядерної енергії, так і між окремими органами державного регулювання. Як приклад, можна навести дублювання повноважень у сфері фізичного захисту між органом державного управління і органом державного регулювання ядерної та радіаційної безпеки; у сфері регулювання ядерної та радіаційної безпеки, яке належить до повноважень Держатомрегулювання України та повноважень МОЗ України в регулюванні захисту людини від впливу іонізуючого випромінювання; повноважень Держекоінспекції України в регулюванні впливу на навколишнє природне середовище; повноважень Державної інспекції техногенної безпеки України у сфері пожежної та техногенної безпеки.

4. Необхідність законодавчого формування єдиних підходів до виконання державних експертиз з ядерної та радіаційної безпеки замість встановлення цих правил у нормативних документах органів державного регулювання (така пропозиція неодноразово висувалася з боку суб'єктів підприємницької діяльності).

5. Неузгодженість окремих норм ядерного законодавства, які стосуються проектування, експертизи, будівництва та прийняття в експлуатацію об'єктів у сфері використання ядерної енергії, з нормами нещодавно прийнятого спеціального закону в сфері містобудівної діяльності [5].

6. Часткова неврегульованість питання щодо надання компенсацій негативного впливу іонізуючого випромінювання на здоров'я людини (компенсації за перевищення річної основної дозової межі опромінення), щодо державного обліку та контролю індивідуальних доз.

7. Потреба в удосконаленні ядерного законодавства в частині цивільної відповідальності оператора за ядерну шкоду та страхування цієї відповідальності, зокрема необхідність врахування поправок до Віденської конвенції про цивільну відповідальність за ядерну шкоду (Україна приєдналася до Конвенції в редакції від 1963 року).

8. Потреба в удосконаленні ядерного законодавства (незважаючи на прийняті у 2012 році зміни ядерного законодавства) в частині соціально-економічної компенсації ризику для населення, що проживає на територіях розміщення ядерних об'єктів, для формування позитивного іміджу ядерної енергетики в суспільстві з урахуванням планів будівництва нових ядерних об'єктів і розширення існуючих.

Удосконалення законодавства, ліквідація неузгодженостей і недоліків — обов'язковий компонент забезпечення сталого розвитку ядерної енергетики і застосування ядерних та радіаційних технологій в Україні.

Історія розроблення проекту Ядерного кодексу України. Необхідність систематизації законодавства у сфері використання ядерної енергії кодифікацією (розробленням кодексу) була визначена урядовими рішеннями:

Енергетичною стратегією України на період до 2030 року [6];

планом заходів на 2006—2010 роки щодо реалізації Енергетичної стратегії України на період до 2030 року [7];

розпорядженням Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції проекту Ядерного кодексу України» [8].

Для розроблення Ядерного кодексу України у 2007 році наказом Міністерства енергетики України була створена міжвідомча робоча група з питань організації та координації робіт з підготовки Ядерного кодексу.

Замовником розроблення Ядерного кодексу України виступило Міністерство енергетики України, підрядником — ДП «ДНІЦ СКАР», підприємство науково-технічної підтримки, яке підпорядковане Міністерству енергетики України.

З кінця 2007 року до кінця 2011 року було виконано:

розробку Концепції проекту Ядерного кодексу України (затверджена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 08.12.2010 № 2208-р);

розробку проекту Ядерного кодексу України; доопрацювання проекту кодексу з підприємствами, що належать до сфери управління Міністерства енергетики України, погодження проекту кодексу із структурними підрозділами Міністерства енергетики України;

розсилку проекту Ядерного кодексу України на погодження до зацікавлених центральних органів виконавчої влади (11 міністерств і відомств).

Проект Ядерного кодексу України обговорювався на засіданні Національної комісії з радіаційного захисту населення України від 26.10.2011 і засіданні «круглого столу» в Інституті законодавства Верховної Ради України від 24.11.2011.

На початку 2012 року подальші роботи з розроблення проекту кодексу припинилися у зв'язку із закінченням терміну дії договору на його розроблення.

Характеристика проекту Ядерного кодексу. Проект Ядерного кодексу на момент, коли припинилося його подальше розроблення, об'єднав правові норми дев'яти законів України в одному законопроекті, частково усунув дублюючі й суперечливі норми, що створювали колізії в процесі їх застосування, та деякі застарілі норми; розпочалася робота із систематизації термінології.

Цей проект формально впорядкував відповідне коло суспільних відносин, але не вийшов за межі попереднього регулювання.

Він повністю відповідає концепції, яка затверджена розпорядженням Кабінету Міністрів України від 08.12.2010 № 2208-р «Про схвалення Концепції проекту Ядерного кодексу України», і побудований за принципом мінімальних змін чинних положень ядерного законодавства, обмежених необхідністю їх несуперечливого зведення в єдиному законодавчому акті.

Проект кодексу був доопрацьований з підприємствами, підпорядкованими Міненерговугілля України, і погоджений структурними підрозділами Міненерговугілля України.

Далі проект кодексу був розісланий на погодження до зацікавлених центральних органів виконавчої влади і частково доопрацьований за наданими зауваженнями. За результатами розгляду, проект погодили із зауваженнями два міністерства; п'ять міністерств зробили зауваження, за якими потрібне доопрацювання проекту; Держатомрегулювання України виступило «проти» проекту кодексу з формулюванням: «має суттєві недоліки, які ставлять під сумнів необхідність прийняття єдиного кодифікованого акта».

Можливі напрями подальшого доопрацювання проекту кодексу. По-перше, потрібно розробити науково обґрунтовану концепцію законопроекту, про що неодноразово наголошувалося на обговореннях проекту Ядерного кодексу. Оскільки існуюча концепція будувалася за принципом «мінімальних змін» чинного законодавства, цілком логічно, що запропонований проект Ядерного кодексу практично повторював структуру основоположного закону «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» і не виходив за межі попереднього правового регулювання. Це неодноразово викликало зауваження щодо необхідності суттєвого удосконалення законодавства і розроблення нової концепції, яка б визначила основні напрями подальшого удосконалення ядерного законодавства.

Крім того, через брак коштів ні концепція, ні проект кодексу не були опрацьовані юристами-науковцями.

По-друге, треба удосконалити окремі норми та доопрацювати проект кодексу за конкретними напрямами, що вказані у відгуках зацікавлених центральних органів виконавчої влади та суб'єктів підприємницької діяльності. Метою такої роботи є ліквідація неузгодженостей, наявних у чинному законодавстві.

Чи потрібен Ядерний кодекс взагалі? Незважаючи на раніше наведені в статті урядові рішення, це питання виникало на кожному засіданні з розгляду проекту Ядерного кодексу, але так і не отримало чіткої відповіді. Систематизація ядерного законодавства шляхом розроблення кодексу має як своїх прихильників, так і опонентів.

Прихильники звичайно зазначають необхідність «фіксації» законодавчих норм від безперервних змін і узгодження всіх законів у цій сфері. Опоненти вказують на постійний розвиток ядерного законодавства і практичну складність роботи з об'єднання всіх законів у цій сфері в єдиному законодавчому акті.

Підсумовуючи відгуки зацікавлених центральних органів виконавчої влади та результати обговорення проекту можна сказати, що станом на початок 2012 року проект Ядерного кодексу України все ще містив багато недоліків, які потребували ґрунтовного опрацювання. Недоліки запропонованого проекту кодексу звичайно наводилися як основні аргументи щодо недоцільності подальшого розроблення Ядерного кодексу України.

Якщо ідея створення єдиного законодавчого акту в цій сфері виявилася спірною, то необхідність удосконалення ядерного законодавства шляхом його систематизації, як правило, не викликала жодних заперечень. Але як саме треба організувати роботу із систематизації, щоб вона мала конкретні та вагомі результати?

Один з найдієвіших варіантів організації робіт щодо систематизації — спробувати розробити узагальнений законодавчий акт. Ця ситуація схожа на той випадок, коли сам «процес» є не менш важливим, ніж його «результат». Саме в процесі розроблення кодексу яскраво висвітлюються недоліки законодавства, які потребують систематизації, визначаються окремі напрями удосконалення законодавства. А деякі питання систематизації можуть бути вирішені тільки в процесі розроблення кодексу. Як приклад, можна навести необхідність систематизації термінології, яка використовується в різних законах і міжнародних конвенціях, до яких приєдналася Україна. Між тим, складно запропонувати інший дієвий засіб систематизації термінології, крім розроблення кодексу (єдиного, внутрішньо узгодженого законодавчого акту).

Тут доречно згадати про намір Технічного комітету стандартизації № 79 «Атомна енергія» розробити у 2014 році державний стандарт України з термінології у сфері використання ядерної енергії. Метою розроблення цього стандарту є уніфікація термінології. Але завдання уніфікації термінології, яка використовується у законах, навряд чи може бути вирішено у стандарті. Слід зважити на статус такого документа, як стандарт. Нормативні документи займають підпорядковане положення по відношенню до законодавчих актів, повинні повністю відповідати чинному законодавству і ніяким чином не зможуть змінити терміни, які використовуються в законах, — уніфікація термінології законодавства може бути зроблена тільки у законодавчому акті.

Висновки

У період з 2008 по 2011 роки була виконана значна робота щодо систематизації ядерного законодавства шляхом створення Ядерного кодексу. Ця робота припинилася на стадії погодження законопроекту з центральними органами виконавчої влади.

Необхідність прийняття Ядерного кодексу на сьогодні є спірним питанням. Але важливість робіт із систематизації ядерного законодавства, потреба

в удосконаленні ядерного законодавства, як правило, не викликає заперечень. Нагальним питанням є вибір форми виконання такої роботи, яка, з одного боку, матиме вагомий результат, а з іншого боку, не призведе до небажаних змін законодавства.

Удосконалення законодавства, ліквідація неузгодженостей і недоліків — необхідний компонент забезпечення сталого розвитку ядерної енергетики і застосування ядерних та радіаційних технологій в Україні.

Список використаної літератури

1. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» № 40/95-ВР від 08.02.95 // ВВР. — 1995. — № 12. — Ст. 82.
2. Закон України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» № 1370-XIV від 11.01.2000 // ВВР. — 2000. — № 9. — Ст. 68.
3. Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» № 15/98-ВР від 14.01.1998 // ВВР. — 1998. — № 22. — Ст. 115.
4. Закон України «Про видобування і переробку уранових руд» № 645/97-ВР від 19.11.1997 // ВВР. — 1998. — № 11-12. — Ст. 39.
5. Закон України «Про регулювання містобудівної діяльності» № 3038-VI від 17.02.2011 // ВВР. — 2011. — № 34. — Ст. 343.
6. Енергетична стратегія України на період до 2030 року : Затвердж. розпорядженням Кабінету Міністрів України від 15.03.2006 № 145. — http://search.ligazakon.ua/l_doc2.nsf/link1/FIN38530.html
7. План заходів на 2006—2010 роки щодо реалізації Енергетичної стратегії України на період до 2030 року : Затвердж. розпорядженням Кабінету Міністрів України від 27.07.2006 № 436. — <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/436-2006-%D1%80>
8. Розпорядження Кабінету Міністрів України «Про схвалення Концепції проекту Ядерного кодексу України» від 08.12.2010 № 2208-р. — <http://zakon1.rada.gov.ua/laws/show/2208-2010-%D1%80>

Отримано 17.11.2013

УДК 546.791:[574.63+544.723]

Г. Н. Пишико, Л. Н. Пузырная, А. А. Косоруков

Институт коллоидной химии и химии воды им. А. В. Думанского НАН Украины, г. Киев

ЭФФЕКТИВНЫЕ СОРБЕНТЫ ДЛЯ ОЧИСТКИ УРАНСОДЕРЖАЩИХ ВОД

Показана эффективность синтетических неорганических сорбентов — слоистых двойных гидроксидов (СДГ), интеркалированных комплексонами, для извлечения анионных и катионных форм урана (VI) в широкой области pH водных сред с повышенным содержанием, в том числе гидрокарбонат- и карбонат-ионов. Природный алюмосиликат, модифицированный полиэтиленгликолем, также может быть использован для сорбционной очистки сточных вод от урана (VI) при предварительном подкислении указанной водной среды до pH=4,5 (для разрушения комплексов $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$). Сравнение сорбционной способности слоистых двойных гидроксидов показало, что величины сорбции урана (VI) коррелируют с устойчивостью к диссоциации его комплексов с указанными лигандами в растворе.

Ключевые слова: уран (VI), урансодержащие сточные воды, сорбционная очистка, слоистые двойные гидроксиды, комплексоны, монтмориллонит, полиэтиленгликоль.

В настоящее время загрязнение радионуклидами водных объектов, являющихся природными накопителями токсических соединений, приобрело глобальные катастрофические масштабы, что обусловлено непрерывным увеличением количества радиоактивных веществ как природного, так и техногенного происхождения. К источникам радиоактивного загрязнения водных сред относятся повышенный природный радиоактивный фон, который формируют в основном $\text{U}_{\text{природ}}$ (природный), ^{226}Ra , ^{230}Th , ^{210}Pb и ^{210}Po , выбросы радионуклидов вследствие испытаний ядерного оружия, возникновение внештатных ситуаций на предприятиях ядерно-энергетического комплекса и особенно экологические катастрофы на Чернобыльской АЭС (1986 г.) и «Фукусима-1» (2011 г.).

Одним из радионуклидов, извлечение которого из водных сред представляет определенную трудность, является уран (VI). Так, согласно [1] показатели безопасности питьевой воды для природного урана (VI) не должны превышать 1 Бк/дм³ (0,040 мг/дм³). Специфическая особенность указанного радионуклида — высокая комплексообразующая способность, образование растворимых ди- и трикарбонатуранильных комплексов при pH, характерных для природных и сточных вод, которые и обуславливают его миграцию в окружающей среде. Повышенная концентрация урана (VI) наблюдается в подземных водах некоторых регионов Украины, что связано с широким распространением урансодержащих минералов в породах водоносных горизонтов, а также со сточными водами ураноперерабатывающих предприятий.

Методы коагуляционной и сорбционной очистки больших объемов вод от соединений урана (VI) с использованием природных минералов, являющихся катионообменниками, не всегда позволяют достигать требуемой степени очистки водных сред

из-за образования в воде устойчивых анионных карбонатных комплексов указанного радионуклида [2—4]. В водных растворах сложного химического состава (например, шахтные сточные воды предприятий уранодобывающих и перерабатывающих предприятий) сорбционная емкость многих сорбентов в отношении урана (VI) снижается. Для большинства синтетических неорганических сорбционных материалов максимальное извлечение указанного радионуклида достигается только в узком диапазоне значений pH раствора [5, 6]. Авторами публикаций [7, 8] предложено проводить сорбцию U (VI) титаносиликатными ионитами, аморфными сферически гранулированными фосфатами и фосфатосиликатами титана, однако основным недостатком этих сорбентов, а также природных глинистых минералов является их эффективность для извлечения только катионных форм радионуклида, т. е. из водных сред с pH ≤ 5,5.

Обеспечение достаточного уровня радиационной безопасности источников водоснабжения — одна из прерогатив экологической безопасности государства, поэтому существует острая необходимость в создании новых эффективных и селективных сорбентов для извлечения из водных сред как катионных, так и анионных форм урана (VI). Сорбционная емкость таких материалов может быть увеличена за счет функционализации поверхности минеральной или синтетической матрицы органическими реагентами [9, 10], которые эффективно связывают металлы в достаточно устойчивые комплексные соединения, иммобилизуя их таким образом в твердой фазе. В этом плане перспективно использовать в качестве матриц синтетические неорганические слоистые двойные гидроксиды (СДГ), а также природные минералы.

СДГ или гидроталькитоподобные материалы (анионообменные глины), относящиеся к двумерным

супрамолекулярным системам [11], представляют собой соединения состава $[(Me^{2+})_{1-x}(Me^{3+})_x(OH)_2]^{p+} \times [(A^{n-})_{x/n} \cdot mH_2O]$, где Me^{2+} и Me^{3+} — катионы в степенях окисления 2+ и 3+ соответственно, A^{n-} — практически любой анион, в том числе хелатообразующий [12]. Изоморфное замещение Me^{2+} на Me^{3+} приводит к возникновению положительного заряда бруситоподобных слоев, способных удерживать между собой различные обменные анионы, замещение которых в межслоевом пространстве происходит без разрушения структуры, что является преимуществом СДГ по сравнению с другими слоистыми сорбентами [13].

Для сорбции катионных форм уранил-ионов из водных сред успешно могут быть использованы неорганические гидроталькитовые сорбенты, в межслоевом пространстве которых находятся карбонат-анионы [13, 14]. Однако при наличии HCO_3^- и CO_3^{2-} в водном растворе сорбция уранил-ионов такими сорбентами резко снижается. СДГ с хелатными лигандами в межслоевом пространстве достаточно эффективны для извлечения токсичных металлов-комплексобразователей [15, 16]. Увеличение длины метиленовой цепочки в гомологах этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА) до $n \geq 6$ (n — число метиленовых групп) способствует уменьшению хелатного эффекта и снижению вероятности замыкания циклов. Поэтому константы устойчивости большинства хелатных комплексов металлов с гексаметилендиаминтетрауксусной кислотой (ГМДТА), по сравнению с аналогичными комплексами с ЭДТА, меньше [17]. Напротив, диэтилентриаминпентауксусная кислота (ДТПА), являясь потенциально лигандом с повышенным количеством амино- и карбоксильных групп, образует более устойчивые, чем с ЭДТА, мономерные комплексоны с большинством металлов-комплексобразователей. Кроме того, возрастает специфичность такого комплексона, особенно к катионам большого размера (включая актиноиды и лантаноиды).

Цель работы — оценка эффективности синтезированных неорганических сорбентов на основе слоистых двойных гидроксидов (Zn, Al-СДГ), интеркалированных комплексоны, и модифицированных природных глинистых минералов полиэтиленмином разветвленной структуры для извлечения урана (VI) из сточных вод горнообогатительных комбинатов.

Для извлечения урана (VI) из водных сред исследованы гидроталькитоподобные сорбенты Zn, Al-СДГ (хелатные формы — Zn, Al-L), интеркалированные комплексоны, — ЭДТА ($[-CH_2-N-(COOH)_2]_2$), ГМДТА ($[-(CH_2)_3-N-(COOH)_2]_2$), ДТПА ($[-(CH_2)_4-(NH)_3-(COOH)_5]$); монтмориллонит, модифицированный полиэтиленмином разветвленной структуры (ПЭИР), и для сравнения

карбонатная форма — Zn, Al- CO_3 , а также природный монтмориллонит Черкасского месторождения.

Методика проведения сорбционных экспериментов. Для приготовления уранилсодержащих растворов применяли $UO_2(SO_4)_2 \cdot 3H_2O$ (х.ч.). Также использовали ЭДТА (х.ч.), ГМДТА (ч.), ДТПА фирмы «Merck», полиэтиленмин (ПЭИР) фирмы «Fluka». Молекулярная масса макромолекулы ПЭИР составляет 10 кДа, элементарное звено содержит три атома азота разной основности (первичные ($-NH_2$), вторичные ($-NH-$) и третичные ($-N<$) аминогруппы). Кроме того, использовали сточную воду ураноперерабатывающего Восточного горнообогатительного комбината (ВГОК, г. Желтые Воды) с повышенным солесодержанием ($1,5 \text{ г/дм}^3$). Состав сточной воды (по макрокомпонентам) [4]:

Компонент	Среднее значение показателя, мг/дм ³
HCO_3^-	> 250
CO_3^{2-}	≈ 30
SO_4^{2-}	> 450
Ca^{2+}	≈ 170
Na^+	≈ 240
$U_{\text{природ}}$	0,85

Ионную силу (I) водных растворов создавали с использованием растворов соли $NaClO_4$ (х.ч.).

Сорбцию урана (VI) проводили в статических условиях при непрерывном встряхивании в течение 1 ч (объем водной фазы — 50 см^3 , навески сорбентов — $0,5 \dots 6,00 \text{ г/дм}^3$, $C_{U(VI)} = 1 \cdot 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$). После сорбции водную фазу отделяли центрифугированием (5000 об/мин) и определяли в ней равновесную концентрацию $U(VI)$ с использованием арсената III в сильноокислой среде ($5 \dots 7 \text{ моль/дм}^3 HNO_3$) в видимой области спектра ($\lambda = 656 \text{ нм}$, толщина кювет $l = 2 \dots 5 \text{ см}$) на КФК-3-01 [18]. Молярный коэффициент светопоглощения комплекса в такой среде $6 \cdot 10^4$. Нижний предел определения урана (VI) 5 мкг , ошибка измерения $\pm 5 \%$.

С помощью иономера И-160 М устанавливали необходимые значения pH исходного раствора.

Степень очистки (CO , %) рассчитывали следующим образом:

$$CO = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100,$$

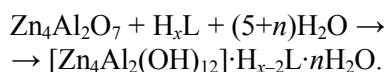
где C_0 , C_p — исходные и равновесные концентрации урана (VI), мкмоль/дм^3 .

Синтез и исследование химического состава комплексообразующих сорбентов Мт-т-ПЭИР и Zn, Al-СДГ. Для получения монтмориллонита, модифицированного ПЭИР, использовали метод функционализации сорбентов путем сорбции катионной формы полимера на поверхности минерала [19]. Навеску пылевидного монтмориллонита

массой 25 г переносили в стакан и добавляли 150 см³ раствора ПЭИР с концентрацией 0,05 моль/дм³, перемешивали до состояния однородной суспензии, с помощью NaOH устанавливали pH=9,0 и встряхивали в течение 15 мин. После отстаивания сорбент отделяли декантацией и центрифугированием. Полученный образец многократно промывали дистиллированной водой для удаления слабозакрепленного ПЭИР, высушивали при 60 °С и растирали до получения фракции менее 0,25 мм. Концентрацию полимера, оставшегося в растворе, определяли спектрофотометрически в УФ-области по собственному поглощению полимера ($\lambda=210$ нм) и по поглощению комплекса Cu(II) с ПЭИ ($\lambda=280$ нм) на спектрофотометре Specord UV-VIS с использованием кварцевых кювет [10]. Содержание полимера в композиционном сорбенте составляло 350,4 мг/г сорбента (2,82 ммоль/г).

Синтез хелатных форм Zn, Al-СДГ (Zn, Al-L) проводили в три стадии: первая — получение $[\text{Zn}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}] \cdot \text{CO}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ (Zn, Al-CO₃); вторая — получение $\text{Zn}_4\text{Al}_2\text{O}_7$ из синтезированного Zn, Al-CO₃ путем его термообработки при 450 °С на протяжении 1—2 ч; третья — получение хелатных форм Zn, Al-СДГ при взаимодействии смешанного оксида $\text{Zn}_4\text{Al}_2\text{O}_7$ с водными растворами того или другого комплексона в присутствии гидроксида аммония [20, 21]. Для предотвращения образования побочных продуктов регулировали pH исходного раствора комплексона 20 % аммиаком в области pH=2,5...8 перед введением смешанного оксида ($\text{Zn}_4\text{Al}_2\text{O}_7$). Полученные продукты 5—7 раз отмывали от примесей горячей дистиллированной водой на стеклянном фильтре № 4 и сушили при 50 °С в шкафу в течение 12 ч.

Схематически синтез Zn, Al-L можно изобразить следующим образом:



Для идентификации полученных продуктов синтеза проводили химический анализ синтезированных образцов Zn, Al-L после растворения сорбентов в разбавленной (1:1) соляной кислоте, а далее добавляли дистиллированную воду (без CO₂). Содержание цинка и алюминия в навеске сорбента определяли атомно-абсорбционным методом, а общего органического углерода (содержание комплексонов) — хроматографическим методом [22]. Формулы Zn, Al-L установлены на основании результатов анализа по молярному содержанию Zn (II) и Al (III) и комплексонов. Содержание OH-ионов определено исходя из нейтральности сорбента, а количество молекул кристаллизационной воды — по разнице общей массы

сорбента и отдельных компонентов сорбента. На основании результатов анализа состав полученных сорбентов можно представить следующей формулой: $[\text{Zn}_4\text{Al}_2(\text{OH})_{12}] \cdot \text{H}_{x-2}\text{L} \cdot n\text{H}_2\text{O}$ для ЭДТА и ГМДТА. Следует заметить, что молярное отношение Al:ДТПА по результатам химического анализа составляет 4:1, т. е. ДТПА находится в межслоевом пространстве синтетического гидроталькита в виде четырехзарядного аниона $[\text{НДТПА}]^{4-}$. Установлено, что молярное соотношение компонентов на основании результатов анализа составляет $\text{Zn}_{0,65}\text{Al}_{0,35}(\text{OH})_2[\text{НДТПА}]_{0,088} \cdot 0,54\text{H}_2\text{O}$.

Рентгенографические исследования комплексообразующих сорбентов. Фазовый состав исследуемых в работе комплексообразующих сорбентов определяли с помощью рентгеновского дифрактометра ДРОН-2.0 с фильтрованным кобальтовым излучением.

Как видно из рис. 1, рентгенограммы разных форм Zn, Al-СДГ типичны для слоистых гидроталькитовых структур.

По мнению авторов работы [16], при вертикальном расположении лиганда гидроталькитовые слои должны находиться на расстоянии 1,12 нм друг от друга. Наблюдаемое меньшее расстояние между слоями (0,977 нм) указывает на то, что анионы ЭДТА расположены под наклоном к бруситоподобным слоям [15]. Если предположить, что одинаково заряженные анионы, например ГМДТА²⁻ и ЭДТА²⁻, геометрически отличаются только длиной цепочки (—N—C...C—N—), то можно вычислить разницу их длин в ее направлении. Экспериментально установлено, что увеличение парафиновой цепочки на один атом углерода приводит к удлинению молекулы в среднем на 0,126 нм [23].

Таким образом, при вертикальном расположении одинаково заряженных анионов лигандов в слоистых двойных гидроксидах, интеркалированных комплексонами, разница в расстояниях между бруситоподобными слоями должна составлять $0,126 \cdot 4 = 0,504$ нм. Наблюдаемая же величина меньше: $1,825 - 1,455 = 0,37$ нм. Это подтверждает наклонное расположение интеркалированных анионов комплексонов в межслоевых промежутках; если молекулы ЭДТА и ГМДТА наклонены под одинаковым углом к базальной плоскости бруситоподобного слоя, этот угол $\alpha \approx 47,2^\circ$ ($\arcsin \alpha = 0,37 \text{ нм} / 0,504 \text{ нм}$). В то же время анионы ДТПА располагаются наклонно к плоскости, параллельной гидроталькитовым слоям, под большим углом, на что указывает меньшее межслоевое расстояние (рис. 1, з).

С целью выяснения места локализации ПЭИР на поверхности монтмориллонита получены дифрактограммы природного черкасского монтмориллонита и сорбента Mn-т-ПЭИР (рис. 2).

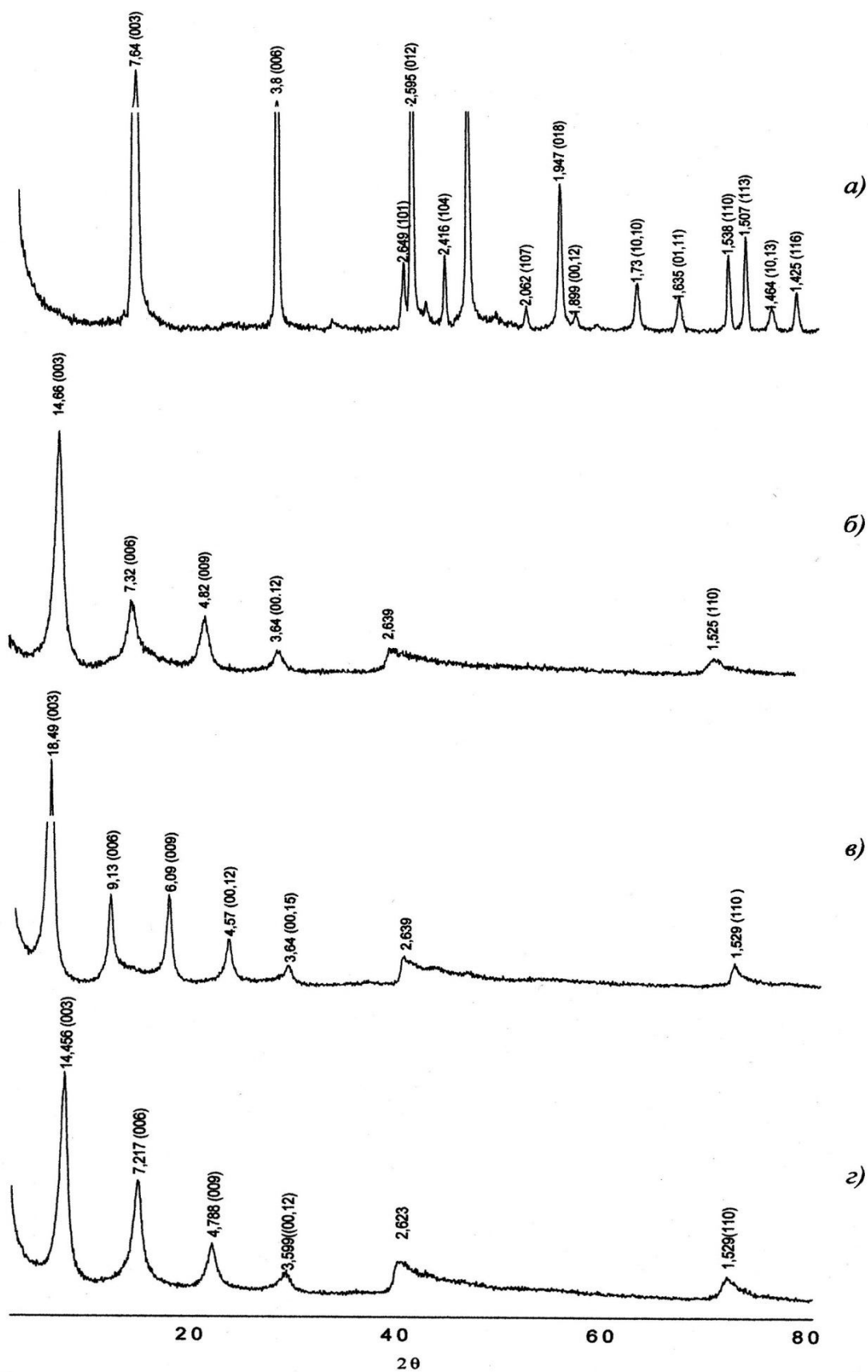


Рис. 1. Дифрактограммы Zn, Al-СДГ:
 а — Zn, Al- CO_3 ; б — Zn, Al-ЭДТА; в — Zn, Al-ГМДТА; з — Zn, Al-ДТПА

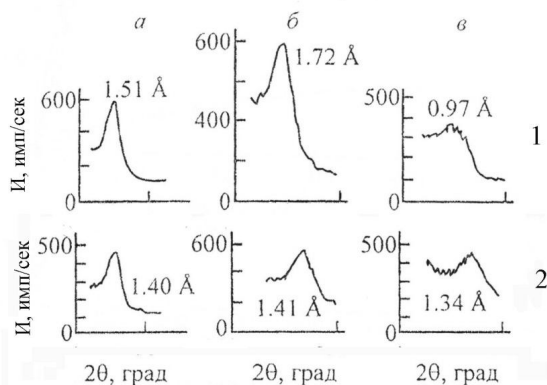


Рис. 2. Положение первого базального рефлекса монтмориллонита в воздушно-сухих (а), насыщенных этиленгликолем (б) и термообработанных при 400 °С в течение 1 ч (в) образцах: 1 — исходный природный монтмориллонит; 2 — Мн-т-ПЭИР

На дифрактограмме образца монтмориллонита в воздушно-сухом состоянии наблюдается первый базальный рефлекс при 1,51 нм, положение которого характерно для Са-формы этого минерала. После насыщения образца исследованного монтмориллонита парами этиленгликоля при 65 °С первый базальный рефлекс смещается к 1,72 нм вследствие внедрения молекулы этиленгликоля в межслоевое пространство изученного минерала, а термообработка при 400 °С приводит к сжатию монтмориллонитовых пакетов с образованием слюдоподобной структуры с межслоевыми ионами кальция; при этом первый базальный рефлекс смещается к 0,97 нм. В сорбционном материале Мн-т-ПЭИР положение первого базального рефлекса монтмориллонита наблюдается при 1,40 нм. Однако следует заметить, что его положение не меняется в зависимости от влажности воздуха в отличие от природного монтмориллонита. Кроме того, Мн-т-ПЭИР практически не набухает в этиленгликоле.

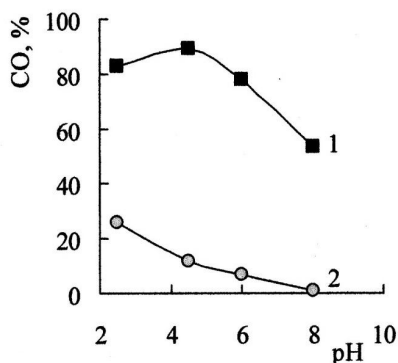


Рис. 3. Влияние pH на сорбцию урана (VI) из сточной воды ВГОК при $V_{p-pa}=50 \text{ см}^3$, $m_{сорб}=0,100 \text{ г}$: 1 — Мн-т-ПЭИР; 2 — природный монтмориллонит

При термообработке образца сорбента Мн-т-ПЭИР при 400 °С положение первого базального рефлекса монтмориллонита уменьшается до 1,34 нм. Полученные рентгенографические данные показывают, что при взаимодействии с монтмориллонитом ПЭИР не только закрепляется на внешней поверхности минерала, но и входит в его межслоевое пространство.

Влияние pH урансодержащих вод на сорбцию урана (VI) исследуемыми сорбентами. Исследована эффективность сорбционного извлечения урана (VI) при разных pH из реальной сточной воды ВГОК г. Желтые Воды состава, приведенного в работе [4], сорбентом Мн-т-ПЭИР и для сравнения — природным монтмориллонитом (рис. 3). Указанный минерал обладает достаточно высокой, как для природного алюмосиликата, катионно-обменной емкостью — 0,7 мг-экв/г.

Установлено, что при $pH \approx 8$ извлечение урана (VI) Мн-т-ПЭИР малоэффективно (54 %). Природный минерал позволяет из указанной водной среды удалить лишь около 1 % радионуклида. Это свидетельствует о нахождении в ней урана (VI) ($pH \approx 8$) в виде несорбируемых анионных форм (в том числе ди- и трикарбонатуранильных комплексов) (рис. 4).

Предварительное подкисление исследуемой сточной воды существенно улучшает её очистку: максимальное извлечение урана (VI) Мн-т-ПЭИР достигается при $pH=4,5$ и составляет 89 %. Это обусловлено тем, что в слабокислой и нейтральной областях pH сорбция урана (VI) происходит за счет комплексообразования на боковых гранях частиц, что характерно для металлов-комплексообразователей, и осуществляется с образованием поверхностных комплексов при участии аминогрупп, сорбированных на поверхности монтмориллонита [19]. Подтверждением этому является также отсутствие изменений положения первого базального рефлекса сорбента Мн-т-ПЭИР после сорбции U(VI).

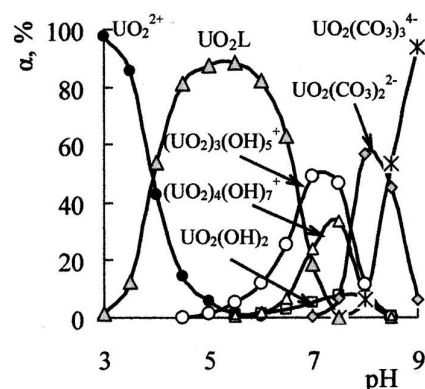


Рис. 4. Формы нахождения урана (VI) в водном растворе в присутствии ПЭИР(L): $C_{U(VI)}=10^{-4} \text{ моль/дм}^3$; $C_{ПЭИР}=5 \cdot 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$

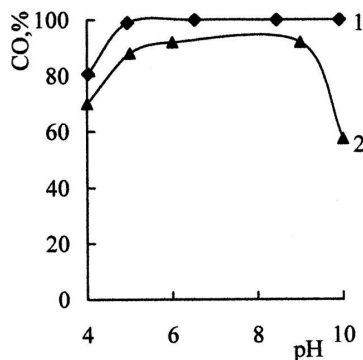


Рис. 5. Влияние pH на сорбцию урана (VI) различными СДГ при $C_{U(VI)}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³, $V_{p-ра}=50$ см³, $m_{сорб}=0,100$ г: 1 — Zn, Al-ДТПА; 2 — Zn, Al-CO₃

На рис. 5 показано влияние pH на сорбцию U(VI) из модельной водной среды с $I=0,01$ моль/дм³ разными формами Zn, Al-СДГ. Эффективное удаление U(VI) достигается в интервале pH=5÷10 на сорбенте Zn, Al-ДТПА, как и для других СДГ, интеркалированных комплексами ЭДТА и ГМДТА [20, 24], что свидетельствует о поглощении не только катионных, но и анионных форм урана (VI), например растворимых карбонатных, образующихся в более щелочной области pH при контакте водного раствора с воздухом. Это обусловлено, очевидно, более прочным селективным связыванием урана (VI) с ДТПА, чем с CO₃²⁻-ионами, что полностью коррелирует с устойчивостью соответствующих комплексов (рис. 6).

Влияние карбонат-ионов на сорбцию урана (VI) исследуемыми сорбентами. Учитывая высокую склонность урана (VI) к комплексообразованию и нахождение его в природных и сточных водах преимущественно в анионных формах, было исследовано влияние концентрации карбонат-ионов в водных растворах на сорбцию урана (VI) указанными сорбентами [19, 20, 24].

Как видно из рис. 7, повышение концентрации карбонат-ионов в водном растворе приводит

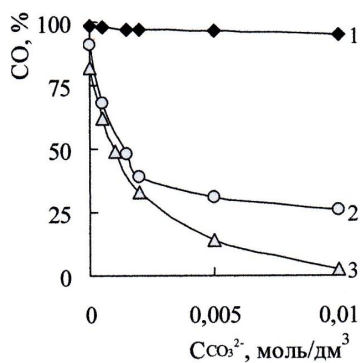


Рис. 7. Влияние концентрации карбонат-ионов на сорбцию U(VI) различными формами сорбентов при $V_{p-ра}=50$ см³, $m_{сорб}=0,100$ г: 1 — Zn, Al-ЭДТА; 2 — Mn-т-ПЭИР; 3 — Zn₄Al₂O₇

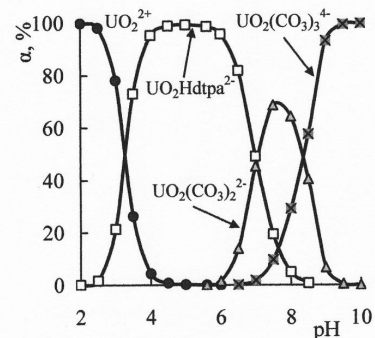


Рис. 6. Формы нахождения урана (VI) в растворе в присутствии ДТПА: $C_{U(VI)}=10^{-4}$ моль/дм³; $C_{ДТПА}=5 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³

к резкому (в 4 раза) снижению сорбции урана (VI) на Mn-т-ПЭИР, и извлечения анионных карбонатных форм радионуклида не происходит. При использовании хелатного сорбента — Zn, Al-ЭДТА — повышение концентрации CO₃²⁻-ионов практически не приводит к снижению величин сорбции, что обусловлено образованием более прочных комплексов урана (VI) с анионами хелатного реагента в межплоскостном пространстве — ЭДТА. Полученные данные говорят о возможности использования данного сорбента для очистки урансодержащих вод с повышенным содержанием карбонат- и гидрокарбонат-ионов, характерных для природных вод. Следует заметить, что для урана (VI) не обнаружено комплексов с гидрокарбонат-ионами, однако вследствие сдвига углекислотного равновесия в присутствии ионов металла в водном растворе образуются прочные карбонатные комплексы урана (VI).

Влияние дозы исследуемых сорбентов на сорбцию урана (VI). Проведена комплексная оценка эффективности извлечения урана (VI) из сточной шахтной воды разными хелатными формами Zn, Al-СДГ и Mn-т-ПЭИР (рис. 8). Как видно, при использовании Zn, Al-ЭДТА степень очистки

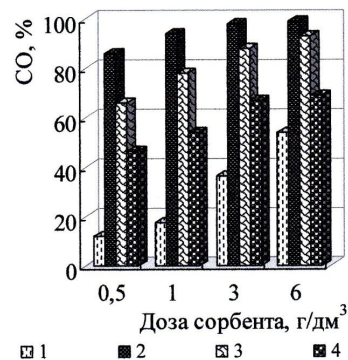


Рис. 8. Сравнительная оценка эффективности извлечения U(VI) из сточной воды ВГОК разными сорбентами при $V_{p-ра}=50$ см³: 1 — Zn₄Al₂O₇; 2 — Zn, Al-ЭДТА; 3 — Zn, Al-ГМДТА; 4 — Mn-т-ПЭИР

сточной шахтной воды от урана (VI) составляет 94 % (доза сорбента — 1 г/дм^3), а при использовании Zn, Al-ГМДТА — 78 %; с повышением дозы сорбентов до 6 г/дм^3 эффективность очистки воды возрастает для обоих сорбентов и достигает 98 % (Zn, Al-ЭДТА) и 93 % (Zn, Al-ГМДТА), что обусловлено образованием более устойчивых комплексов урана (VI) с анионами хелатных реагентов в межслоевом пространстве интеркалированных СДГ. Для сорбентов $\text{Zn}_4\text{Al}_2\text{O}_7$ и Mn-т-ПЭИР степень извлечения урана (VI) даже при увеличении концентрации указанных сорбентов до 6 г/дм^3 составляет только 54 и 69 %, соответственно.

Выводы

Проведено сравнение эффективности синтетических неорганических сорбентов гидроталькито-

подобной структуры, природного глинистого минерала монтмориллонита и модифицированного полиэтиленом для дезактивации водных сред, в том числе с повышенными содержанием и концентрацией карбонат-ионов, от соединений урана (VI). Показано, что хелатные формы Zn, Al-СДГ (в особенности интеркалированная ЭДТА) перспективны для извлечения как катионных, так и анионных форм урана (VI) в широком диапазоне pH водной среды, что обусловлено прочным связыванием радионуклида с комплексами в межслоевом пространстве. Синтезированные сорбенты — слоистые двойные гидроксиды, интеркалированные комплексами, — могут быть использованы для эффективного извлечения урана (VI) из сточных вод горно-обогатительных комбинатов.

Список использованной литературы

1. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. — К.: Держспоживстандарт України, 2007. — 36 с.
2. Bogolepov A. A. The impact of complexing agents on the processes of sorption treatment of waters containing uranium / A. A. Bogolepov, G. N. Pshinko, B. Yu. Kornilovich // J. Water Chem. and Technol. — 2007. — Т. 29, N 1. — P. 9—14.
3. Pshinko G. N. Influence of humic substances on the sorption of radionuclides montmorillonite / G. N. Pshinko // J. Water Chem. and Technol. — 2009. — Т. 31, N 3. — P. 163—171.
4. Timoshenko T. G. Treatment of radioactively contaminated waters with an increased content of salts / T. G. Timoshenko, A. A. Bogolepov, G. N. Pshinko // J. Water Chem. and Technol. — 2009. — V. 31, N 1. — P. 46—52.
5. Никифоров А. С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А. С. Никифоров, В. С. Куличенко, М. И. Жихарев. — М.: Энергоатомиздат, 1985. — 184 с.
6. Evaluation of sorption of uranium onto metakaolin using X-ray photoelectron and Raman spectroscopies / Jamil R. Memon, Keith R. Hallam, Muhammad I. Bhangar et al. // Analytica Chimica Acta. — 2009. — V. 631, N 1. — P. 69—73.
7. Псарева Т. С. Сорбция урана фосфатами и фосфоросиликатами титана / Т. С. Псарева, О. И. Закутевский, В. В. Стрелко // Доповіді НАН України. — 2003. — № 12. — С. 130—135.
8. Сорбция урана титаносиликатными ионами / В. В. Стрелко, Т. С. Псарева, О. И. Закутевский и др. // Доповіді НАН України. — 2005. — № 7. — С. 142—147.
9. Очистка жидких радиоактивных отходов от урана методом комплексообразования и ультрафильтрации / Л. И. Руденко, В. Е. Хан, О. В. Джужа и др. // Доповіді НАН України. — 2007. — № 1. — С. 157—160.
10. Гембицкий П. А. Полиэтиленмин / П. А. Гембицкий, Д. С. Жук, М. А. Каргин. — М.: Наука, 1984. — 171 с.
11. Müller A. Supramolecular Inorganic Chemistry: Small Guests in Small and Large Hosts / A. Müller, H. Reuter, S. Dömlinger // Angew. Chem. Int. Ed. Engl. — 1995. — 34, N 21. — P. 2328—2361.
12. Романова И. В. Особенности синтеза и сорбционные свойства композитных материалов на основе гидроксидов алюминия и магния / И. В. Романова, А. В. Лозовский, В. В. Стрелко // Химия и технология воды. — 2005. — Т. 27, № 4. — С. 313—320.
13. Сорбция U(VI) на слоистых двойных гидроксидов Mg, Al и Nd из водных растворов / С. А. Кулюхин, Е. П. Красавина, И. В. Гредина, Л. В. Мизина // Радиохимия. — 2010. — Т. 52, № 6. — С. 553—560.
14. Calcinated hydrotalcite — a sorbent for purifying uraniferous waters / T. G. Timoshenko, A. A. Kosorukov, G. N. Pshinko, V. V. Goncharuk // J. Water Chem. and Technol. — 2009. — V. 31, N 4. — P. 250—255.
15. Uptake of Cu^{2+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} on Zn-Al layered double hydroxide intercalated with edta / M. R. Pérez, I. Pavlovic, C. Barriga et al. // Applied Clay Sci. — 2006. — V. 32. — P. 245—251.
16. Tarasov K. A. Solid state chelation of metals ions by ethylenediaminetetraacetate intercalated in a layered double hydroxide / K. A. Tarasov, D. O'Hare, V. P. Isupov // Inorg. Chem. — 2003. — V. 42. — P. 1119—1127.

17. Stability constants of Metal — Ion Complexes. Part B: Organic Ligands (IUPAC CHEMICAL DATA SERIES N 22) / Compiled by Perrin D. D. — Oxford—New York—Toronto—Sydney—Paris—Frankfurt: Pergamon Press, 1979. — 1263 p.
18. Немодрук А. А. Взаимодействие шестивалентного урана с арсеназо III в сильноокислых растворах / А. А. Немодрук, Л. П. Глухова // Журн. аналит. химии. — 1963. — Т. 18, № 1. — С. 93—98.
19. Montmorillonite modified with polyethylenimines as a sorbent for recovering U(VI) from wastewaters / G. N. Pshinko, L. N. Puzyrnaya, A. A. Kosorukov, V. V. Goncharuk // Radiochemistry. — 2010. — Т. 52, № 3. — P. 291—298.
20. Layered double hydroxides intercalated with EDTA as effective sorbents for U(VI) recovery from wastewater / G. N. Pshinko, A. A. Kosorukov, L. N. Puzyrnaya, V. V. Goncharuk // Radiochemistry. — 2011. — Т. 53, N 3. — P. 303—307.
21. Sorption of lead ion by layered double hydroxide intercalated with diethylenetriaminepentaacetic acid / X. Liang, W. Hou, Y. Xu et al. // Colloids and Surfaces A. — 2010. — V. 366. — P. 50—57.
22. Kaplan L. A. Comparison of high-temperature and persulfate oxidation methods for determination of dissolved organic carbon in fresh waters / L. A. Kaplan // Limnol. Oceanogr. — 1992. — V. 5, № 37. — P. 1119—1125.
23. Brindley A. W. Crystal structures of clay minerals and their X-ray identification / A. W. Brindley, A. Brown. — London: Mineralogical Society, 1980. — 495 p.
24. Извлечение U(VI) из водных сред слоистыми двойными гидроксидами, интеркалированными комплексонами / А. А. Косоруков, Г. Н. Пшинко, Л. Н. Пузырная, С. А. Кобец // Химия и технология воды. — 2013. — Т. 35, № 3. — С. 188—202.

Получено 01.11.2013

УДК 554.63:621

*А. А. Протасов, А. А. Силаева**Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев***ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМА АЭС И ЕЁ БИОТИЧЕСКИЕ ЭЛЕМЕНТЫ***

Приведена специфика биотических элементов в техно-экосистемах АЭС при сравнении их с природными экосистемами. Обсуждаются взаимосвязи между биотическими сообществами и факторами среды, характерными для техно-экосистем. Рассмотрены вопросы ограничения биологических помех в работе оборудования, принципы организации гидробиологического и экологического мониторинга.

Ключевые слова: техно-экосистема, гидробиологический режим, биопомехи, мониторинг экологический и гидробиологический.

Проблемы комплексного воздействия ТЭС, а затем и АЭС на окружающую среду, в частности на гидроэкосистемы, привлекали пристальное внимание ученых еще с 1950—1960 годов. Это было вызвано интенсификацией строительства энергетических объектов во многих странах мира. В начале 1960-х годов сотрудники Института гидробиологии АН УССР и Института биологии внутренних вод АН СССР развернули комплексные гидробиологические исследования практически на всех водоемах-охладителях крупных ТЭС Украины и ТЭС в бассейне р. Волги. В конце 1970-х годов начались исследования на украинских объектах атомной энергетики (на водоемах-охладителях Чернобыльской и Южно-Украинской АЭС).

Производство электроэнергии на ТЭС и АЭС технологически предусматривает использование значительных объемов охлаждающей воды, источником которой могут служить как естественные водоемы, так и специально построенные, с аккумуляцией воды рек или заполненные дополнительной водой. Водоемы-охладители (ВО) — это специфические водоемы, в которых на биологическую составляющую экосистем (биотические сообщества) кроме природных воздействует и широкий спектр техногенных факторов — термический, гидродинамический, гидрохимический и др. Экологическая специфичность этих экосистем, которые могут быть названы композитными, определяется тем, что они входят в техно-экосистему [3, 4].

В водоемах-охладителях и техно-экосистемах в целом под воздействием сброса значительного количества подогретых вод и других техногенных факторов происходят существенные изменения как физико-химического, так и гидробиологического

режимов. В частности, можно указать на такие важные в экологическом плане явления:

образуется термический градиент между зонами сброса подогретых вод и зоной отбора воды на охлаждение;

существует повышенная турбулизация потоков воды, особенно в отводящих каналах;

гидрохимический режим определяется как внутриводоемными процессами, так и аллохтонным поступлением химических веществ, в частности со сбросными водами очистных сооружений, сбросами из шламонакопителей;

формируется сложная система лотических и лентических элементов;

формируется система техногенных биотопов с твердыми субстратами, где могут активно функционировать группировки перифитона, формируя в системах водоснабжения крайне нежелательное обрастание.

При сравнении условий обитания гидробионтов в естественных и технических водоемах следует обратить внимание как на их сходство, так и на существенные различия. Естественные и техногенные факторы взаимодействуют друг с другом, как бы накладываются друг на друга. Например, температура является постоянным и неустраняемым экологическим фактором для любых биотических сообществ, однако в водоемах-охладителях влияние подогретых сбросных вод на фоне высоких естественных температур может приводить к формированию совершенно специфического термического режима. Для него характерен не только высокий уровень температуры, несвойственный данной климатической зоне, но и значительное удлинение вегетационного сезона. Донные биотопы в водоемах технического назначения могут существенно изменяться за счет различных действий при гидротехническом строительстве.

Техно-экосистемы АЭС и ТЭС, включающие водоем-охладитель, подводящий и отводящий каналы, систему охлаждения и технического водоснабжения, градирни и подводящие и отводящие

* Данная статья открывает цикл работ в этом номере журнала, посвященных отдельным биотическим группировкам техно-экосистем, в который вошли статьи Т. Н. Новоселовой, Т. Н. Дьяченко, И. А. Морозовской, А. А. Протасова, А. А. Силаевой.

каналы к ним, имеют свои особенности конструкции, режима и длительности эксплуатации. Экосистемы ВО имеют разную структуру, сложность, находятся на разных стадиях развития. В техно-экосистемах, кроме техногенных, существенное, а иногда определяющее значение играет биотический фактор. Массовое развитие некоторых гидробионтов может существенно влиять на работу оборудования электростанции.

В начальный период исследований водоемов-охладителей преобладала концепция природо-охранного характера, в центре внимания были чаще всего отдельные элементы экосистем ВО, реже — целостная экосистема. Основные задачи определялись необходимостью выяснить, какова степень нарушения в отдельных группировках — планктоне, бентосе, перифитоне, нектоне — под воздействием техногенных факторов. Например, для оценки так называемого теплового загрязнения, связанного со сбросами подогретых вод ТЭС, а затем и АЭС, предлагался тот же подход, что и для оценки загрязнения химическими веществами, а именно принцип ПДК — предельно допустимых концентраций, т. е. предельно допустимых воздействий. Согласно принципу ПДК, до определенного «допустимого» предела воздействия не происходит существенных изменений в биотической составляющей экосистем (т. е. с ним можно мириться). Экологическая абсурдность этого принципа очевидна, во всяком случае, — для фактора температуры: ведь для организмов важна не столько максимальная температура, близкая к пределам выживания, сколько, как показала практика, сумма температур за определенный период времени. Практически требования санитарных норм и правил (СанПин), которые сводились к недопустимости превышения температуры на сбросе в 3—5 °С, технологически выполнены быть не могли. Это привело к тому, что водоемы-охладители были выделены в объекты обособленного водопользования и фактически выпали из-под контроля природоохранных органов.

Концепция техно-экосистемы рассматривает ВО как один из элементов сложной системы, состоящей из природных и техногенных компонентов. Все эти элементы тесно взаимосвязаны, поэтому нормальное функционирование всей техно-экосистемы зависит от функционирования всех элементов. В несколько упрощенной форме можно выразиться так: эффективность работы оборудования АЭС зависит от функционирования сообществ планктона, бентоса, перифитона так же, как и жизнь в ВО от техногенных факторов.

В настоящее время экологический контроль состояния ВО проводится на всех АЭС Украины. В основе экологического мониторинга лежит, по сути, мониторинг основных гидрохимических

параметров. В состав контролируемых характеристик входят более трех десятков гидрохимических показателей. Многие из них действительно информативны в плане характеристики среды для гидробионтов. Одним из ключевых является содержание кислорода в воде. Этот показатель особенно важно контролировать в ВО, поскольку при высоких температурах растворимость кислорода в воде существенно снижается. В ВО АЭС неоднократно наблюдались летние заморы [2]. К очень важным относятся показатели содержания биогенных элементов, таких как азот, фосфор, железо, кремний. Содержание соединений этих элементов определяет трофность водоема — его потенциальную и реальную продуктивность. Поскольку ВО в большинстве своем не используются как рыбохозяйственные, их продуктивность в общепринятом смысле не имеет существенного значения. Однако трофность может быть очень важна как фактор, влияющий на формирование биологических помех. С общей трофностью водоема напрямую связано «цветение» воды водорослями планктона. Высокая трофность ВО служит предпосылкой развития биологических отложений и обрастания на теплообменных поверхностях. Степень зарастания высшими водными растениями определяется морфометрией водоема, наличием или отсутствием мелководий и общим содержанием биогенных элементов.

Для оценки экологического состояния водоема определение некоторых гидрохимических показателей необходимо. Тем не менее, контроль возможных причин ухудшения экологического состояния на основании большого количества гидрохимических показателей затратен и малоэффективен. Поэтому в настоящее время в странах Евросоюза для экологических оценок используются в основном биологические характеристики [1]: показатели обилия тех или иных группировок гидробионтов, наличие или отсутствие в сообществах индикаторных видов организмов и др. Для оценки экологического состояния используется принцип референсных условий (reference conditions), которые устанавливают такое состояние экосистемы, которое можно считать эталонным, приемлемым, к которому следует стремиться при проведении мероприятий по управлению гидроэкосистемами, которое может рассматриваться как естественное, близкое к ненарушенному.

Для искусственных, сильно нарушенных экосистем, Водной рамочной директивой (ВРД) [1] вводится понятие «хороший экологический потенциал», который для сильно модифицированных или искусственных водных объектов дифференцируется на три категории: максимальный, достаточный, умеренный. Отметим, что, на наш взгляд, концепция экологического потенциала разработана еще недостаточно из-за огромного разнообразия

техногенных водных объектов и их использования. Если говорить о хорошем экологическом потенциале водной части техно-экосистемы АЭС, то это такое состояние, при котором: 1) техно-экосистема, её биотические, абиотические и технические элементы не оказывают негативного воздействия на окружающие экосистемы и здоровье человека; 2) функционирование техно-экосистемы не приводит к негативным явлениям для биотических сообществ, технических систем, обсуживающего персонала. Экологический потенциал — это эталон сравнения оценок реального состояния с необходимым, приемлемым, это критерий оценки экологического состояния при экологическом и гидробиологическом мониторинге.

Относительно установления потенциалов, в ВРД [1] предлагается использовать «значения соответствующих биологических качественных показателей, которые отражают, насколько это возможно, те, что связаны с наиболее сравнимым типом поверхностного водного объекта». Такой подход нельзя считать приемлемым, поскольку техно-экосистемы, как правило, представляют собой особый тип экосистем, биокосных систем в биосфере, которые не могут быть аналогами естественным. Поэтому установление приемлемых экологических потенциалов для техно-экосистем представляет собой сложную задачу, которая может решаться для узкого типа водных объектов и техно-экосистем, а также индивидуально для каждой из них.

Поскольку основными критериями оценки экологического потенциала выступают биотические показатели, чрезвычайно важно исследование отдельных биотических группировок. К таким в техно-экосистемах АЭС относятся группировки, которые могут в первую очередь рассматриваться по топическому признаку: контурные и пелагические. Они образуют две большие подсистемы: контурную и пелагическую. К первой относятся совокупности биотических сообществ, локализованные в зоне контактов, пограничных зонах: на границах вода — берег, донные отложения — вода, гидротехнические сооружения — вода. Вторая — это сообщества гидробионтов, обитающих в водной толще.

В контурной подсистеме ВО наиболее обширными являются сообщества бентоса, которые локализуются на различных донных грунтах. В их состав входят моллюски, личинки насекомых, черви, а также (в зоне достаточного освещения) водоросли, в том числе нитчатые, которые относятся к макрофитам. В прибрежной зоне и на небольших глубинах сообщества зообентоса соседствуют с фитocenозами — сообществами водных макрофитов. В водоемах-охладителях, системах водоснабжения присутствует большое количество различных твердых субстратов: облицовок гидросооружений,

трубопроводов, различных конструкций берегоукрепления и т. п. Здесь, а также на растительных поверхностях, на естественных твердых субстратах (камни, скалы) формируются сообщества перифитона, часть из которых, связанных непосредственно с техногенными субстратами, представляет собой обрастание. Обрастание формируется различными прикрепленными организмами: нитчатыми формами бактерий, водорослей, такими беспозвоночными, как гидроидные полипы, моллюски, мшанки, губки, а также подвижными формами. Особое значение имеют организмы перифитона, которые обитают в системах водоснабжения. Здесь они становятся причиной обрастания различных поверхностей. Это одни из наиболее опасных сообществ гидробионтов в плане формирования биологических помех.

В пелагической подсистеме выделяют две группировки: планктон и нектон. К первым относятся микроскопические и субмикроскопические организмы: бактерии, водоросли, ракообразные, коловратки. Нектон представлен крупными подвижными формами, в пресных водах — рыбами.

Таким образом, биотическая часть техно-экосистемы имеет сложную структуру, где каждое сообщество выполняет определенную функцию. Знание определенных характеристик биотической структуры техно-экосистем необходимо по многим причинам. В первую очередь, только на основании достаточной информации о составе и структуре сообществ можно разрабатывать экологические потенциалы для отдельных техно-экосистем. Очевидно, что добиться абсолютного совпадения реального экологического состояния с установленным «эталонным» потенциалом невозможно, поэтому следует определить границы, пределы возможных колебаний характеристик и параметров, в частности показателей обилия гидробионтов той или иной группировки. Экологический и гидробиологический мониторинг представляет собой весьма кропотливую и сложную процедуру. Поэтому важно определить небольшое количество наиболее показательных характеристик, на основании которых можно было бы судить о состоянии отдельных гидробиологических группировок и экосистемы в целом.

Выводы

Техно-экосистема представляет собой сложный комплекс элементов неживой природы, живых организмов, технических систем, агрегатов. Как в любой системе, эти элементы связаны множеством прямых и обратных связей, которые и определяют функционирование целостной системы. Биологические объекты играют важную роль в функционировании всей техно-экосистемы. Контроль

и гидробиологический мониторинг в техно-экосистемах АЭС должен быть направлен как на получение информации о текущем состоянии популяций

и сообществ гидробионтов, так и на выявление адвентивных видов, появление которых может привести к непредсказуемым последствиям.

Список использованной литературы

1. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. — К. : Твій формат, 2006. — 240 с. — (Вид. офіційне).
2. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М. Ф. Поливанная. — К. : Наук. думка, 1991. — 192 с.
3. Концепция техно-экосистемы и ее значение для развития экологической политики в атомной энергетике Украины / А. А. Протасов, А. А. Немцов, А. Н. Масько, А. А. Силаева // Ядерна енергетика та довкілля. — 2013. — № 1. — С. 59—62.
4. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.

Получено 27.11.2013

УДК 582.26/27:574.65(621.311.22)(621.311.25)

*Т. Н. Новоселова**Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев***ОСОБЕННОСТИ ГРУППИРОВОК ФИТОПЛАНКТОНА В ТЕХНО-ЭКОСИСТЕМАХ АТОМНЫХ И ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ**

Рассмотрены особенности формирования видового состава и количественных показателей фитопланктона в водоемах-охладителях АЭС и ТЭС, в частности в водоемах Запорожской и Хмельницкой АЭС. Указаны возбудители «цветения» воды, зарегистрированные в фитопланктоне водоемов-охладителей Запорожской и Хмельницкой АЭС.

Ключевые слова: фитопланктон, техно-экосистема, водоем-охладитель, АЭС, ТЭС.

В Украине ведущая роль в производстве электроэнергии (около 50 %) принадлежит атомным электростанциям (АЭС) [1]. Технология производства электрической энергии на АЭС и ТЭС предусматривает использование больших объемов воды для охлаждения, источником которой могут служить как естественные водоемы, так и специально построенные водоемы-охладители (ВО), с аккумуляцией воды рек или заполненные дополнительной водой.

Водоемы-охладители включены в сложную техно-экосистему — комплекс многих взаимосвязанных между собой биотических, абиотических и техногенных элементов [2].

Процессы, происходящие в техно-экосистемах, важны как с точки зрения возможного или реального воздействия электростанций на окружающую среду, так и обратного воздействия различных биологических факторов на работу оборудования и технологические процессы. Одним из важнейших элементов техно-экосистем, в том числе водоемов-охладителей ТЭС и АЭС, является пелагическая подсистема и важный её элемент — фитопланктон.

На территории Украины находятся три функционирующие атомные электростанции, в системах охлаждения которых используются водоемы-охладители. Комплексные гидробиологические исследования на водоемах-охладителях Запорожской (сентябрь-октябрь 2011 г.) и Хмельницкой (август-сентябрь 2012 г.) АЭС были проведены специалистами Института гидробиологии НАН Украины.

Водоем-охладитель Запорожской АЭС (ЗАЭС) — один из наиболее техногенно нагруженных в Украине. Он входит в техно-экосистему самой крупной в Европе АЭС (мощность 6000 МВт). Его объем составляет 47,0 млн. м³, площадь водного зеркала — 8,2 км². Подпитка ВО производится за счет части сбросных циркуляционных вод Запорожской ТЭС. ВО эксплуатируется в режиме практически постоянной продувки (9 мес.) с водосбросом в Каховское водохранилище.

Водоем-охладитель Хмельницкой АЭС (ХАЭС) представляет собой водохранилище на р. Гнилой Рог, весь сток которой полностью аккумулируется ВО. По проектным данным площадь зеркала водоема-охладителя составляет около 20 км², объем — 120 млн. м³. Для пополнения ВО предусмотрен забор воды из р. Горынь, однако объем этой подпитки составляет небольшую часть водного баланса.

Флористический состав фитопланктона во всех подогреваемых водоемах представлен в основном довольно обычными, широко распространенными пресноводными планктонными эвритермными видами и очень сходен с таковым в водоемах с естественным температурным режимом [3].

Основу видового богатства фитопланктона водоемов-охладителей ЗАЭС и ХАЭС формировали зеленые, диатомовые и синезеленые водоросли (цианопрокариоты), однако доля синезеленых во флористическом спектре фитопланктона ЗАЭС была несколько выше, чем диатомовых (20,0 и 16,4 % общего количества видов, соответственно). Количество обнаруженных таксонов водорослей находилось на сходном уровне: 56 — в ВО ЗАЭС и 61 — в ВО ХАЭС.

Отмечено, что подогрев воды в целом способствует повышению видового богатства фитопланктона [3]. Однако были зарегистрированы и случаи его снижения. Например, на Литовской и Новочеркасской ГРЭС отмечалось уменьшение видового богатства водорослей планктона в зонах подогретой воды [4, 5]. В то же время на Хмельницкой и Запорожской АЭС термический фактор не являлся определяющим в формировании и распределении по акватории таксономического состава фитопланктона.

В водоеме-охладителе ХАЭС в разные периоды исследования в отводящем канале по сравнению с подводящим регистрировалось как меньшее, так и большее количество видов, а в ВО ЗАЭС оно было практически одинаковым. Более существенное значение в пространственном распределении фитопланктона имеет формирование гидродинамических условий при ветровом воздействии.

В целом распределение фитопланктона по акватории подогреваемых водохранилищ можно считать довольно равномерным. Изменение количества видов водорослей по участкам, несмотря на значительные различия в их температурном режиме, как правило, небольшое (в пределах $\pm 2...18\%$ по отношению к зоне с наименьшей температурой воды) [3]. Обусловлено это усиленным перемешиванием в результате постоянного расхода охлаждающей воды. При этом на фоне незначительных изменений в составе фитопланктона по участкам водохранилищ наблюдается более или менее выраженная тенденция к увеличению видового богатства и биомассы фитопланктона в зоне сброса подогретых вод в зимне-весенний период и к снижению — в летний [3].

В большинстве случаев количественные показатели фитопланктона в подогреваемых водоемах колеблются в тех же пределах, что и в водоемах с естественным температурным режимом. Вместе с тем, в условиях оборотной системы охлаждения постоянный подогрев приводит обычно к определенным изменениям уровня и динамики количественного развития фитопланктона в зонах подогрева по сравнению с участками акваторий.

Численность фитопланктона в техно-экосистеме (в собственно водоеме-охладителе и каналах) ЗАЭС составляла от 10,6 до 43,1 млн. кл/дм³. Наиболее обильной группой на всей исследованной акватории были синезеленые водоросли (41,6—88,2 % общей численности), в состав доминирующего комплекса входили *Aphanizomenon flos.-aquae* (L.) Ralfs., *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend Elenkin, *Merismopedia elegans* A. Braun, *Oscillatoria* sp. Значения биомассы в исследуемый период колебались в диапазоне 2,8—8,9 мг/дм³. Ведущая роль принадлежала диатомовым (36,8—74,6 % общей биомассы) и зеленым (11,5—54,3 %) водорослям. Исключение составляли канал подпитки и сбросной канал, где к доминирующему комплексу присоединялись синезеленые (*M. aeruginosa* и *Aph. flos.-aquae*). Преобладали по биомассе, как и по численности, из диатомовых — *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Sim., *Stephanodiscus hantzshii* Grunow, *Synedra acus* Kütz.; из зеленых — вольвоксовые *Phacotus coccifer* Korsch. и хлорококковые — *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew.

Количественные показатели фитопланктона водоема-охладителя ХАЭС по численности составляли 4,15...15,86 млн. кл/дм³, по биомассе — 0,74...9,07 мг/дм³. В состав доминирующего комплекса по численности входили синезеленые *Microcystis pulvereae* f. *incerta* (Lemmerm.) Elenkin, *M. aeruginosa*, по биомассе — криптофитовые *Cryptomonas* sp. и динофитовые — *Ceratium Hirundinella* (O. Müll.) Schrank.

Постоянный подогрев воды оказывает на количественное развитие фитопланктона как стимулирующее влияние [6], так и угнетающее [7]. В водоеме-охладителе ХАЭС численность фитопланктона в отводящем канале была в 2, а биомасса — в 2,5 раза ниже, чем в подводящем. В водоеме-охладителе ЗАЭС количество фитопланктона в этих двух зонах находилось приблизительно на одном уровне.

Водоемы-охладители имеют техническое назначение и используются для охлаждения теплообменного оборудования электростанций. Нормальная работа систем циркуляционного и технического водоснабжения ТЭС и АЭС возможна только при поддержании тех характеристик водоема, которые предусмотрены проектными параметрами, а они могут изменяться вследствие биологических процессов. В частности, при массовом развитии синезеленых водорослей, вызывающих «цветение» воды, возрастает содержание растворенного и взвешенного органического вещества в воде, что вызывает загрязнение теплообменных аппаратов органическими отложениями, инициирует образование на теплообменных поверхностях биопленки. Кроме того, скопление на поверхности воды планктонных водорослей при «цветении» приводит к снижению теплоотдачи в атмосферу.

Массовое развитие синезеленых, вызывающих «цветение» воды, в подогреваемых водоемах, как и в естественных, происходит обычно в летний и ранне-осенний периоды. В фитопланктоне водоемов-охладителей ЗАЭС и ХАЭС были зарегистрированы такие возбудители «цветения», как *Aph. flos.-aquae*, *M. aeruginosa*. Несмотря на то что их вклад в формирование показателей общей биомассы был достаточно высок, в исследуемый период обилие этих водорослей не достигало критических значений, характерных для «цветения» воды.

Следует обратить внимание на несвойственное для водоемов Украины интенсивное развитие в условиях сильного подогрева представителей тропической и субтропической флоры. В июле 1995 г. в планктоне водоема-охладителя ЗАЭС был зарегистрирован факт массового развития *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) Y. Miller. Биомасса этих водорослей здесь достигала 39,9 мг/дм³, что соответствует уровню «цветения» воды IV степени. Основу биомассы формировали и имели 100 % частоту встречаемости по водоему *A. Raciborskii* и *Oscillatoria agardhii* Gom [8].

Фитопланктон может оказывать как положительное (фотосинтетическая аэрация водных масс, кормовая база для беспозвоночных и рыб), так и отрицательное (биопомехи) влияние на санитарно-экологическое состояние водоема-охладителя и работу технических систем электростанций.

Значительное ослабление или усиление фотосинтеза, особенно в условиях подогрева, может приводить к изменениям кислородного режима. Кроме того, в результате жизнедеятельности фитопланктона резко снижается содержание двуокси углерода в воде (в дневное время), что способствует распаду бикарбонатов и образованию накипи на внутренних поверхностях трубок конденсаторов. При разложении водорослей образуются фенолы. Интенсивное развитие фитопланктона усиливает

образование как карбонатных, так и органических отложений в трубках конденсаторов, что приводит к снижению мощности электростанций.

Фитопланктон, наряду с другими экологическими группировками гидробионтов, играет важную роль в техно-экосистемах энергетических станций. Показатели его состава, обилия должны быть включены в число первостепенных гидробиологических показателей при организации экологического и гидробиологического мониторинга.

Список использованной литературы

1. Гідроекологічна безпека атомної енергетики в Україні / В. Д. Романенко, М. І. Кузьменко, С. О. Афанасьєв та ін. // Вісн. НАН України. — 2012. — № 6. — С. 41—51.
2. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / [А. А. Протасов, В. П. Семенченко, А. А. Силаева и др.]; под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.
3. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / А. А. Протасов, О. А. Сергеева, С. И. Кошелева [и др.]. — К. : Наук. думка, 1991. — 192 с.
4. Теплоэнергетика и окружающая среда. Гидротермический и гидрохимический режим водохранилища-охладителя Литовской ГРЭС / Под ред. А. Жукаускаса. — Т. 1. — Вильнюс : “Мокслас”, 1981. — 163 с.
5. Гуртовая А. П. Гидрохимический режим и альгофлора сбросного канала Новочеркасской ГРЭС / А. П. Гуртовая, Л. М. Саянина, З. С. Морковник // Антропогенное эвтрофирование природных вод. — Т. 1. Черноголовка. — 1977. — С. 117—119.
6. Пидгайко М. А. Итоги изучения гидробиологического режима пресных водоемов-охладителей ТЭС Украины / М. А. Пидгайко, В. Г. Гринь // Гидробиол. журн. — 1970. — Т. 6, № 2. — С. 36—44.
7. Теплоэнергетика и окружающая среда. Влияние термического режима водохранилища-охладителя Литовской ГРЭС на его гидробионты / Под ред. К. Янкавичюса. — Т. 2. — Вильнюс : “Мокслас”, 1981. — 167 с.
8. Структура и функциональные характеристики пелагических и контурных группировок гидробионтов в водоеме-охладителе Запорожской АЭС / Р. А. Калиниченко, О. А. Сергеева, А. А. Протасов, О. О. Сеницына // Гидробиол. журн. — 1998. — Т. 32, № 1. — С. 15—25.

Получено 19.11.2013

УДК 581.526.3(621.311.22:621.311.25)(285.3)(477)

Т. Н. Дьяченко

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

**МАКРОФИТЫ В ВОДОЕМАХ-ОХЛАДИТЕЛЯХ
АТОМНЫХ И ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ УКРАИНЫ**

Акцентируется внимание на роли макрофитов в природно-техногенных экосистемах водоемов-охладителей, на особенностях взаимовлияния растений и систем водоснабжения станции. Рассматривается степень изученности макрофитов, указывается на необходимость мониторинга и контроля их состояния в водоемах-охладителях Украины.

Ключевые слова: макрофиты, водоемы-охладители, биологические помехи, экологический мониторинг.

Согласно обновленной Энергетической стратегии Украины, потребление электроэнергии к 2030 г. возрастет почти на 190 млрд. кВт·ч/год. Поскольку ресурсы крупной гидроэнергетики в стране практически исчерпаны, а выработка энергии из альтернативных источников (по прогнозам НАН Украины) не превысит 10 % общего ее производства, основная нагрузка ляжет на тепловую и ядерную энергетику [4]. Для увеличения производства электроэнергии потребуется строительство новых станций или введение в эксплуатацию дополнительных энергоблоков на уже имеющихся АЭС.

Общая особенность эксплуатации тепловых и ядерных энергоблоков — потребность в значительных объемах воды для их охлаждения. В настоящее время эта потребность удовлетворяется, главным образом, за счет создания водоемов-охладителей (ВО). Последние можно рассматривать как природно-техногенные системы. С одной стороны, они являются определенными элементами ландшафта и подвергаются воздействию тех же факторов, что и остальные водные объекты региона. С другой стороны, ВО испытывают значительный антропогенный пресс, усиливающийся при комплексном их использовании. Биота водоемов не только находится под действием природных и антропогенных факторов, но и, достигнув определенного развития, сама начинает создавать биопомехи в работе систем водоснабжения (обрастание различных поверхностей, засорение загрязняющих решеток насосных станций и т. д.).

Макрофиты и их роль в водных экосистемах. Термин «водные макрофиты» в русскоязычной литературе уточнен И. М. Распоповым [16]: это водные растения, хорошо различимые без применения увеличительных приборов. В пресных водах к ним относятся высшие водные растения (т. е. представители отделов мохообразных, плаунообразных, хвощеобразных, папоротникообразных и покрытосеменных), харовые, а также макроскопические красные, желто-зеленые сифоновые и зеленые нитчатые водоросли [14]. Среди макрофитов выделяют

настоящие водные растения (гидрофиты) и растения воздушно-водные (гелофиты).

Гидрофиты подразделяют на макроскопические водоросли и водные мхи; гидрофиты, плавающие в толще воды (например, *Ceratophyllum*, *Lemna trisulca*, *Utricularia*); укорененные погруженные гидрофиты (*Myriophyllum*, *Najas*, *Vallisneria* и др.); укорененные гидрофиты с плавающими листьями (*Nuphar*, *Nymphaea*, *Nymphoides*, *Potamogeton nodosus* и др.); свободноплавающие гидрофиты (*Lemna minor*, *Salvinia*, *Spirodela* и др.).

Гелофиты бывают низкотравные, средняя высота которых меньше 1 м (*Butomus*, *Sagittaria*, *Sparganium erectum* и др.), и высокотравные — со средней высотой 1 м и более (*Typha*, *Phragmites*, *Scirpus* и др.).

Макрофиты — один из основных компонентов биоты большинства экосистем мелководных акваторий, играющий важную роль в их функционировании. В результате процессов жизнедеятельности растения создают первичную продукцию, участвуют в процессах самоочищения и самозагрязнения водных объектов, формируя качество воды. Заросли, расположенные в прибрежной зоне, не только укрепляют берега, но и играют роль механических фильтров, перехватывая и задерживая биогенные вещества и взвешенные частицы, поступающие с водосбора. Большая часть этих частиц накапливается на поверхностях растений и создает условия для заселения сообществами эпифитона. Эпифитные группировки водорослей (сюда могут входить как микро-, так и макроводоросли) являются важными продуцентами кислорода, а бактериоэпифитону принадлежит основная роль в деструкции загрязнений органической природы. Согласно [5], бактериоэпифитон осуществляет до 70 % общей деструкции органических веществ. Растения в данном случае не только служат субстратом для обрастателей, они выделяют вещества-стимуляторы и поглощают ингибиторы роста бактерий, а также усваивают промежуточные продукты распада.

Макрофиты, особенно настоящие водные, насыщают воду кислородом, который используется как на дыхание гидробионтов, так и на окисление содержащихся в ней химических веществ. Выделение кислорода погруженными растениями в поверхностных слоях воды в 2—3 раза превышает его потребление. Также погруженные растения играют важную роль в биогенной декальцинации водоемов. В ходе фотосинтеза повышается pH, нарушается карбонатное равновесие и на поверхности растений происходит осаждение кальция в виде нерастворимых карбонатов, что способствует умягчению воды.

В процессе питания растения поглощают из воды и донных отложений, накапливают, утилизируют и трансформируют биогенные вещества, микроэлементы, а вместе с ними и разные токсиканты, соли тяжелых металлов, радиоактивные изотопы, фенолы, высокомолекулярные органические вещества и пр. Коэффициенты накопления различных веществ разными видами значительно отличаются. Этот факт можно использовать при подборе растений в искусственных биоплато для доочистки поступающих в ВО стоков.

Помимо непосредственного участия в формировании качества воды, макрофиты играют в водных экосистемах эдификаторную роль, создавая биогеоценологическую среду для связанных с ними гидробионтов. Биологически активные вещества, выделяемые высшими водными растениями (особенно манником, аиром, ежеголовником, кубышкой), обладают высоким альгицидным и антибактериальным действием. Поэтому состав флоры микроводорослей и фауны беспозвоночных животных на заросших и свободных от зарослей участках существенно различается.

Заросли высших водных растений (ВВР) служат убежищами, местами нагула и нереста для многих видов рыб. Высшие растения, макроскопические водоросли и фитопланктон — конкуренты в борьбе за питательные вещества, поэтому развитие высших растений может сдерживать развитие водорослей, в том числе нитчатых, создающих серьезные помехи в работе ТЭС и АЭС.

Влияние техногенных факторов на состояние растений ВО. В процессе работы тепловых и ядерных реакторов температура воды в ВО несколько повышается, что особенно заметно в районе сбросных каналов. Температурный максимум, при котором встречаются высшие водные растения, лежит в интервале 30—40 °C [2]. Прогревание воды до 28—30 °C часто стимулирует процессы вегетативного роста (могут увеличиться площади зарослей), однако не всегда приводит к росту растительной продукции, поскольку вследствие интенсивного дыхания растения накапливают меньшую фитомассу.

Наиболее чувствительными физиологическими показателями температурных повреждений растений являются фотосинтез и дыхание [1]. Опытным путем установлено, что разница пороговых температур для различных видов растений незначительна. Так, теплоустойчивость, проявляющаяся на цитологическом уровне, для роголистника темно-зеленого составляет 43 °C, для рдестов гребенчатого и пронзеннолистного — 39,0 и 39,5, элодеи канадской — 40, а водокраса — 44 °C. Однако в природе растения таких температур, как правило, не выдерживают. Например, в ВО Литовской ГРЭС [13] повышение средней температуры воды с 18 до 28 °C на большинство видов водных растений оказало негативное воздействие (из 59 видов осталось 26), особенно пострадали растения с плавающими листьями и харовые водоросли. *Vallisneria spiralis*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, по данным В. М. Катанской [12], наоборот, повышение температуры переносят хорошо.

Повышение температуры воды может оказывать влияние и на глубину распространения макрофитов, но только в случае проникновения теплых вод на нижние горизонты, где процессы фотосинтеза лимитируются слабым освещением [3]. В поверхностных, достаточно освещенных слоях умеренно высокие температуры способствует усилению общего уровня метаболизма.

Из сказанного следует, что дополнительное прогревание водоема изменяет участие разных видов в его зарастании. В первую очередь угнетаются харовые водоросли, которые могут и отмереть. Преобладающие условия для развития получают *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus*, *P. pectinatus*, *P. lucens*, *Elodea canadensis*, возможно, и *Ceratophyllum demersum*. При занесении растительных зачатков здесь могут развиваться и виды, характерные для более южных регионов Украины, — *Vallisneria spiralis*, *Salvinia natans*, *Trapa natans*.

Воздействие повышенных температур вызывает также более раннее, в сезонном аспекте, прогревание воды и донных отложений, что приводит к смещению фенологических фаз в развитии макрофитов и сказывается на протекании всех биологических процессов в водоеме. Согласно [3], ускоренное развитие и раннее отмирание наблюдаются только у гидрофитов, на гелофиты нагревание воды влияет мало, разве что ускоряет накопление фитомассы видами, растущими в воде.

Состояние изученности макрофитов ВО тепловых электростанций Украины. Макрофитная растительность ВО тепловых станций изучена недостаточно. В литературе встречаются сведения, фрагментарно описывающие растительность некоторых ВО в конце 60-х — начале 70-х годов прошлого века [8, 11], часть из них посвящена борьбе

с зарастанием [19—21]. Наиболее подробно растительность ВО описывается в монографии В. М. Катанской [12], где анализируются литературные данные почти за 50-летний срок изучения ВО тепловых электростанций Советского Союза и материалы собственных исследований автора, также проведенных в первой половине 70-х годов XX века. К сожалению, в данной монографии описываются лишь пять (охладители Змиевской, Бурштынской, Кураховской, Добротворской и Мирановской ТЭС) из 19 ВО тепловых электростанций Украины [17], причем в трех из пяти (Бурштынской, Добротворской, Змиевской ТЭС) незадолго до обследования проводилась очистка от растительности.

Современная работа С. М. Голубничей [6] посвящена флоре макрофитов ВО Кураховской и Зуевской ТЭС в Донецкой области и ее всестороннему анализу. Однако ни характер зарастания, ни даже список видов в статье не приводится.

Согласно В. М. Катанской, флора ВО близка к флоре естественных водоемов. Во вновь созданных ВО ее формирование осуществляется за счет растительных зачатков затопленных территорий и заносных видов. Дальнейшее развитие флоры и формирование растительного покрова определяются особенностями водоема (зональными факторами, условиями биотопа, степенью и характером антропогенной нагрузки). От этого зависят состав видов, проективное покрытие, густота травостоя и фитомасса растений. Поэтому растительность ВО, расположенных в одной зоне, и даже растительность в разных частях одного и того же водоема могут различаться. Географический анализ флористических списков ВО, расположенных в лесной, лесостепной и степной зонах, свидетельствует об их сходстве, однако степень распространения видов неодинакова. Например, из погруженных растений в ВО лесной зоны почти постоянно встречается *Ceratophyllum demersum*, в лесостепи и степи он отмечается значительно реже; во всех зонах одинаково хорошо развита *Myriophyllum spicatum*, часты тут и *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus*, *P. pectinatus*, причем в лесостепи и степи они развиты лучше, чем в лесной зоне. Распространена в них и *Elodea canadensis*, а *Potamogeton crispus*, наоборот, — массовый вид для степных ВО, чего нельзя сказать про лесостепную и лесную зоны. Из воздушно-водных растений в ВО всех зон встречаются *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia*, *Schoenoplectus lacustris*. В лесной и лесостепной зонах обычны *Butomus umbellatus*, *Sagittaria sagittifolia*, *Sparganium erectum*, в степи они отмечены значительно реже. В ВО Украины преобладают виды, имеющие космополитный, голарктический и евразийский ареалы. С увеличением прозрачности воды количество

погруженных видов возрастает. В растительном покрове доминируют воздушно-водная и погруженная растительность. Сообщества, в основном, просто устроены, одноярусные, маловидовые [12].

Макрофиты водоемов-охладителей атомных электростанций Украины. В настоящее время в Украине в эксплуатации находятся 15 ядерных реакторов [18] на четырех атомных станциях — Ровенской, Южно-Украинской, Запорожской, Хмельницкой. На трех из них (кроме Ровенской) для охлаждения реакторов используют воду ВО. Чернобыльская АЭС выведена из эксплуатации в 2000 году и в настоящее время ее ВО готовят к спуску.

На водоеме-охладителе Южно-Украинской АЭС специальные гидробиологические исследования не проводились. Можно отметить, что характерной особенностью этого водоема является резкое увеличение глубины от берега, поскольку создан он в глубокой балке. Берега по всему периметру укреплены щебнем. Мелководья составляют около 17 % площади водного зеркала, т. е. 1,1 км². При достаточной прозрачности и не слишком высокой температуре воды эти площади, особенно в верхней части водоема, могли бы зарастать. В водоеме отмечены *Phragmites australis* и нитчатые водоросли.

Водоем-охладитель Запорожской АЭС достаточно глубок, площадь мелководий невелика, берега по периметру отсыпаны крупным камнем. Водоем характеризуется повышенной температурой воды в течение всего года. Растительность представлена тростниковыми зарослями куртинного сложения и большой плотности, что позволяет им противостоять разрушающему действию волн. Распространены здесь и нитчатые водоросли [15].

Растительность ВО Чернобыльской АЭС изучалась в 1989 [7], 2003 [10] и 2013 годах в связи с предполагаемым его спуском. Водоем-охладитель условно поделен на три части — холодную, теплую и новую, заполненную в 1981 году. В донных отложениях ВО, особенно в первые годы после его создания, преобладали бедные питательными веществами пески. Поэтому зарастает он очень медленно. Спустя 8 лет после окончательного заполнения в нем было отмечено всего пять видов ВВР (табл. 1).

Заросшие площади не превышали 1 га. Исследования, проведенные в 2003 году, показали, что количество видов возросло до 13. Участки с глубинами от 2,5 до 3,5—4,0 м занимали сообщества роголистника, урути колосистой и рдеста блестящего (в бывшей холодной части), на глубинах до 2 м преобладали группировки наяды морской и рдеста гребенчатого. Массово развивались зеленые нитчатые водоросли. В 2013 году в ВО

Таблица 1. Высшие водные растения ВО Чернобыльской и Хмельницкой АЭС

Экологическая группа, вид / ВО	Водоем-охладитель			
	ЧАЭС		ХАЭС	
	1989 г.	2003 г.	2013 г.	2010 г.
<i>Гелофиты высокотравные</i>				
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud — Тростник обыкновенный	+	+	+	+
<i>Typha angustifolia</i> L. — Рогоз узколистный	+	+	+	+
<i>T. latifolia</i> L. — Рогоз широколистный	+		+	+
<i>T. laxmannii</i> Lepech — Рогоз Лаксмана				
<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla — Схеноплект озерный		+	+	+
<i>Гелофиты низкотравные</i>				
<i>Butomus umbellatus</i> L. — Сусак зонтичный	+	+	+	+
<i>Acorus calamus</i> L. — Аир обыкновенный			+	
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L. — Стрелолист стрелолистный				+
<i>Гидрофиты с плавающими листьями</i>				
<i>Nuphar lutea</i> (L.) Smith — Кубышка желтая		+	+	
<i>Potamogeton gramineus</i> L. — Рдест злаколистный		+		
<i>P.x fluitans</i> Roth — Гибридный вид рдеста		+	+	
<i>Polygonum amphibium</i> L. — Горец земноводный				
<i>Гидрофиты свободноплавающие</i>				
<i>Spirodela polyrrhiza</i> (L.) Shleid — Многокоренник обыкновенный			+	+
<i>Lemna minor</i> L. — Ряска маленькая				+
<i>Hydrocharis morsus-ranae</i> L. — Водокрас обыкновенный			+	+
<i>Salvinia natans</i> L. — Сальвиния плавающая			+	
<i>Гидрофиты, плавающие в толще воды</i>				
<i>Lemna trisulca</i> L. — Ряска трехбороздчатая				+
<i>Ceratophyllum demersum</i> L. — Роголистник темно-зеленый		+	+	+
<i>Гидрофиты погруженные</i>				
<i>Elodea canadensis</i> Michx. — Элодея канадская				+
<i>Najas marina</i> L. — Наяда морская		+	+	+
<i>Caulinia minor</i> (All.) Coss. et Germ. — Каулиния малая			+	+
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L. — Рдест пронзеннолистный		+	+	+
<i>P. lucens</i> L. — Рдест блестящий		+		+
<i>P. pectinatus</i> L. — Рдест гребенчатый	+	+	+	+
<i>P. compressus</i> L. — Рдест сплюснутый				+
<i>P. berchtoldii</i> Fieb. — Рдест Берхтольда				+
<i>Myriophyllum spicatum</i> L. — Уруть колосистая		+	+	+
И т о г о	5	13	17	20

встречалось 17 видов высших водных растений; площади, занятые гелофитами, увеличились (произошло смыкание отдельных куртин тростника и продвижение его на большие глубины). Площади гидрофитов, наоборот, значительно сократились, в основном за счет исчезновения зарослей роголистника и рдеста блестящего в глубинном интервале 2,5—4,0 м. Причиной могут быть годовые флуктуации растительности, связанные с погодными условиями, или же уменьшение прозрачности воды. Запасы фитомассы и продукция нитчатых водорослей остались практически на уровне 2003 года, однако в осенний период они могут на порядок возрасти.

Гидробиотические исследования Хмельницкой АЭС проводились в 2007 году [9]. В водоеме обнаружено 18 видов высших водных растений, харовые и зеленые нитчатые водоросли. Последние массово развиваются в сообществах высших растений, отличаются высокими продукционными показателями и могут быть источником биопомех в работе энергоблока.

Водоем условно поделен на пять районов, различающихся глубинами, характером береговой линии, донными отложениями, тепловой нагрузкой. Заращение каждого района также отличается. Гелофиты занимают прибрежный пояс, выдвигаясь на плес до глубины 0,8 м. Преобладают ценозы тростника, рогозов узколистного и широколистного, схеноплекта озерного. Сообщества гидрофитов отмечаются на глубинах до 2,5 м, глубже встречались лишь отдельные побеги роголистника и урути. На глубине до 2 м распространены ценозы рдеста пронзеннолистного с элодеей канадской, урутью, рдестом гребенчатым или роголистником, от 2 до 2,5 м — сообщества рдеста блестящего. Обследование водоема в 2010 году показало, что в нем продолжают появляться новые виды: были найдены рогоз Лаксмана и наяда морская, характерные для солоноватых вод. Наяда уже сейчас встречается в подводящем канале, а при массовом развитии может вызвать серьезные помехи в водоснабжении станции.

Директива 2000/60/ЕС [22] рассматривает макрофиты как один из показателей экологического состояния водного объекта. Поэтому для определения экологического потенциала техногенно измененного водоема и определения воздействия станции на окружающую среду следует проводить мониторинг видового состава, площади зарастания и проективного покрытия макрофитов как самого ВО, так и фонового водоема. Такой же мониторинг состояния макрофитов необходим для своевременного реагирования на массовое развитие того или иного вида и для предотвращения биопомех в работе систем водоснабжения станции.

Список использованной литературы

1. *Александров В. Д.* Клетка, макромолекула и температура / В. Д. Александров. — Л. : Наука, 1975. — С. 13—102.
2. *Библь Р.* Цитологические основы экологии растений / Р. Библь. — М. : Мир, 1965. — 463 с.
3. *Биочино А. А.* Действие подогретых вод ГРЭС на высшие водные растения / А. А. Биочино // Тр. ИБВВ. — 1985. — № 52 (055). — С. 3—12.
4. Розвиток ядерної енергетики в Україні / В. М. Васильченко, М. І. Константинов, Л. Л. Литвинський, О. А. Пуртов // Ядерна енергетика та довкілля. — 2013. — № 1. — С. 7—13.
5. Гидробиология каналов Украинской ССР. — К. : Наук. думка, 1990. — 240 с.
6. *Голубнича С. М.* Флора макрофітів водосховищ-охолоджувачів Донецької області / С. М. Голубнича // Укр. ботан. журн. — 2000. — Т. 57, № 1. — С. 45—47.
7. *Горбик В. П.* Растительность водоема-охладителя ЧАЭС / В. П. Горбик // Гидроэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС. — К. : Наук. думка, 1992. — С. 63—64.
8. *Гринь В. Г.* Донная альгофлора водоемов-охладителей Украины / В. Г. Гринь // Гидрохимия и гидробиология водоемов-охладителей тепловых электростанций СССР. — К., 1971. — С. 154—173.
9. *Дьяченко Т. Н.* Макрофиты водоема-охладителя Хмельницкой АЭС / Т. Н. Дьяченко // Гидробиол. журн. — 2008. — Т. 4, № 4. — С. 24—30.
10. *Дьяченко Т. Н.* Макрофиты водоема-охладителя Чернобыльской АЭС / Т. Н. Дьяченко, О. И. Насвит // Гидробиол. журн. — 2005. — Т. 41, № 3. — С. 9—14.
11. *Журавель П. А.* К экологии теплолюбивых гидробионтов в водоемах с теплыми водами ГРЭС Днепропетровской области / П. А. Журавель // Влияние тепловых электростанций на гидролог. и биол. водоемов: Тез. докл. второго симпозиума, Борок, 26—28 авг. 1974 г. — Борок: [Б. и.], 1974. — С. 65—67.
12. *Катанская В. М.* Растительность водохранилищ-охладителей тепловых электростанций Советского Союза / В. М. Катанская. — Л. : Наука, 1979. — 278 с.
13. Влияние термического режима водоема на гидрофитоценозы / Д. П. Марчуленене, Р. Ф. Душаускене-Дуж, Э. Б. Мотенюнене и др. // Экология. — 1982. — № 2. — С. 49—55.
14. *Папченков В. Г.* О классификации растений водоемов и водотоков / В. Г. Папченков // Материалы школы по гидробиологии, Борок, 8—12 апр. 2003 г. — Рыбинск: ОАО Рыбинский дом печати, 2003. — С. 23—26.
15. Гидробиологические исследования техно-экосистемы Запорожской АЭС / А. А. Протасов, А. А. Силаева, Л. П. Ярмошенко и др. // Гидробиол. журн. — 2013. — Т. 49, № 2. — С. 78—94.
16. *Распопов И. М.* О некоторых понятиях гидробиологии / И. М. Распопов // Гидробиол. журн. — 1978. — Т. 14, № 3. — С. 20—26.
17. *Романенко В. Д.* Основы гидроэкологии / В. Д. Романенко. — К. : Генеза, 2004. — 664 с.
18. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.
19. *Шиманский Б. А.* Активные меры борьбы с зарастанием водохранилищ-охладителей / Б. А. Шиманский // Тр. ВГБО. — 1963. — Т. 4. — С. 74—114.
20. *Шиманский Б. А.* Высшая и низшая растительность в водохранилищах-охладителях ТЭС, предотвращение ее развития и меры борьбы / Б. А. Шиманский // Всесоюз. науч.-технич. совещ. : Тез. докл. — М. : [Б. и.], 1970. — С. 117—121.
21. *Шиманский Б. А.* Высшая водная растительность Кучурганского лимана до и после использования его в качестве водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС / Б. А. Шиманский // Гидротерм. и химико-гидробиол. исследования охладителей циркуляционной воды тепловых электростанций. — Л., 1971. — С. 214—242.
22. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 // Official Journal of the European Communities. — L. 327. — 22.12.2000. — 72 p.

Получено 20.11.2013

УДК 574.586:574.65 (621.311.22) (621.311.25)

И. А. Морозовская, А. А. Протасов

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЗООПЕРИФИТОН И ОБРАСТАНИЕ В ВОДОЕМАХ-ОХЛАДИТЕЛЯХ
АТОМНЫХ И ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ

Приводятся результаты исследований зооперифитона водоемов-охладителей АЭС и ТЭС. Рассматриваются процессы формирования сообществ на экспериментальных субстратах. Обсуждаются проблемы, связанные с возникновением биологических помех в работе электростанций.

Ключевые слова: зооперифитон, обрастание, водоем-охладитель, АЭС, ТЭС.

В водоемах-охладителях (ВО) сообщества перифитона играют особую роль. В них, как правило, существует значительное количество различных техногенных твердых субстратов, на которых развиваются организмы перифитона с достаточно высокими показателями обилия [1, 2]. Продолжением твердых субстратов водоема являются системы циркуляционного и технического водоснабжения самой станции. Обрастание — это часть сообществ перифитона, которые развиваются на антропогенных, в том числе техногенных, субстратах.

Перифитон в водоемах имеет характерную пространственную неоднородность, связанную с распределением и качеством твердых субстратов, температурой воды, локализацией субстратов в зависимости от расположения сброса подогретых вод, освещенностью. В водоемах-охладителях имеется большое количество твердых субстратов в виде облицовок берегоукрепления, дамб, сооружений водозабора и водовыпуска. Особенностью биотопов, в которых развиваются организмы перифитона, является их пространственная сложность. Например, значительно различаются бетонные облицовки берегоукрепления, дамб, гидросооружений, с одной стороны, и каменные отсыпки — с другой. Первые представляют собой двухмерный биотоп, а в каменной наброске, кроме поверхностей камней на ее внешней стороне, имеется много полостей, т. е. она представляет собой гораздо более пространственно сложный биотоп. Установлено, что в сложном биотопе каменной наброски под 1 м² может быть более 3 м² поверхностей с животными перифитона в нескольких слоях камней до глубины в толщу наброски более 1 м. Глубина заселения субстратов вглубь дамбы зависит от гидродинамических условий и кислородного режима в ВО [3]. В водоемах-охладителях металлические субстраты встречаются достаточно редко (опоры мостов, понтоны, трубопроводы и др.), однако они очень распространены в системах водоснабжения.

Организмы перифитона, будучи связаны с субстратом, в различных термических зонах не испытывают резких колебаний температуры, в отличие

от планктонных организмов при их прохождении через системы охлаждения. Однако мощные потоки циркуляционной воды могут способствовать дрейфу и прохождению бентосных и перифитонных организмов через охлаждающие системы [4].

Личиночные планктонные стадии организмов перифитона, пополняющие сообщества перифитона, находящиеся в зоне значительного подогрева, зависят от многих факторов, в первую очередь — от степени отрицательного воздействия на планктон работы насосов, резкого перепада давления, высокой температуры во время прохождения через системы водоснабжения.

В перифитоне ВО во всех температурных зонах интенсивно происходит как продуцирование органического вещества, так и его деструкция. Значительная роль в самоочищении принадлежит организмам-фильтраторам, в частности дрейссене, фильтрационная способность которой (совместно с дрейссеной бентоса) по объему осветляемой воды сопоставима с циркуляционными расходами станции. Так, в подводящем канале Хмельницкой АЭС на 1 км его протяженности по одному откосу фильтрация дрейссеной составляла 246 тыс. м³/сут или около 0,8 млн. м³/сут во всем канале. Расход воды в канале в разные сезоны года варьирует от 4 до 9 млн. м³/сут.

Среди беспозвоночных в перифитоне ВО Украины встречаются губки, мшанки, личинки ручейников, личинки хирономид, малощетинковые черви, ракообразные, брюхоногие моллюски. Реакция разных видов и групп животных перифитона на подогрев воды специфична. Губки (*Spongilla lacustris* L.) и мшанки (*Paludicella articulata* (Ehrenb.)) проявляют повышенную чувствительность и, как правило, в зонах влияния подогретых вод не встречаются. Макробеспозвоночные перифитона более устойчивы к повышению температуры, чем бентосные. Так, в литорали оз. Лукомского под воздействием подогрева (на 8,5 °C) видовое богатство зооперифитона повысилось с 66 до 76 таксонов ранга вида, в то время как зообентоса, наоборот, снизилось с 47 до 39 видов и форм [4].

На организмы перифитона существенное влияние оказывает температура. Например, при повышении температуры в ВО Криворожской ТЭС до 31—32 °С отмечалась гибель отдельных особей дрейссены, при повышении до 33 °С — её массовое отмирание. В сбросном отсеке, где температура воды была ниже, структура перифитона оставалась стабильной в связи со стабильностью популяции дрейссены [5].

Присутствие некоторых видов в тех или иных водоемах-охладителях можно объяснить степенью близости к источникам распространения или удаленностью от границ обычного ареала. Так, виды каспийского происхождения — *Cordilophora caspia* (Pallas), *Hypania invalida* Grube — обычны в водоеме-охладителе Криворожской ГРЭС, водоисточник которого — канал Днепр — Кривой Рог, начинающийся в Каховском водохранилище, где обитает большое количество видов каспийского происхождения [6]; в водоеме Чернобыльской АЭС эти виды не встречались [3]. В водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС отмечено более 10 видов-вселенцев, из которых наиболее существенное значение в экосистеме имели именно организмы перифитона и бентоса — два вида дрейссены.

Перифитон в водоемах-охладителях является биофондом для обрастания в системах водоснабжения [7]. В состав зооперифитона водоемов-охладителей, представляющего потенциальную угрозу в аспекте биологических помех, кроме дрейссены, входят также губки *Spongilla lacustris*, мшанки *Plumatella emarginata* Alm., *P. fungosa* Pallas, полип *Cordilophora caspia*. Так, в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС были отмечены массивные колонии мшанки *P. fungosa* на входе в подводящий канал, с биомассой более 1 кг/м². В 2008 году в подводящем канале Хмельницкой АЭС отмечены колонии губки *Eunapius carteri* (Bowerbank), покрывающие субстрат на 50—90 % [8].

Биопомехи, возникающие в водоеме-охладителе, могут привести к отклонениям его характеристик от проектных. Так, скопление на дне водоема биогенных отложений в виде раковин моллюсков, остатков высших водных растений приводит к уменьшению глубины водоема, созданию предпосылок массового поступления в системы водоснабжения вредных биогенных наносов [8]. Биопомехи в системах подведения и отведения циркуляционной охлаждающей воды, устройствах дополнительного охлаждения (подводящий, отводящий каналы, брызгальные бассейны, градирни) наиболее опасны, так как они сказываются непосредственно на работе блочной насосной станции и систем водоснабжения. Биопомехи вызываются личинками дрейссены, которые с током воды могут распространяться по техническим водоводам и формировать обрастание. Поселение в канале одних организмов, вызывающих

биопомехи, может создавать условия для поселения других. Так, поселение дрейссены на твердом бетонном субстрате создает условия для произрастания укореняющихся высших водных растений.

Для перифитона качество субстрата очень важно, но, как отмечено многими исследователями [9—11], заселяются практически все субстраты, попадающие в воду. В этом состоит сложность борьбы с обрастанием. Однако состав и обилие организмов перифитона на разных субстратах может значительно различаться даже в одном водоеме и при сходных прочих условиях [6].

Большое значение имеет обрастание на различных теплообменных поверхностях, в частности в системах водоснабжения тепловых и атомных электростанций. Так, вследствие образования на трубках конденсаторов электростанции слоя обрастания всего 0,1 мм теплоотдача снижается с 3700 до 900 ккал/(м²·ч·°С), т. е. более чем в 4 раза [12].

Одним из важных организмов-обрастателей является дрейссена. Бурно развиваясь в водохранилищах, моллюск оседает на различные субстраты, в том числе на поверхности различных гидротехнических сооружений. Интенсивность развития дрейссены приводит в ряде случаев к серьезным помехам в работе промышленных установок. Дрейссенное обрастание трубопроводов, водозаборов, водоводов может привести к полной остановке подачи воды и сложным аварийным ситуациям [1].

Так, в системе циркуляционного водоснабжения напорных бассейнов водоема-охладителя Чернобыльской АЭС [5] были отмечены массовые поселения друз дрейссены, которая поступала при отрыве от субстрата в системы водоснабжения. На Криворожской ТЭС значительные обрастания формировались на фильтрующих элементах и стенках водного фильтра ФС-400. Биомасса животных (дрейссены, полипа кордилофоры, губки) здесь достигала 7,5 кг/м² (в среднем 1,8 кг/м²). Наибольший негативный эффект для работы фильтра оказывали дрейссена, мшанка, полипы кордилофоры. На Змиевской ТЭС биологические помехи возникали в районе водозабора в результате массового развития живородок (в летний период на вращающихся сетках фиксировалось до 0,6 м³ раковин живородок в сутки). На водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС существенные биопомехи наблюдались в системах технического и циркуляционного водоснабжения станции. Они были связаны в первую очередь с развитием обрастания, сформированного дрейссеной. В подводящем канале биомасса дрейссены достигала 22, а локально — 30 кг/м² [8]. Серьезные биологические помехи были отмечены также на блочных насосных станциях, на вращающихся сетках из-за массового сноса по подводящему каналу скоплений нитчатых водорослей, а начиная с 2011 года — и высших водных растений.

В водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС, с целью выяснения особенностей формирования сообществ перифитона, в период оседания личинок дрейссены, были поставлены экспериментальные субстраты в подводном канале водоема. Эти субстраты рассматривались как модель поверхностей различных систем технического водоснабжения АЭС. Экспериментальные субстраты представляли собой прямоугольные пластины из нержавеющей стали размером 8,0×2,6 см, закрепленные на специальной установке на глубине 2, 4 и 6 м.

Исследования показали, что в весенний период на пластинах были отмечены личинки ручейников, хирономид, малощетинковые черви, большая часть пластины была покрыта гидрами. Их биомасса составляла до 84 %. Дрейссена была отмечена в небольших количествах.

В летний период на пластинах была отмечена дрейссена, с появлением которой пространственная структура поселений усложняется. Кроме дрейссены, появились колонии губки, покрытие субстрата которыми в отдельных случаях достигало 90 %. Значительно снизилась численность гидр. На всех глубинах отмечены осевшие велигеры. По численности и биомассе доминировала дрейссена, составляя до 69 % численности и 99 % биомассы. Численность перифитона в среднем составила 45868 экз./м², при этом численность дрейссены — 35595 экз./м². Биомасса колебалась от 472 до 848 г/м².

В осенний период состав перифитона изменился. Олигохеты практически отсутствовали, отмечалось большое количество крупных личинок ручейников *Ecnomus tenellus* (Rambur). Друзы дрейссены состояли из особей старших размерных групп, на которых отмечено достаточно много мелких моллюсков (1—2 мм) и осевших велигеров. Пластины были покрыты дрейссеной на 50—70 %, а также губкой. По численности доминировали гидры (62,6—87,6 %), по биомассе — дрейссена (до 99,1 %).

На основании результатов исследований динамики обрастания экспериментальных пластин можно судить о процессах, которые происходят и в системах водоснабжения АЭС. Если считать, что в начале весны системы водоснабжения полностью очищены, а формирование обрастаний начнется уже в апреле, то в мае можно ожидать появления дрейссены; к лету биомасса перифитона, вероятнее всего, достигнет сотен граммов, к октябрю — килограммов на квадратный метр. Следует также указать на опасность появления в системах водоснабжения губки, однако, учитывая особенности её биологии, биологические помехи, вызываемые ею, будут носить временный характер, поскольку колонии в конце летнего периода отмирают.

Таким образом, в системах технического водоснабжения для контроля формирования возможных биопомех и разработки рекомендаций для их устранения необходима организация гидробиологического мониторинга. Существует довольно большое количество методов ограничения биологических помех. Ведется разработка различных необрастающих или малообрастающих покрытий, основанная, в основном, на биоцидных свойствах некоторых неорганических и органических соединений. Наиболее действенна периодическая механическая очистка трактов водоснабжения (при возможной доступности мест очистки) либо периодическая очистка под воздействием различных химических (например, растворенного в воде хлора) или физических факторов (в первую очередь, температуры). Применение этого подхода также требует определенного мониторинга ситуации. Необходимы контроль процесса обрастания и периодическое удаление организмов еще до их массового развития.

Подчеркнем, что организмы перифитона далеко не во всех элементах техно-экосистем являются нежелательным компонентом, поскольку они активно участвуют во внутриводоемных процессах, в процессах самоочищения.

Список использованной литературы

1. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М. Ф. Поливанная; АН УССР; Ин-т гидробиологии. — К.: Наук. думка, 1991. — 192 с.
2. Протасов А. А. Пресноводный перифитон / А. А. Протасов. — К.: Наук. думка, 1994. — 307 с.
3. Протасов А. А. Гидробиологические исследования как научная основа для разработки принципов управления экосистемами водоемов-охладителей ТЭС и АЭС / А. А. Протасов, О. А. Сергеева, С. И. Кошелева // Развитие гидробиологических исследований в Украине. — К. Наук. думка, 1993. — 216 с.
4. Каратаев А. Ю. Экология макробеспозвоночных водоемов-охладителей Белоруссии / А. Ю. Каратаев. — Минск, 1988. — 178 с. — (Деп. в ВИНТИ, № 8758-B88).
5. Протасов А. А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС / А. А. Протасов, А. А. Силаева. — К.: Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2012. — 274 с.
6. Плигин Ю. В. Итоги акклиматизации беспозвоночных каспийской фауны в Днепре и его водохранилищах / Ю. В. Плигин, Л. В. Емельянова // Гидробиол. журн. — 1989. — Т. 35, № 1. — С. 3—11.
7. Протасов А. А. Биологические помехи в эксплуатации энергетических станций, их типиза-

- ция и основные гидробиологические принципы ограничения / А. А. Протасов, Г. А. Панасенко, С. П. Бабарига // Гидробиол. журн. — 2008. — Т. 44, № 5. — С. 36—53.
8. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.
9. Дуплаков С. Н. Материалы к изучению перифитона / С. Н. Дуплаков // Тр. «Лимнол. станции в Косине». — 1933. — Вып. 16. — С. 3—160.
10. Жадин В. И. Общие вопросы, основные понятия и задачи гидробиологии пресных вод / В. И. Жадин // Жизнь пресных вод СССР. — М.; Л. : Изд-во АН СССР, 1950. — Т. 3. — С. 7—112.
11. Зевина Г. Б. Обрастание в морях СССР / Г. Б. Зевина. — М. : Изд-во Моск. ун-та, 1972. — С. 216.
12. Лудянский М. Л. Методы борьбы с биологическими обрастаниями в системе водоснабжения металлургического предприятия / М. Л. Лудянский, А. П. Вискребец // Пром. энергетика. — 1981. — № 11. — С. 123—129.

Получено 22.11.2013

УДК 591.524.11:574.5(28):(621.311.25:621.311.22)

А. А. Силаєва

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

ЗООБЕНТОС ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ, ПОДВЕРЖЕННЫХ ВЛИЯНИЮ
АТОМНЫХ И ТЕПЛОВЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ УКРАИНЫ

Представлены результаты исследований зообентоса водных объектов, подверженных влиянию ТЭС и АЭС. Таксономическое богатство и уровень развития зообентоса в значительной мере зависят от типа и особенностей конструкции водного объекта, режима и длительности эксплуатации электростанции. Состав зообентоса исследованных водных объектов достаточно богат. Наибольшие количественные показатели зообентоса характерны для средних значений исследованного диапазона абиотических факторов (температуры, глубины). В сообществах с доминированием моллюсков рода *Dreissena* (*D. polymorpha*, *D. bugensis*) происходит увеличение количественных показателей зообентоса. Динамика изменений количественных показателей зообентоса во времени зависит от техногенных факторов и последствий биологической инвазии.

Ключевые слова: зообентос, водоем-охладитель, техно-экосистема, таксономическое богатство, численность, биомасса.

Зообентос — одна из богатых экологических групп в водных экосистемах как по таксономическому (видовому) богатству, так и по обилию. К зообентосу относятся беспозвоночные животные, обитающие на дне. Их распределение, структура и функционирование во многом зависят от биотопических условий.

Исследования зообентоса в рамках комплексных гидробиологических исследований водоемов-охладителей (ВО) ТЭС и АЭС Украины проводятся с 1960-х годов [1]. Особенности зообентоса (биотопическая распространенность, таксономическое разнообразие, стабильность группировок) дают возможность широко использовать его в качестве важного объекта для биоиндикации состояния экосистемы. Изучение зообентоса необходимо для разработки современных подходов к созданию комплексного гидробиологического и экологического мониторинга техно-экосистем ТЭС и АЭС. Проведение бентологических исследований в специфических условиях техно-экосистем расширяют знание о биоразнообразии, особенно в условиях усиления инвазийного процесса.

В статье приведены результаты исследований зообентоса разнотипных водных объектов, используемых в системах охлаждения действующих Ровенской (РАЭС), Хмельницкой (ХАЭС), Южно-Украинской (ЮУАЭС), Запорожской (ЗАЭС) атомных станций и Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), которая в настоящее время выведена из эксплуатации, а также Трипольской ТЭС (ТТЭС).

Исследования по всей акватории водоемов-охладителей, в подводящих и отводящих каналах, в условиях водотока — на участках выше и ниже сброса подогретых вод электростанций, показали, что зообентос представлен в основном обычными,

широко распространенными видами. Всего в зообентосе зарегистрировано более 230 таксонов различного таксономического ранга. Наибольшим количеством таксонов характеризовались личинки хирономид (более 50) и олигохеты (более 40). В лотических условиях (р. Стырь, РАЭС) и на участке Каневского водохранилища (ТТЭС) доля олигохет в общем количестве таксонов была несколько ниже, чем в водоемах-охладителях, а доля личинок хирономид — практически одинаковой во всех водных объектах. Во всех водоемах встречалось лишь три таксона беспозвоночных: ювенильные тубифициды, ракушковые раки и личинки хирономид *Leptochironomus tener* (Kieff.) и *Chironomus plumosus* L. Наименьшим количеством таксонов характеризовался зообентос ВО ЮУАЭС и ЗАЭС (соответственно 15 и 11), в остальных водных объектах оно было сходным (73—107).

Для сравнения, зообентос водохранилищ Днепра насчитывает более 360 таксонов [2], а Конинских озер (Польша), которые используются для охлаждения двух ТЭС, — лишь 79 [3].

Важной составляющей зообентоса водоемов-охладителей являются представители понтокаспийского фаунистического комплекса. Эти организмы зарегистрированы на участке Каневского водохранилища, в ВО ЧАЭС и ХАЭС, что связано с их распространением по каскаду днепровских водохранилищ: два вида полихет, два вида дрейссен, ракообразные отрядов кумовых, разноногих и мизид.

Дрейссена — один из представителей этого комплекса, широко распространенных в водоемах-охладителях Украины, — как прикрепляющийся организм поселяется преимущественно на твердых субстратах, но обитает и в биотопах бентали на разных глубинах (нами встречена от уреза воды до 8 м).

Дрейссена (*D. polymorpha* Pall. и *D. bugensis* Andr.) в определенные периоды регистрировалась во всех ВО электростанций Украины. В доаварийный период в ВО ЧАЭС отмечали лишь *D. Polymorpha*, а с 1990 г. появилась *D. bugensis*, занимающая в настоящее время доминирующее положение [4]. В ВО ХАЭС дрейссена отсутствовала на протяжении 15 лет эксплуатации; в 2002—2003 гг. в водоем вселилась *D. polymorpha*, а в 2011—2012 гг. — *D. bugensis*. В ВО ЮУАЭС *D. polymorpha* обитала до середины 1990-х гг., т. е. на первых этапах эксплуатации водоема [5].

На протяжении последних лет процесс расселения видов за пределы исторического ареала (инвазийный процесс) в ВО усилился. Специфический термический режим ВО способствует натурализации в этих водоемах инвазивных видов различного происхождения. В зообентосе ВО ХАЭС и ЧАЭС был найден брюхоногий моллюск *Ferrissia* sp., имеющий, вероятно, североамериканское происхождение, в ВО ЮУАЭС вселился тропический брюхоногий моллюск *Melanoides tuberculata* (Müller) [6].

Характерной особенностью зообентоса в ВО является определенная пространственная мозаичность, которую обуславливают такие факторы, как глубина, конструкция водоема, влияние гидро-

термического и гидродинамического факторов, наличие эдифицирующих форм, значительные колебания количественных показателей во времени.

Показатели обилия зообентоса оказались наименьшими в наиболее техногенно нагруженных ВО ЗАЭС и ЮУАЭС. Близкими и средними по значению показателями численности и биомассы характеризовался зообентос водных объектов района РАЭС и ВО ХАЭС (в период до вселения дрейссены). Значительно более высокими показателями обилия отличались водные объекты Трипольской ТЭС, ХАЭС (после вселения *D. polymorpha*) и ЧАЭС, что связано с доминированием дрейссены (рис. 1). Во всех водных объектах основными группами, которые определяли общую численность, были олигохеты, двустворчатые моллюски, личинки хирономид и ракообразные; общую биомассу определяли моллюски, в основном дрейссена. Исключением служил ВО ЮУАЭС, где по численности доминировали гидры, а по биомассе — личинки хирономид. Биомассу «мягкого» зообентоса практически во всех водных объектах определяли олигохеты и личинки хирономид (*C. plumosus*), зообентос ВО ЧАЭС отличался доминированием ракообразных (59,0 % биомассы «мягкого» зообентоса).

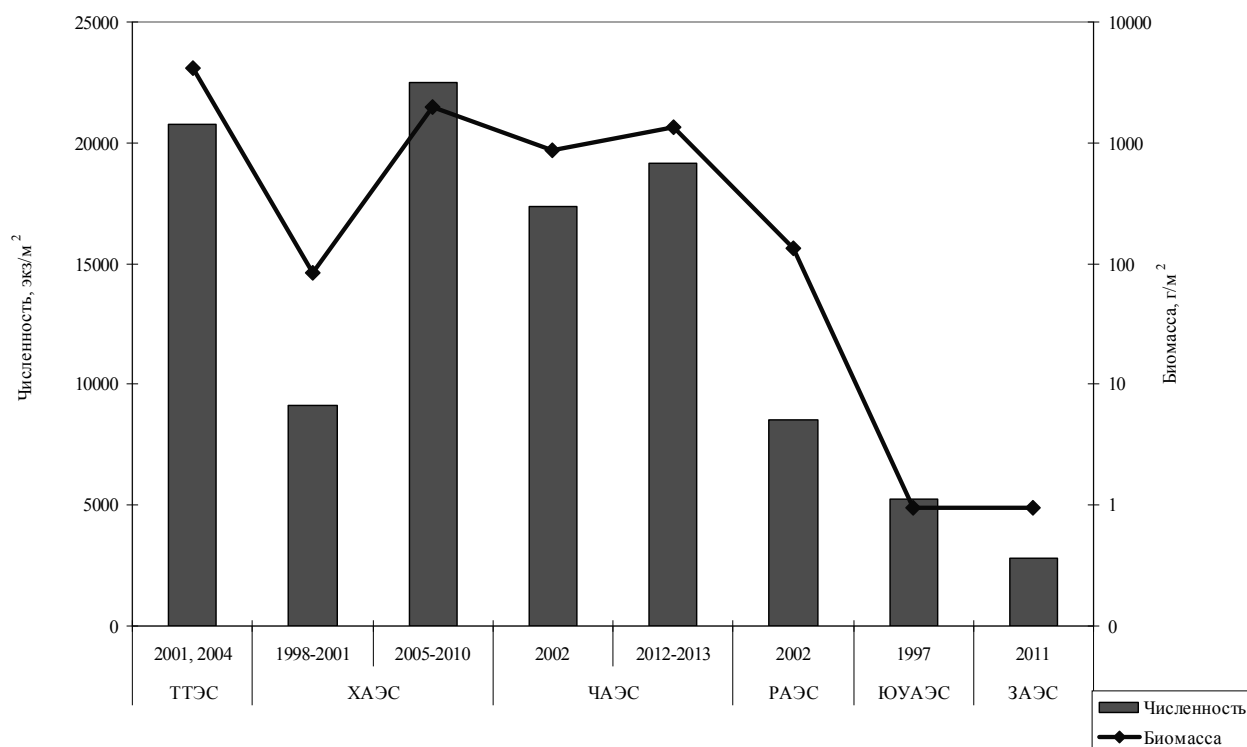


Рис. 1. Показатели обилия зообентоса в исследованных водных объектах в разные годы

Установлено, что в градиенте абиотических факторов (температура, глубина, тип грунта) распределение биотических показателей (количество таксонов, численность, биомасса) в основном имело куполообразный вид, где оптимум отвечал определенным средним значениям того или иного абиотического фактора. Наибольшее количество таксонов отмечено в средней части исследованного температурного диапазона — при температуре 25...27 °C. Четко выраженная отрицательная линейная зависимость количества таксонов от глубины зарегистрирована только в ВО ЧАЭС и ХАЭС. Наибольшим таксономическим богатством характеризовались пески средней степени заиления. В зоне непосредственного влияния сбросного потока подогретой воды РАЭС количество таксонов было минимальным: зарегистрированы лишь ювенильные тубифициды. Таким образом, снижение количества таксонов определяется как термическим, так и гидродинамическим факторами.

Максимальная численность и биомасса зообентоса зарегистрированы при температуре около 25 °C, на глубинах 3—5 м и на заиленных песках. В случае прямоточного водоснабжения электростанции незначительное, но хроническое влияние повышенной температуры сбросной воды приводит к определенному повышению обилия зообентоса.

Важную роль в формировании таксономического богатства и обилия зообентоса играет такой биотический фактор, как наличие дрейссены. Этот моллюск формирует пространственно сложные поселения, в которых обитает большое количество беспозвоночных. В исследованных водных объектах отмечено возрастание количества таксонов с увеличением биомассы дрейссены.

Вселение дрейссены в водоемы-охладители и её массовое развитие, в том числе в донных биотопах, приводит к существенным биологическим помехам в работе оборудования электростанций. Кроме того, фильтрационная активность моллюска влияет на увеличение прозрачности и, как следствие, на увеличение площадей дна с высокой освещенностью. Этот процесс в ВО ХАЭС обусловил массовую вегетацию донных нитчатых водорослей. Их развитие и последующий дрейфт создавали существенные помехи в работе вращающихся сеток на блочных насосных станциях (БНС) [7].

Анализ имеющегося материала показал, что в техно-экосистемах отсутствуют «типичные» предсказуемые сукцессионные процессы в бентосной

подсистеме, поэтому необходимы проведение постоянных исследований и организация гидро-биологического мониторинга. Большинство существенных изменений в зообентосе техно-экосистем электростанций Украины, как видно на примере ХАЭС и ЮУАЭС, происходит при участии инвазийных видов.

Во временном аспекте можно сделать вывод, что в условиях Каневского водохранилища на участке влияния электростанции, где определенные технические решения (эжекторное устройство) уменьшают влияние дополнительной температуры, значительные изменения в зообентосе не происходят, т. е. можно говорить об определенной стабильности бентосной подсистемы. Незначительное и хроническое техногенное влияние в водоеме-охладителе значительных изменений в зообентосе не вызывает, а при сильном и постоянном техногенном воздействии происходит деградация донного населения, однако низкий уровень развития зообентоса может поддерживаться на протяжении длительного промежутка времени. При снятии техногенной нагрузки происходят восстановление бентосной подсистемы, увеличение таксономического богатства и показателей обилия.

В заключение отметим, что таксономический состав зообентоса водных объектов, подверженных влиянию ТЭС и АЭС, достаточно богат. Наибольшим количеством таксонов характеризуются личинки хирономид и олигохеты. Наиболее беден зообентос в водоемах-охладителях с наибольшей техногенной нагрузкой.

Наибольшие значения биотических показателей зарегистрированы при температуре около 25 °C (которая не является характерной для придонных температур естественных водоемов), на глубинах 3—5 м и на заиленных песках.

Присутствие двусторчатого моллюска дрейссены, являющейся мощным биотическим фактором, в водоемах-охладителях приводит к увеличению таксономического богатства и количественных показателей зообентоса.

Умеренное хроническое влияние повышенной температуры подогретых сбросных вод приводит к возрастанию количественных показателей, а значительный постоянный подогрев (как локальный, так и охватывающий весь водоем) — к существенному снижению показателей обилия зообентоса.

Изменения зообентоса в техно-экосистемах во времени полностью зависят от техногенных факторов, а также последствий биологической инвазии.

Список использованной литературы

1. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Отв. ред. М. Ф. Поливанная. — К. : Наук. думка, 1991. — 192 с.
2. Беспозвоночные и рыбы Днепра и его водохранилищ / Отв. ред. Г. И. Щербак. — К. : Наук. думка, 1989. — 248 с.
3. Composition and functioning of benthic communities / Protasov A. A., Afanasjev S. A., Sinicyna O. O., Zdanowski B. // Arch. Ryb. Pol. — 1994. — Vol. 2, Fasc. 2. — P. 257—284.
4. Модельні групи безхребетних тварин як індикатори радіоактивного забруднення екосистем / П. Г. Балан, Р. В. Вексларський, Ю. Г. Вєрвєс та ін. — К. : Фітосоціоцентр, 2002. — 204 с.
5. Протасов А. А. Контурные группировки гидробионтов в техно-экосистемах ТЭС и АЭС / А. А. Протасов, А. А. Силаева. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2012. — 274 с.
6. Инвазийные виды водорослей и беспозвоночных в водоеме-охладителе Хмельницкой АЭС / Силаева А. А., Протасов А. А., Ярмошенко Л. П., Бабарига С. П. // Гидробиол. журн. — 2009. — Т. 45, № 6. — С. 13—24.
7. Техно-экосистема АЭС. Гидробиология, абиотические факторы, экологические оценки / Под ред. А. А. Протасова. — К. : Ин-т гидробиологии НАН Украины, 2011. — 234 с.

Получено 27.11.2013

УДК 621.039

*А. Н. Харабет, О. Е. Зотеев, О. А. Чулкин**Научно-исследовательский институт атомных электрических станций
при Одесском национальном политехническом университете (НИИ АЭС ОНПУ), г. Одесса*

ПРИМЕНЕНИЕ ТЕОРИИ ВОЗМОЖНОСТЕЙ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ НАДЕЖНОСТИ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ОБОРУДОВАНИЯ АЭС

Рассмотрены перспективы применения современной теории возможностей (экспертных систем, нечетких алгоритмов и нечеткой кластеризации) для раскрытия неопределенности относительно текущего состояния надежности энергетического оборудования АЭС.

Ключевые слова: атомная энергетика, надежность работы основного оборудования, теория возможностей, нечеткие алгоритмы и системы, нечеткая кластеризация.

Формализация обобщения (свертки) проектных, статистических и экспертных данных о надежности энергетического оборудования постоянно находится в сфере особого внимания специалистов по атомной энергетике Украины.

Расчетно-теоретическую (проектную) оценку надежности оборудования дает его разработчик на основании результатов исследований технического построения системы в целом и ее крупных агрегатов в частности. Для такой оценки разработчику необходимо формализовать (смоделировать) процесс изменения технического состояния системы в смысле потери ею надежности во времени. Иначе говоря, разработчик должен предоставить потребителю достоверную информацию о модели деградации поставляемой системы во времени.

Даже на этом уровне отношений «разработчик — потребитель» возможна неоднозначность. Стремление повысить сбыт оборудования вступает в противоречие со стремлением поддержать имидж надежного изготовителя, а в результате может оказаться, что данные о надежности не соответствуют действительности.

Статистическая оценка показателей надежности базируется на результатах анализа возникновения отказов систем, крупных агрегатов, узлов и элементов оборудования. При этом, прогнозируя показатели надежности, используют данные о надежности аналогичных систем и агрегатов, полученные на основе опыта эксплуатации в подобных условиях, и определяют коэффициент пересчета средней наработки до отказа одной системы или агрегата, считая, что он будет постоянным для всех аналогичных систем и агрегатов.

Статистическая оценка наиболее проста и доступна. Однако для определения показателей надежности эксплуатируемых систем и агрегатов эта информация запаздывает, а прогнозирование надежности весьма ориентировочно: оборудование

может значительно отличаться как конструкцией, так и реальными условиями его эксплуатации; кроме того, не всегда можно довериться способам регистрации отказов, которые происходят в процессе эксплуатации.

В последние годы все больший интерес вызывают разработка и применение *экспертных методов определения надежности*. В этом направлении Южно-Украинская АЭС совместно с Научно-исследовательским институтом атомных электрических станций при Одесском национальном политехническом университете (НИИ АЭС ОНПУ) прошли уже достаточно большой путь [1, 2] и получили обнадеживающие результаты. Например, с помощью достаточно простой методики, основанной на компьютерной технологии обработки оценок экспертов [3], можно получать параметры закона распределения отказов оборудования.

Нечеткая кластеризация как метод теории возможностей. Логика развития этого направления исследований подсказывает, что обеспечить максимальную достоверность данных о надежности можно, если произвести обобщение (свертку) всей получаемой информации.

Самый простой, традиционный способ свертки однородных данных — их усреднение [4, 5]. Однако в нашем случае данные о надежности не однородны. Одни из них представляются в виде упрощенного закона распределения отказов; другие — более сложным законом распределения отказов, где учитывается усиленный поток отказов в начале эксплуатации; третьи — набором экспериментальных точек, полученных по журналам регистрации отказов систем или агрегатов; четвертые — в виде оценок, произведенных экспертами. Эти оценки наиболее удобно представляются в виде наклонных линий, расположенных в поле функции распределения отказов.

В подобных условиях наиболее целесообразно применить *нечеткие методы кластеризации*

разнородных данных [5, 6]. Учитывая, что в нормальном законе распределения отказов

$$f_i = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} \cdot \exp\left(-\frac{(t_i - \mu)^2}{2\sigma^2}\right) \quad (1)$$

применяются два параметра: μ — мода распределения и σ — стандартное отклонение, можно проводить нечеткую кластеризацию разнородных данных в поле этих двух параметров. Нахождение центра кластера в таком случае будет означать определение обобщенных параметров закона распределения отказов или, иначе, модели деградации надежности агрегата в процессе эксплуатации. Это может быть проиллюстрировано вычислениями по модели деградации отдельного агрегата, отказы которого подчиняются четкому нормальному закону распределения (рис. 1).

Однако реальные условия поступления информации о надежности оборудования на АЭС не позволяют надеяться на получение достоверных данных. Вследствие этого снижается надежность прогноза возможных отказов и аварий [1, 2]. В дополнение к статистическим данным информация о предполагаемой надежности может

быть получена в форматах, показанных на рис. 2. На приведенных графиках по вертикальной оси дана вероятность безотказной работы в диапазоне $[0, 1]$, по горизонтальной оси — хронология эксплуатации оборудования по годам.

Кривая на рис. 2, *a* учитывает увеличенный поток отказов в период обкатки оборудования. Такая информация может предоставляться для тех агрегатов, которые являются традиционными в энергетике и закладываются в типовые проекты. Кривая на рис. 2, *б* не дает информации о начальном потоке отказов, так как поставка оборудования не является традиционной. Статистические данные, приведенные на рис. 2, *в*, получаются в результате выборки из баз данных по эксплуатации. Кривая на рис. 2, *г* имеет инверсный характер, поскольку эксперты более уверенно (с меньшей долей сомнения) отвечают на вопросы: «Вы гарантируете, что за N лет данный агрегат не даст ни одного отказа?». Или: «Вы гарантируете, что через M лет агрегат чаще будет в ремонте, чем в работе?». Фиксирование и специальная обработка таких ответов дают возможность привести экспертные данные к вероятностно-временной шкале [1, 2].

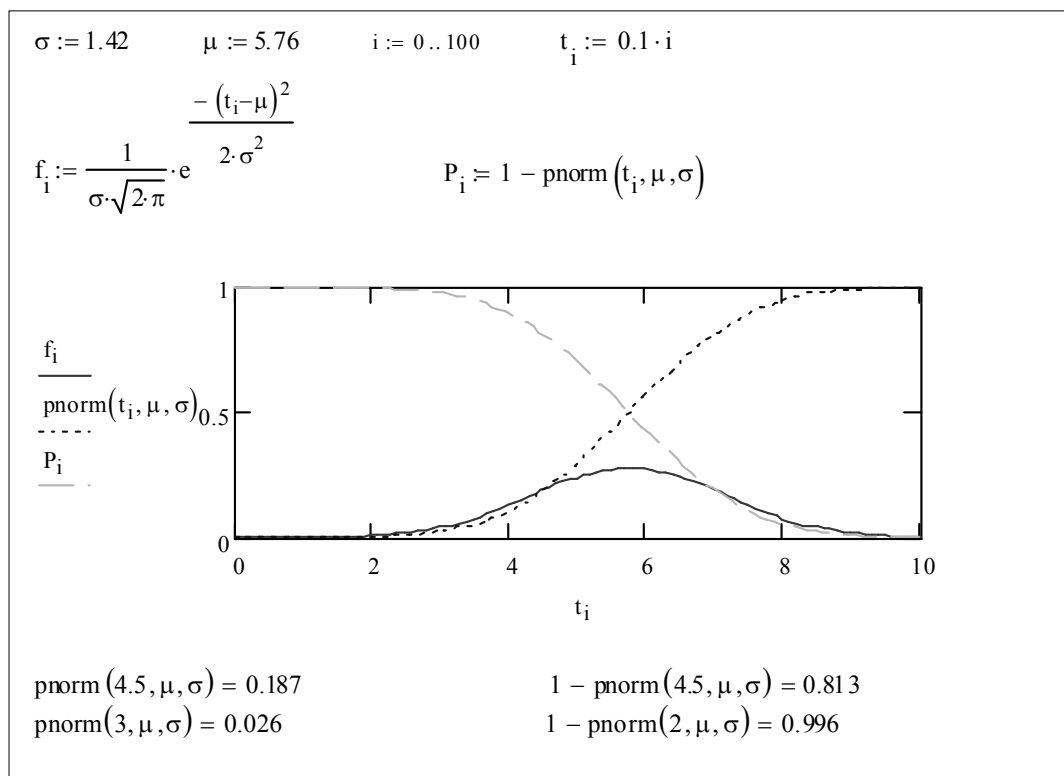


Рис. 1. Вычисления кривых нормального закона распределения отказов:

f_i — плотность (производная) функции отказов (максимум плотности приходится на начальный период эксплуатации — 5,76 года);

P_i — снижение вероятности безотказной работы (деградация надежности);

t_i — время нормативной эксплуатации, лет

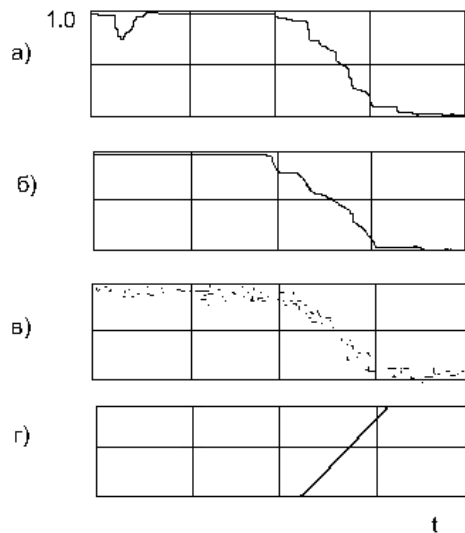


Рис. 2. Типичные форматы исходных данных о прогнозе падения надежности (деградации) агрегатов в процессе эксплуатации:

а — кривая деградации для типового оборудования;
б — кривая деградации для нетипового оборудования;
в — статистические данные, накопленные в процессе эксплуатации; *г* — исходные данные (до обработки), получаемые от экспертов

Описание алгоритма нечеткой кластеризации при обработке разнородных исходных данных.

В настоящее время для обработки разнородных данных, содержащих неопределенность, наиболее известен пакет прикладных программ Fuzzy Logic Toolbox. Этот пакет, в свою очередь, является составной частью широко известного продукта

Matlab [3]. В пакет Fuzzy Logic Toolbox входит программа Clustering (Кластеризация), позволяющая в режиме графического интерфейса пользователя выявлять центры кластеров. Центры кластеров можно рассматривать как точки в многомерном пространстве данных, около которых происходит группирование по выбранным признакам.

Запуск программы Clustering осуществляется с помощью команды `findcluster`. В частности, пусть исходные данные о надежности представлены в виде записи процессов, происходивших при реальной эксплуатации некоторого агрегата в разное время, и состоят из пяти реализаций, или трендов (рис. 3).

На втором шаге программа формирует систему условного нечеткого вывода GENFIS 2. В структуре программы (рис. 4) каждый из пяти трендов оформлен в виде входной лингвистической переменной (`in1` — `in5`), а результат кластеризации — в виде выходной переменной `out1`.

На третьем шагу программа производит первую группировку экспериментальных данных в двух шкалах по вертикальной оси: от 0 до 60 ед. и от 0 до 10 ед. (рис. 5). Завершающие этапы действия программы показаны на рис. 6 и 7.

Для решения поставленной задачи можно воспользоваться и другой программой кластеризации, позволяющей в режиме графического интерфейса производить поиск центров кластеров. Эта программа также входит в пакет Matlab / Fuzzy Logic Toolbox (демоверсия).

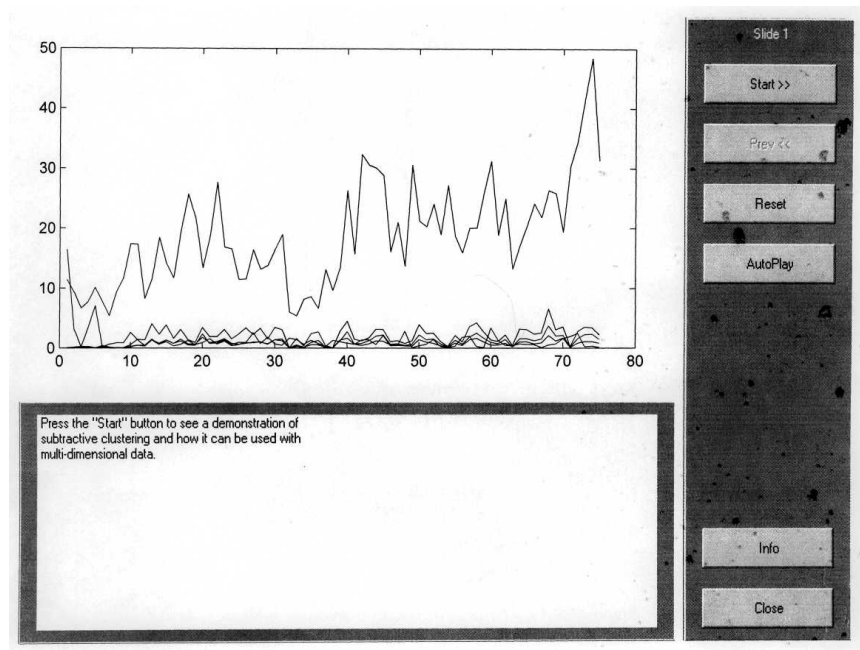


Рис. 3. Иллюстрация действия программы нечеткой кластеризации разнородных статистических исходных данных. Нажатие кнопки «Старт» дает возможность наблюдать за процедурой нечеткой кластеризации по шагам

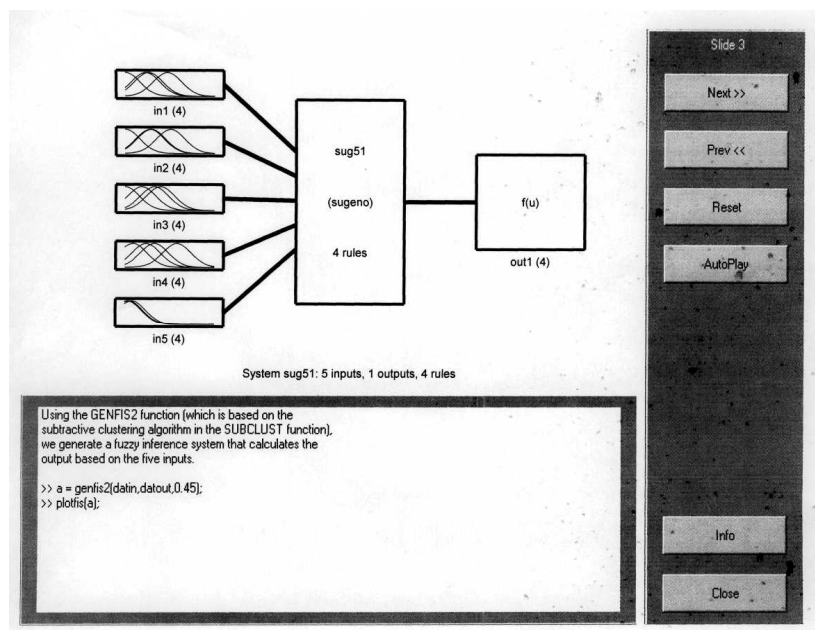


Рис. 4. Применение функции GENFIS 2, которая базируется на алгоритмах вычислительной кластеризации в форме SUBCLUST — функции, генерирующей систему нечеткого условного вывода и вычисляющей в данном случае значение одного выхода как следствие пяти входов

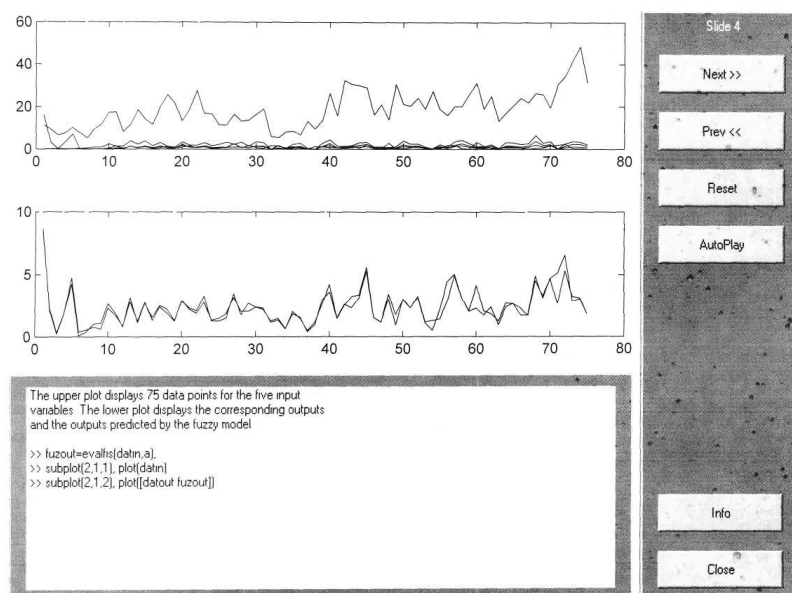


Рис. 5. На верхнем участке дисплея показано примерно 75 сильно отличающихся точек, полученных экспериментально для пяти случаев. Нижний участок дисплея коррелирует эти входы, приводит к единой шкале 0—10 и предсказывает выходы нечеткой модели

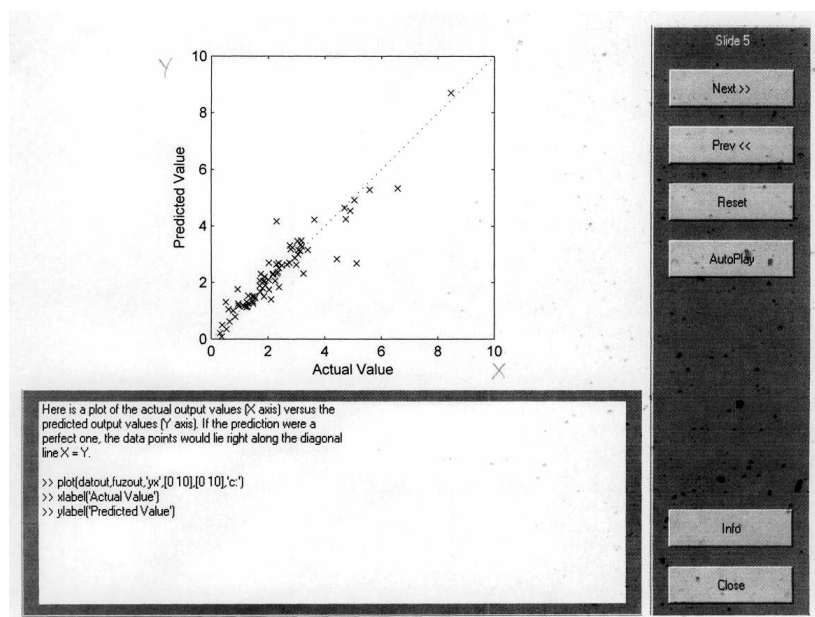


Рис. 6. Поле прогнозируемой связи между обобщенными путем кластерного анализа входами X выходами Y. Если модель верна, точки группируются вдоль диагонали $X=Y$

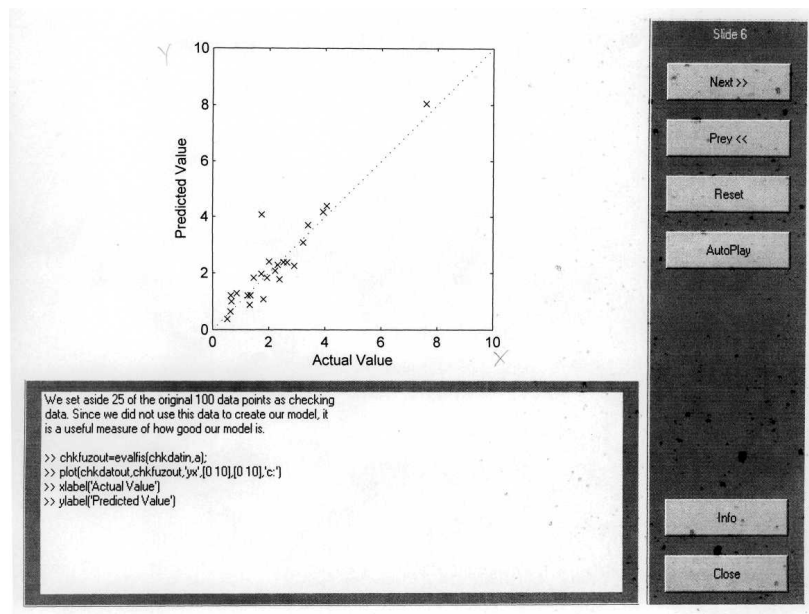


Рис. 7. Определены 25 точек (центров кластеров) из первоначальных 100 точек разнородных статистических данных. В то время, как применение первичного массива было затруднительно, после нечеткой кластеризации произошло «сворачивание» массива данных в 4 раза

Запуск программы осуществляется из командной строки директивой `findcluster`. В появляющемся окне программы (рис. 8), помимо стандартного набора пунктов (File, Edit, Window, Help), имеется набор управляющих кнопок и опций:

кнопка загрузки файла исходных данных — Load Data;
кнопка выбора алгоритма кластеризации — Method;

четыре расположенные ниже кнопки опций алгоритма (их названия меняются в зависимости от выбранного алгоритма);

кнопка начала итеративного процесса нахождения центров кластеров — Start;

кнопка сохранения результатов кластеризации — Save Center;

кнопка очистки (стирания) графиков — Clear Plot;

кнопка справочной информации — Info;

кнопка завершения работы с программой — Close.

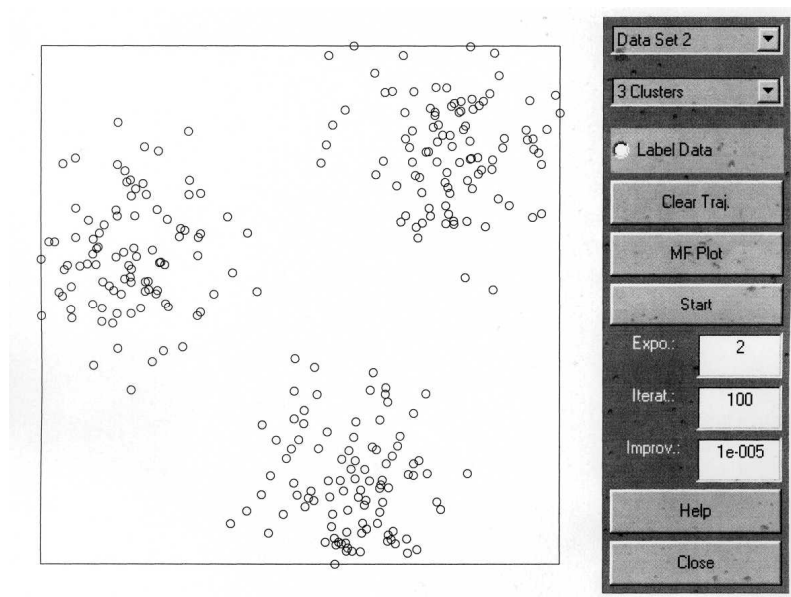


Рис. 8. Рабочее окно программы кластеризации после загрузки данных. Данные состоят из трех групп, в которых явно присутствует нечеткость (уплотнение точек в одних местах и разреженность в других)

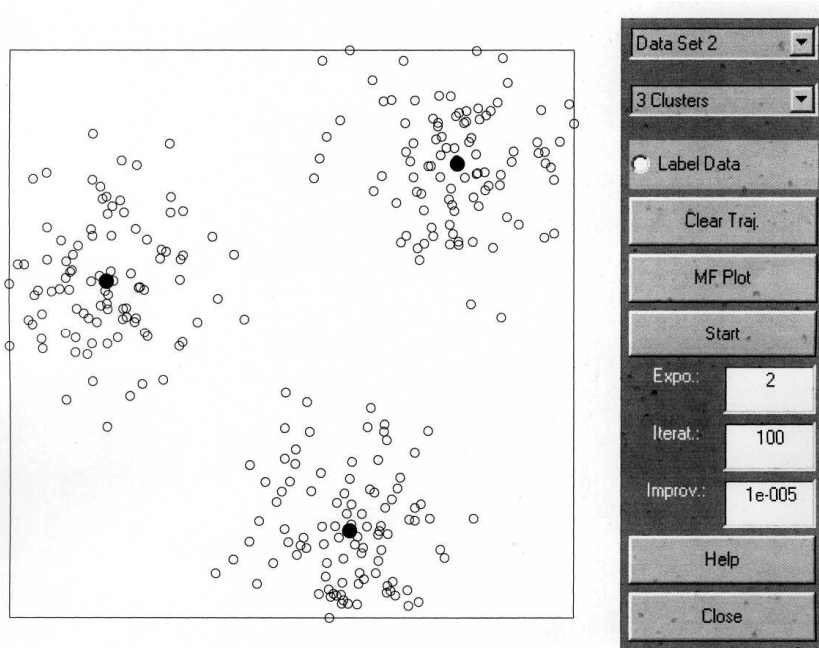


Рис. 9. В результате действия программы найдены три центра кластеров.
Координаты центров сохраняются перед последним шагом кластеризации — поиском общего центра

В программе применяются два алгоритма выявления центров кластеров: Fuzzy c-means (можно перевести как «Алгоритм нечетких центров») и Subtractive clustering («Вычитающая, или субтрактивная, кластеризация»).

В результате действия программы найдены три центра кластеров (рис. 9). Координаты центров сохраняются перед последним шагом кластеризации — поиском общего центра.

Таким образом, на основании проверки эффективности рассмотренных алгоритмов можно утверждать о возможности «сворачивания» трех типов данных по надежности оборудования любой АЭС: проектно-производственных, статистических (в том числе по результатам эксплуатации на других станциях) и экспертных, полученных на действующем оборудовании. Тем не менее, данную проработку следует считать предварительной, так как результаты исследований надежности требуют дополнительной проверки.

Конечной целью оценки текущего значения надежности энергетического оборудования АЭС является обнаружение наименее надежного элемента энергоблока, а именно:

- наименее надежной технологической системы;
- наименее надежного агрегата ненадежной технологической системы;
- наименее надежного узла ненадежного агрегата;
- наименее надежного конструктивного элемента (детали) ненадежного узла.

Представляемая иерархия конструктивно-технологических структур позволяет [6, 7, 8], начиная

с рассмотрения основной единицы АЭС — энергоблока, целенаправленно дойти до элемента, который мог бы стать первопричиной аварии. При этом затраты на поиск и устранение первопричины возможной аварии могли бы оказаться минимальными.

Эксплуатация АЭС дает высокий экономический эффект, но сопровождается сильным экологическим и психологическим воздействием. Поэтому, в отличие от известных вариантов, при которых заполнение матрицы нечетких отношений выполняет один эксперт, мы рекомендуем, с целью достижения более высокого уровня надежности оценок, создавать бригаду экспертов в составе не менее пяти специалистов. Учитывая многообразие конструктивных и эксплуатационных факторов энергоблока, бригады экспертов целесообразно подбирать по следующим специализациям:

- технологические системы, механика и металловедение;
- электроснабжение, электротехника и электропривод;
- контрольно-измерительные системы, автоматизация и технологическая защита;
- оперативная деятельность эксплуатационного персонала.

Для рассмотрения задачи надежности как многокритериальной [6, 8, 9], необходимо ориентировать работу экспертов на применение ими проектных данных по обследуемому оборудованию, а также всех накопленных статистических данных. Решение должно вырабатываться только на основе свертки всех критериев надежности.

Выводы

1. Применение теории возможностей совместно с методами анализа иерархий дает результаты, которые могут служить научной основой для экспертного сбора и обработки информации о текущем значении показателей надежности энергетического оборудования.

2. Технология сбора и обработки экспертной информации в условиях конкретной АЭС может быть основана на изложенных выше подходах.

3. Модели деградации энергетического оборудования могут быть с достаточной для практики

точностью определены через экспертную аппроксимацию. В качестве основного закона распределения отказов может служить нормальный закон распределения.

4. Для свертки разнородных данных по надежности, получаемых от организаций, которые проектируют и изготавливают энергетическое оборудование и комплектующие изделия к нему, статистических данных об отказах, полученных в результате эксплуатации, и данных, полученных от экспертов, целесообразно применение алгоритмов нечеткой кластеризации.

Список использованной литературы

1. Методика определения технического состояния оборудования с применением экспертных оценок : Отчет о НИР. — Одесса : НИИ АЭС ОНПУ, 2006.
2. Частная методика получения вероятностных моделей деградации энергетического оборудования на основании результатов экспертного обследования на Южно-Украинской АЭС / НИИ АЭС ОНПУ; ЮУАЭС. — 2006.
3. Дьяконов В. Математические пакеты расширения MATLAB. Специальный справочник / В. Дьяконов, В. Круглов. — СПб. : Питер, 2001. — 480 с.
4. Yu P. L. Multiple Criteria Decision Making: Concepts, Techniques, and Extensions / Yu P. L. — N.Y.—London : Plenum Press, 1985.
5. Жамбю М. Иерархический кластер-анализ и соответствия / М. Жамбю. — М. : Финансы и статистика, 1988. — 342 с.
6. Саати Т. Принятие решений. Метод анализа иерархий / Т. Саати. — М. : Радио и связь, 1989. — 316 с.
7. Saaty T. L. Multicriteria Decision Making. The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation / T. L. Saaty. — University of Pittsburgh, RWS Publications, 1990. — 224 p.
8. Ларичев О. И. Теория и методы принятия решений / О. И. Ларичев. — М. : Лорос, 2000. — 296 с.
9. Triantaphillou E. Two new cases of rank reversals when the AHP and some of its additive variants are used that do not occur with the multiplicative AHP / Triantaphillou E. // J. of Mufti-Criteria Decision Analysis, 2001. — V. 10. — P. 11—25.

Получено 12.06.2013

Реферати опублікованих статей

УДК 621.039.59

В. М. Васильченко, О. М. Масько, Г. М. Новосолов

Перспективи поводження з відпрацьованим ядерним паливом реакторів ВВЕР-1000 України та продуктами його переробки

Розглянуто стан та перспективи поводження з відпрацьованим ядерним паливом (ВЯП) реакторів ВВЕР-1000 АЕС України та продуктами його переробки, які будуть отримані за діючими контрактами з Російською Федерацією. Оцінено обсяги цінних продуктів та радіоактивних відходів від переробки ВЯП, що підлягають поверненню до України. Розглянуто три основні можливі варіанти використання цінних продуктів переробки ВЯП; оптимальним визнано варіант, що передбачає виготовлення з них ядерного палива.

УДК 621.039.73

О. М. Масько, С. О. Кузнецов, П. М. Русінко

Обґрунтування критерію еквівалентності високоактивних відходів переробки відпрацьованого ядерного палива ВВЕР-440

Описано та обґрунтовано критерій еквівалентності, використаний у “Методиці розрахунку кількості високоактивних відходів, що повертаються Україні після технологічного зберігання й переробки партії відпрацьованих тепловидільних збірок ВВЕР-440”. Показано, що даний критерій забезпечує радіаційну еквівалентність високоактивних відходів (ВAB), що повертаються, і ВAB, отриманих від переробки відпрацьованих тепловидільних збірок українських АЕС, на всіх етапах подальшого поводження з ними.

УДК 621.039-78:539.12.043

В. М. Васильченко, Я. А. Жигалов, А. В. Носовський, Г. О. Сандул

Деякі сценарії деградації бетонних конструкцій, що використовуються як захисні бар'єри в ядерній енергетиці

Розглянуто кінетику фізико-хімічних процесів руйнування матеріалу залізобетонних контейнерів, які використовуються як захисні бар'єри в ядерній енергетиці. Проведено узагальнюючий аналіз характеристик матеріалів конструкційних бетонів, що використовуються, зокрема, для виробництва контейнерів РАВ. Розглянуто деякі хімічні реакції та механізми, що впливають на міцність матеріалу контейнера. Вивчено кінетику протікання процесів деградації бетону контейнерів РАВ та проведено аналіз динаміки концентрації локальних центрів руйнування в бетоні під впливом фізико-хімічних процесів під час експлуатації.

УДК 349.7

В. М. Куц

Актуальні питання систематизації ядерного законодавства України

Узагальнено досвід систематизації ядерного законодавства, набутого у процесі розроблення з 2008 по 2011 роки ДП “ДНІЩ СКАР” (на замовлення Міненергугілля України) Ядерного кодексу України, та розглянуто окремі актуальні питання систематизації ядерного законодавства.

УДК 546.791:[574.63+544.723]

Г. М. Пшінко, Л. М. Пузырна, О. О. Косоруків

Ефективні сорбенти для очищення уранвмісних вод

Зроблено оцінку ефективності синтетичних неорганічних сорбентів — шаруватих подвійних гідроксидів, інтеркальованих комплексами, для вилучення аніонних та катіонних форм урану (VI) в широкій області рН водних середовищ з підвищеним солемістом, зокрема гідрокарбонат- і карбонат-іонів. Природний алюмосилікат, модифікований поліетиленіміном, також може бути використаний для сорбційної очистки стічних вод від урану (VI) при попередньому підкисленні водного середовища до рН=4,5 (для руйнування комплексів $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$). Порівняння сорбційної здатності шаруватих подвійних гідроксидів показало, що величини сорбції U(VI) корелюють зі стійкістю до дисоціації його комплексів із зазначеними лігандами в розчині.

V. Vasylychenko, O. Masko, G. Novosolov

Prospects of managing Ukrainian VVER-1000 spent nuclear fuel and products of its reprocessing

The article considers the status and prospects of managing spent nuclear fuel (SNF) of VVER-1000 reactors of Ukrainian NPP and products of its reprocessing, which are to be obtained in the framework of the existing contracts with the Russian Federation. The estimations are made for the amounts of valuable fission products and radioactive waste from the reprocessing of spent fuel to be returned back to Ukraine. Three main options for the use of products of SNF reprocessing are discussed; the optimal one is the option of making nuclear fuel from these products.

A. Masko, S. Kuznetsov, P. Rusinko

Justification of equivalence criteria for high-level waste from VVER-440 spent fuel reprocessing

The criterion of equivalence used in the “Methodology for quantity calculation of high-level waste to be returned back to Ukraine after technological storage and reprocessing of VVER-440 spent fuel assemblies” is described and substantiated. It is shown that this criterion ensures radiation equivalence of high-level wastes (HLW) to be returned, as well as those from reprocessing of spent fuel assemblies of Ukrainian NPPs at all stages of subsequent treatment.

V. Vasylychenko, I. Zhygalov, A. Nosovsky, G. Sandul

Some scenarios of degradation of concrete structures that are used as protective barriers in nuclear power industry

The article discusses kinetics of physical and chemical processes of destruction of the material for reinforced concrete containers that are used as protective (safety) barriers in the nuclear power industry. Characteristics of constructive concrete materials were analyzed and generalized, including those for manufacturing of RAW containers. Some chemical reactions and mechanisms are considered that have an influence on the strength properties of the container's material. Kinetics of the degradation processes in the concrete of RAW containers was studied and the analysis was made of concentration dynamics of the local destruction centers in the concrete due to influence of the considered physical and chemical processes during the operation.

V. Kuts

Topical issues in systematization of Ukrainian nuclear legislation

The article focuses on lessons learned from systematization of nuclear laws in the framework of Nuclear Code drafting by SE “SSEC CSER” from 2008 for 2011 on the workorder of Minenergovugilya of Ukraine. It also considers some topical issues of systematization of nuclear legislation.

G. Pshinko, L. Puzyrnaya, A. Kosorukov

Effective sorbents for purification of uranium-bearing water

The estimations were made of efficiency of the synthetic inorganic sorbents — layered double hydroxides intercalated by chelators, for removal of the anionic and cationic forms of uranium (VI) in a wide range of pH of the highly salinated aqueous medium, including hydrocarbonate and carbonate ions. Natural aluminosilicate, modified by polyethyleneimine, may also be used for sorption purification of wastewater from the uranium (VI) with prior acidification of the aqueous medium to pH 4,5 (to destroy complexes $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{2-}$, $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$). A comparison of the sorption capacity of the layered double hydroxide with respect to uranium (VI) showed that the sorption values U(VI) were correlated with the resistance to dissociation of its complexes with the ligands in the solution.

УДК 554.63:621

О. О. Протасов, А. А. Силаєва

Техно-екосистема АЕС та її біотичні елементи

Розглянуто специфіку біотичних елементів у техно-екосистемах АЕС порівняно з природними екосистемами. Обговорюються взаємозв'язки між біотичними угрупованнями і чинниками середовища, характерними для техно-екосистем. Розглянуто питання обмеження біологічних перешкод у роботі обладнання, принципи організації гідробіологічного та екологічного моніторингу.

УДК 582.26/27:574.65(621.311.22)(621.311.25)

Т. М. Новосьолова

Особливості групувань фітопланктону у техно-екосистемах атомних і теплових електростанцій

Розглянуто особливості формування видового складу та кількісних показників фітопланктону у водоймах-охолоджувачах АЕС та ТЕС. Вказано збудники "цвітіння" води, зареєстровані у фітопланктоні водойм-охолоджувачів Запорізької та Хмельницької АЕС.

УДК 581.526.3(621.311.22:621.311.25)(285.3)(477)

Т. М. Дьяченко

Макрофіти у водоймах-охолоджувачах атомних і теплових електростанцій України

Акцентується увага на ролі макрофітів у природно-техногенних екосистемах водойм-охолоджувачів, на особливостях взаємовпливу рослин і систем водопостачання станції. Розглядається ступінь вивченості макрофітів, вказується на необхідність моніторингу та контролю їх стану у водоймах-охолоджувачах України.

УДК: 574.586:574.65 (621.311.22) (621.311.25)

І. О. Морозовська, О. О. Протасов

Зооперифітон та обростання у водоймах-охолоджувачах атомних і теплових електростанцій

Наведено результати досліджень зооперифітону водойм-охолоджувачів АЕС і ТЕС. Розглянуто процеси формування угруповань на експериментальних субстратах. Обговорюються проблеми, пов'язані з виникненням біологічних перешкод у роботі електростанцій.

УДК 591.524.11:574.5(28):(621.311.25:621.311.22)

А. А. Силаєва

Зообентос водних об'єктів, що зазнають впливу атомних і теплових електростанцій України

Представлено результати досліджень зообентосу водних об'єктів, що зазнають впливу ТЕС і АЕС. Таксономічне багатство та рівень розвитку зообентосу значною мірою залежать від типу та особливостей конструкції водного об'єкта, режиму та тривалості експлуатації електростанції. Склад зообентосу досліджених водних об'єктів досить багатий. Найбільші кількісні показники зообентосу характерні для середніх значень дослідженого діапазону абіотичних чинників (температури, глибини). В угрупованнях з домінуванням молюсків роду *Dreissena* (*D. polymorpha*, *D. bugensis*), відбувається зростання кількісних показників зообентосу. Динаміка змін кількісних показників зообентосу в часі залежить від техногенних чинників і наслідків біологічної інвазії.

УДК 621.039

О. М. Харабет, О. Є. Зотєєв, О. О. Чулкін

Застосування теорії можливостей для визначення надійності енергетичного устаткування АЕС

Розглянуто перспективи застосування сучасної теорії можливостей (експертних систем, нечітких алгоритмів та нечіткої кластеризації) для розкриття невизначеності стосовно наявного стану надійності енергетичного обладнання АЕС.

А. Protasov, A. Sylaiyeva

Biotic elements of NPP techno-ecosystem

Specific features of biotic elements in the NPP techno-ecosystems were considered and compared with natural ecosystems. Relationships between biotic communities and environmental factors that are specific to the techno-ecosystems were discussed, and the problems of limitation of biological hindrances in operation of equipment, principles of hydrobiological and environmental monitoring were considered.

T. Novosolova

Specific features of phytoplankton consolidation in techno-ecosystems of nuclear and thermal power plants

The features of forming of phytoplankton species composition and quantitative indexes in the cooling ponds of NPP and TPP were considered. Causative agents of water "flowering" registered in the phytoplankton of cooling ponds of Zaporozhskaya NPP and Khmelnytsky NPP were indicated.

T. Dyachenko

Macrophytes in the cooling ponds of Ukrainian nuclear and thermal power plants

Attention is focused at the macrophytes role in the functioning of the natural-technological cooling ponds ecosystems, at the features of aquatic plants and station water supply systems interaction. It was considered the degree of macrophytes scrutiny and it was pointed out the necessity of monitoring and controlling their condition in the cooling ponds of Ukrainian power plants.

I. Morozovska, A. Protasov

Zooperyphyton and fouling in cooling ponds of nuclear and thermal power plants

The article presents the results of researches of zooperiphyton in the cooling ponds of nuclear and thermal power plants. It considers the processes of forming of communities on experimental substrates, and discusses the problems associated with the emergence of biological hindrances in operation of power stations.

A. Sylaiyeva

Zoobenthos of the water bodies, subjected to the influence of nuclear and thermal power plants of Ukraine

The results of researches of zoobenthos in water bodies which are exposed to impact of thermal and nuclear power plants are presented. Taxonomic richness and the level of zoobenthos growth largely depend on the type and construction features of a water object, as well as on mode and duration of the plant operation. Composition of zoobenthos in the studied water bodies was rich enough. The greatest quantitative zoobenthos characteristics were the characteristic of mean values of the investigated range of abiotic factors (temperature, depth). Communities with domination of molluscs of the genus *Dreissena* (*D. polymorpha*, *D. bugensis*) reveal the increase of quantitative indicators of zoobenthos. Dynamics of changes of quantitative indicators of zoobenthos in time depends on technological factors and consequences of biological invasions.

A. Kharabet, O. Sotejev, O. Tshulkin

The use of the possibility theory for characterization of condition of nuclear power plant equipment

The article considers the prospects of application of the modern possibility theory (expert systems, fuzzy algorithms, fuzzy clustering) for evaluation of indeterminate forms related to the current condition of nuclear power plants equipment.

ІНФОРМАЦІЙНЕ ПОВІДОМЛЕННЯ

Шановні читачі та автори журналу «Ядерна енергетика та довкілля»!

Редакція повідомляє про розміщення на сайті ДП «ДНІЦ СКАР» <http://ssec-cser.org/> надрукованих статей англійською мовою з **лютого 2014 року**.

В 2014 році планується включення журналу «Ядерна енергетика та довкілля» до Переліку наукових фахових видань України.

Сподіваємося на плідну співпрацю.

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; 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 «чорно-білий» 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, можливе 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.