

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 (10), 2017

Виходить 1—4 рази на рік

Заснований у травні 2012 року

Київ — 2017

Науково-виробничий журнал “Ядерна енергетика та довкілля” публікує науково-дослідні, інженерно-технічні та експертно-аналітичні розробки у сфері 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 з інших напрямків 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”) Міненерговугілля України та Українське ядерне товариство (УкрЯТ)

Редакційна колегія:

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

Заступник головного редактора: *Масько О. М.*, канд. хім. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Відповідальний секретар: *Пуртов О. А.*, канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Барбашев С. В., д-р. техн. наук (Одеський національний політехнічний університет)

Бондарьков М. Д., д-р. техн. наук (ДНДУ “Чорнобильський центр з проблем ядерної безпеки, радіоактивних відходів та радіоекології”)

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

Інюшев В. В., канд. техн. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

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)

Неклюдов І. М., академік НАНУ, д-р фіз.-мат. наук (ІНЦ “ХФТГ” НАНУ)

Новосолов Г. М., канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Носовський А. В., д-р техн. наук, професор (ДУ “Інститут проблем безпеки АЕС НАН України”)

Печериця О. В., канд. техн. наук (ДП “ДНТЦ ЯРБ”)

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

Пуртов О. А., канд. фіз.-мат. наук (ДП “ДНІЦ СКАР”)

Пишико Г. М., д-р хім. наук (ДУ “Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А. В. Думанського НАН України”)

Рязанов В. В., д-р фіз.-мат. наук (ДУ “Інститут ядерних досліджень НАН України”)

Харченко В. С., д-р техн. наук, професор (Національний аерокосмічний університет ім. М. Є. Жуковського “Харківський авіаційний інститут”)

Шелофаст В. В., д-р техн. наук, професор (ООО НТЦ “АПМ”)

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

Адреса редакції:

Державний науково-інженерний центр
систем контролю та аварійного реагування
проспект Героїв Сталінграду, 64/56
м. Київ, 04213
Тел./факс: (380-44) 411-92-70
Електронна адреса: purtov.dnic@gmail.com
http://dnic.com.ua

Editor's address:

State Scientific Engineering Center
of Control Systems and Emergency Response
Geroiv Stalingrady, 64/56
Kyiv, 04213, Ukraine
Tel./fax: (380-44) 411-92-70
E-mail: purtov.dnic@gmail.com
http://dnic.com.ua

Друкується за постановою науково-технічної ради ДП “ДНІЦ СКАР” (№ 9 від 19.12.2017)

Журнал включено до Переліку наукових фахових видань України

наказом Міністерства освіти і науки України № 1528 від 29.12.2014

Свідectво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації

Серія КВ № 18914-7704пр від 06.05.2012

ЗМІСТ

CONTENTS

Посох В. О., Абдурашитов А. И., Шахбанов Р. М. Расчет сейсмостойкости трубопроводов АЭС с использованием конечных элементов типа «pipe» 4	
Пуртов О. А., Масько А. Н. Обновленная концепция снятия с эксплуатации энергоблоков Южно-украинской АЭС 11	
Ольховик Ю. О., Литвиненко Ю. В. Оцінка лімітів безпечної активності у траншеях сховища «Буряківка» 18	
Азаров С. І., Сидоренко В. Л., Задунай О. С. Радіаційні та екологічні наслідки пожеж у Чорнобильській зоні відчуження 26	
Кеймиров М. А. Очистка урансодержащих вод монтмориллонитом Огланлынского месторождения (Туркменистан), модифицированным полиамином 35	
Бондарь Ю. В., Кузенко С. В. Новые композитные сорбенты на основе полиакрилонитрильных волокон с ферроцианидной фазой для очистки загрязненных вод от радионуклидов цезия 41	
Азаров С. І., Задунай О. С., Євланов В. М. Методичні основи екологічного аудиту АЕС 48	
Альохіна С. В. Теплові режими зберігання відпрацьованих паливних збірок у вентильованих контейнерах 60	
Новоселов Г. М., Вирич П. М., Кориков О. Н. Общественное обсуждение материалов оценки воздействий на окружающую среду поднятия уровня Александровского водохранилища до проектной отметки 20,7 м 68	
Усс А.Н., Пацюк С.Т., Вавилов А.В., Панченко А. В., Шавлаков А. В., Харлампиди Д. Х. Модернизация конденсатора турбоустановки К-1000-60/1500-2 ОП «Запорожская АЭС» 77	

V. Posokh, A. Abdurashitov, R. Shahbanov Calculation of NPP pipelines seismic resistance with use of type «pipe» finite elements 4	
O. Purtoy, A. Masko Updated concept of South-Ukrainian NPP units decommission 11	
Yu. Olkhovyk, Yu. Lytvynenko Assessment of safe activity limits for the Buryakivka storage trenches 18	
S. Azarov, V. Sydorenko, O. Zadunay Radiation and environmental consequences of fire in Chernobyl exclusion zone 26	
M. Keymirov Water purification of uranium (VI) with the use of montmorillonite of the Oglanlyn deposit (Turkmenistan), modified polyamine 35	
Yu. Bondar, S. Kuzenko New composite adsorbents based on polyacrylonitrile fibers with ferrocyanide phase for purification of contaminated water from cesium radionuclides 41	
S. Azarov, O. Zadunay, V. Yevlanov Methodology providing of ecological audit for NPP 48	
S. Alyokhina Thermal regimes of spent fuel assemblies storage in ventilated containers 60	
G. Novosolov, P. Virich, O. Korikov Public discussion of materials on environmental impact assessment of raising the level of the Aleksandrovsky reservoir to the design mark of 20.7 m 68	
O. Uss, S. Patsyuk, O. Vavilov, O. Panchenko, O. Shavlakov, D. Kharlampidi Modernization of the condenser of the turbine K-1000-60 / 1500-2 of Zaporozhskaya NPP 77	

УДК 539.4

В. О. Посох¹, А. И. Абдурашитов², Р. М. Шахбанов²¹Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования, г. Киев²Общество с ограниченной ответственностью Научно-технический центр «АПМ», г. Королев (Московская область, РФ)

РАСЧЕТ СЕЙСМОСТОЙКОСТИ ТРУБОПРОВОДОВ АЭС С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ КОНЕЧНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ТИПА «PIPE»

В статье рассмотрен численный метод расчета напряженно-деформированного состояния и собственных колебаний пространственных моделей трубопроводов АЭС с использованием разных типов конечных элементов (КЭ). Показана сходимость полученных результатов, а также отмечены преимущества и недостатки моделей на основе стержневых и оболочечных КЭ.

Ключевые слова: оборудование и трубопроводы АЭС, расчет сейсмостойкости, концентрация напряжений, собственные формы и частоты колебаний, метод конечных элементов, оболочечные и «pipe»-конечные элементы.

Введение. Обеспечение надежной эксплуатации атомных станций, их безопасности для обслуживающего персонала и окружающей среды является чрезвычайно важной задачей. Отличительной особенностью этой проблемы является необходимость обеспечения не только прочности конструкций, но и гарантирование надежного функционирования всех систем, управляющих и осуществляющих контроль ядерного процесса в любых условиях, в том числе и в условиях сейсмического воздействия.

Оценка прочности трубопроводов АЭС должна проводиться в соответствии с Нормами [1]. В настоящих нормах описаны методы для расчета типовых элементов и узлов трубопроводов АЭС на основе методов сопротивления материалов, теории упругости и строительной механики. В [1] предполагается, что расчет проводится «вручную»; поэтому не обходится без существенных упрощений конструкции, которые приводят к значительным погрешностям. В связи с интенсивным развитием вычислительной техники появилась возможность применять численные методы (в частности метод конечных элементов) при моделировании, расчетах и анализе сложных пространственных конструкций трубопроводов.

Описание характеристик КЭ и алгоритм ра-

счета модели. Сегодня актуальным является вопрос создания такого программного продукта, который бы с достаточной точностью и в соответствии с основными отраслевыми, государственными и зарубежными нормами решал задачи статической, динамической и циклической прочности оборудования и трубопроводов АЭС. Соответствовать данным требованиям стремится расчетный модуль APM Structure 3D, который постоянно модернизируется. Для выполнения расчетов трубопроводов АЭС в соответствии с ПНАЭ Г-7-002-86 и РД ЭО 1.1.2.05.0330-2012 [2] используется целый ряд конечных элементов (КЭ).

Данный элемент подобен стержню, воспринимающему растяжение-сжатие, изгиб и кручение. Элемент имеет шесть степеней свободы (перемещения и вращения относительно осей x , y , z). Номера узлов могут быть представлены как в буквенном виде (Рисунок 1. I, J, K, L) или числовом (1, 2, 3, 4), данные обозначения используются при формировании элементов матрицы жесткости.

В качестве свойств данный элемент позволяет задавать плотность внутренней среды и материала изоляции, толщину слоя изоляции и допустимую коррозию, в качестве нагрузки – внутреннее или внешнее давление.

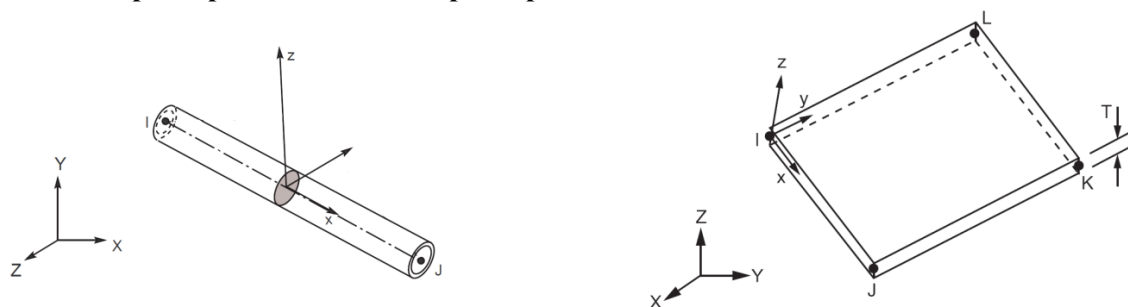


Рисунок 1. Геометрическое представление двухузлового конечного элемента типа «pipe» и четырехузлового элемента типа «Shell»

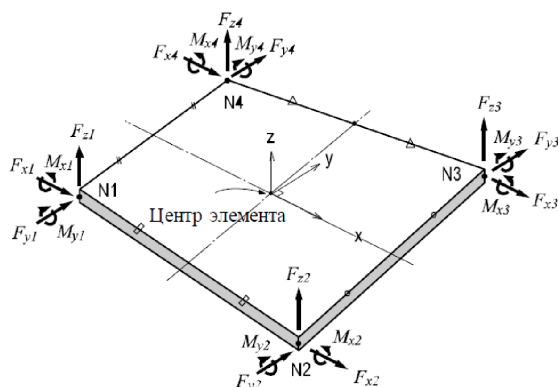


Рисунок 2. Силы в узлах четырехугольного элемента пластины

Силовые граничные условия задаются в виде собственного веса трубопровода, внутреннего давления, а также температуры по длине трубопровода (Рисунок 2). Кинематические граничные условия задаются в виде следующих типов опор, размещённых в соответствии с исполнительными схемами:

- жёсткие опоры (исключают все перемещения и углы поворота сечения трубопровода);
- неподвижные опоры (исключают все перемещения сечения трубопровода);
- пружинные подвески (упругая опора);
- скользящие опоры (исключают вертикальные перемещения);
- направляющие опоры (допускают только перемещения вдоль трубопровода).

Алгоритм расчета пространственной модели методом конечных элементов (МКЭ):

1. Построение матрицы жесткости в местной системе координат для некоторого i -го стержня.
2. Преобразование матрицы в матрицу жесткости i -го стержня в общей системе координат.
3. Формирование матрицы жесткости всей конструкции.
4. Переход от i -го к $(i+1)$ -му стержню и повторение всех перечисленных операций.
5. Учет граничных условий
6. Формирование вектора узловых нагрузок P .
7. Решение системы уравнений $RZ = P$.
8. Вычисление внутренних усилий в каждом стержне.

Основным этапом расчета МКЭ является получение матрицы жесткости элемента. Для реализации данного метода необходимо, прежде всего, разделить конструкцию на отдельные элементы, имеющие простую форму, с постоянной жесткостью, т. е. стержень и т.п. Сначала изучают характеристики этих элементов и их соединений, потом элементы соединяют в конструкцию и производят обобщенный расчет. Различие между данной и общей упругой динамикой в том, что вариации матриц жесткостей элементов могут прямо стартовать с конструктивных расчетных форм. Узло-

вые перемещения и усилия в элементах являются основными неизвестными величинами.

Порядок матрицы жесткости КЭ равен числу степеней свободы в его узлах. Так для двух узлового стержневого элемента типа «pipe» матрица жесткости в общем виде имеет размерность 12×12 , для четырех узлового оболочечного элемента матрица жесткости - 24×24 . Не трудно предположить, что время, затраченное на решение задачи в оболочечном представлении, будет больше в 4 раза, чем стержневая система.

Для поиска неизвестных узловых перемещений от действующих нагрузок необходимо решить систему алгебраических уравнений, в которой коэффициентами при неизвестных являются элементы матрицы жесткости всей конструкции, известными являются составляющие вектора нагрузки:

$$K * Z = P,$$

где K - матрица жесткости всей конструкции размерность которой $6N \times 6N$, где N - общее число узлов в расчетной модели, Z и P - матрицы-столбцы с размерностью $6N$ (коэффициент 6 определяет количество возможных перемещений в узле КЭ). Часто при наложении всех условий закрепления рассматриваемой модели, матрица жесткости является разреженной (большое количество нулевых элементов). Тогда для уменьшения затрачиваемых ресурсов памяти вычислительной техники, матрица легко сжимается путем записи ее ненулевых составляющих.

Для расчета протяженной стержневой системы на основе теории балочных конечных элементов представленная система дифференциальных уравнений динамического состояния имеет вид:

$$[M] \left\{ \ddot{X} \right\} + [C] \left\{ \dot{X} \right\} + [K] \left\{ X \right\} = \{ F(t) \}, \quad (1)$$

где $\left\{ \ddot{X} \right\}, \left\{ \dot{X} \right\}, \left\{ X \right\}$ - вектора ускорений, скоростей и перемещений соответственно всех узлов КЭ стержней в пространстве; $[M], [C], [K]$ - глоба-

льные матрицы масс, демпфирования и жесткости стержневой конструкции; $\{F(t)\}$ - вектор переменных внешних нагрузок, в общем случае переменных во времени t .

Положение каждого узла определяется вектором $\{X\}$ его линейных и угловых перемещений относительно осей хуз глобальной системы координат.

Глобальная матрица жесткости и масс для всей стержневой конструкции строится путем суммирования локальных матриц жесткости и масс по отдельным стержневым конечным элементам с учетом их ориентации в глобальной системе координат.

Локальная матрица жесткости $[k]$ стержневого КЭ имеет размерность 12×12 и структурно состоит из четырех одинаковых блоков $[k_{ij}]$ размером 6×6 :

$$[k] = \begin{bmatrix} [k_{11}] & [k_{21}] \\ [k_{12}] & [k_{22}] \end{bmatrix}, \quad (2)$$

Каждый из блоков $[k_{ij}]$ определяет поведение стержня на основе теории стержней Тимошенко С.П. с учетом сдвиговых деформаций и имеет следующий вид [3]:

$$[k_{ij}] = \begin{bmatrix} \frac{EA}{l} & 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \frac{12EJ_z}{l^3(1+\Phi_y)} & 0 & 0 & 0 & \frac{6EJ_z}{l^2(1+\Phi_y)} \\ 0 & 0 & \frac{12EJ_y}{l^3(1+\Phi_z)} & 0 & \frac{-6EJ_y}{l^2(1+\Phi_z)} & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \frac{GJ_c}{l} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{-6EJ_z}{l^2(1+\Phi_z)} & 0 & \frac{(4+\Phi_z)EJ_y}{l(1+\Phi_z)} & 0 \\ 0 & \frac{6EJ_z}{l^2(1+\Phi_y)} & 0 & 0 & 0 & \frac{(4+\Phi_y)EJ_z}{l(1+\Phi_y)} \end{bmatrix}, \quad (3)$$

где A - площадь поперечного сечения стержня; E , G - модуль Юнга и модуль сдвига материала стержня соответственно; l - длина стержня; J_y ,

J_z - моменты инерции поперечного сечения стержня относительно осей y и z ; J_p - полярный момент инерции поперечного сечения стержня;

$\Phi_y = \frac{12EJ_z}{GA_{S_y}l^2}$ и $\Phi_z = \frac{12EJ_y}{GA_{S_z}l^2}$ - параметры сдвига-

вой деформации A_{S_y} и A_{S_z} - эффективная площадь поперечного сечения стержня при деформации сдвига в направлениях y и z соответственно.

В качестве локальной матрицы масс отдельного

стержневого элемента $[m]$ размерностью 12×12 , принята совместная матрица масс, которая учитывает взаимовлияние поперечных и крутильных форм колебаний [5]. Структурно, в матрице масс также можно выделить четыре блока $[m_{ij}]$ размерностью 6×6 :

$$[m] = \begin{bmatrix} [m_{11}] & [m_{21}] \\ [m_{12}] & [m_{22}] \end{bmatrix} \quad (4)$$

Описание трубопровода и пространственных КЭ моделей. В соответствии с рекомендациями МАГАТЭ оценка сейсмостойкости трубопроводов АЭС, находящихся в эксплуатации, проводится с использованием метода граничной сейсмостойкости с учетом положений [1]. В системе APM WinMachine в модуле APM Structure3D реализованы два основных метода для определения динамической реакции при землетрясении.

Для проведения исследования влияния различных типов конечных элементов на напряженно-деформированное состояние (НДС) и собственные частоты колебаний при расчете на сейсмостойкость был выбран трубопровод технической воды энергоблока АЭС. Трубопровод относится к I категории сейсмостойкости, для которой подтверждение сейсмостойкости проводится с учетом одновременного действия сейсмической нагрузки в трех направлениях (два в горизонтальной плоскости и по вертикали). Рабочая среда трубопровода, с температурой в 33°C и давлением $0,588$ МПа. При гидравлических испытаниях параметры среды следующие: $T = 10^\circ\text{C}$, $P = 0,882$ МПа. Материал трубопровода - сталь 08X18H10T, ее физико-механические свойства приняты на основании [1].

Для решения задачи были созданы две модели трубопровода с применением разных типов КЭ. Модель, построенная при помощи стержневых элементов типа «pipe», состоит из 87 стержней, 12 опор, 87 узлов. Модель созданная при помощи трехузловых плоских элементов (элемент получен на основе четырехузловых оболочечного элемента, при условии что узлы K и L находятся в одной точке, рисунок 1) содержит 136758 элементов, 12 опор и 68420 узлов.

Модели учитывают:

- вес и давление рабочей среды трубопровода;
- наличие криволинейных участков, отводов;
- различные виды опор, с возможностью выбора ограничений в каждом отдельном случае.

Результаты и анализ исследований. В результате расчета были выведены распределение напряженно-деформированного состояния, определены напряжения в зонах концентрации напряжений, а также собственные частоты и формы

колебаний. Для удобства проведения анализа ниже на рисунках 3-6 и в таблицах 1-2 представлены результаты численных расчетов в графическом и

числовом виде. Параллельно приведены результаты для модели с применением стержневых КЭ и модели на основе трехузловых пластин.

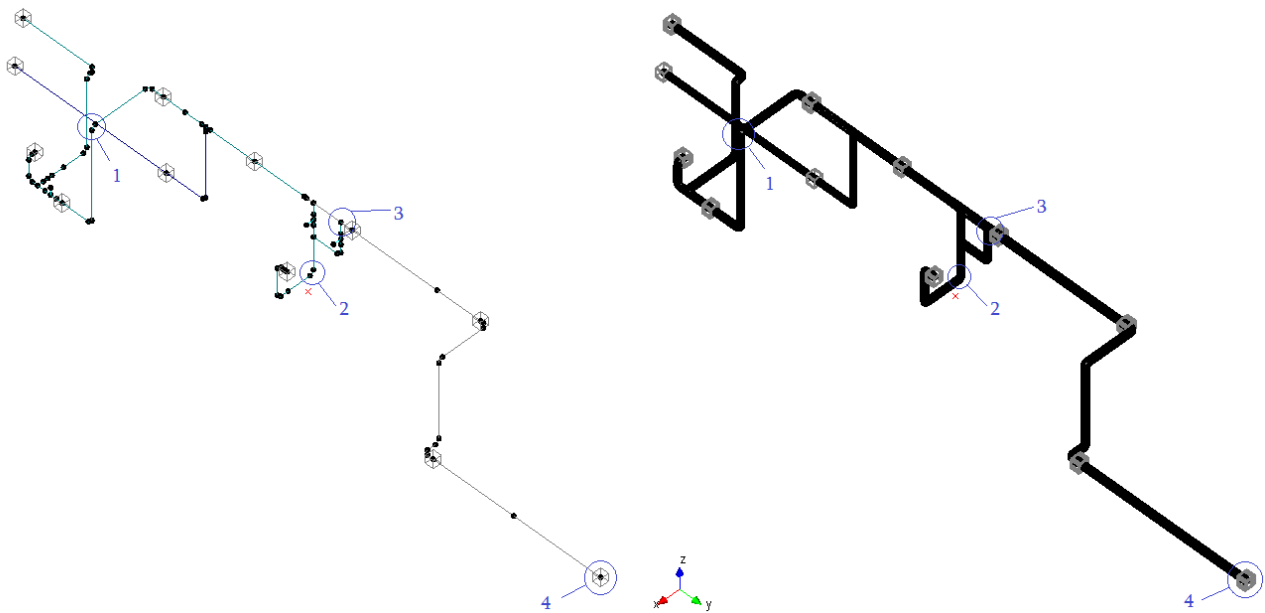
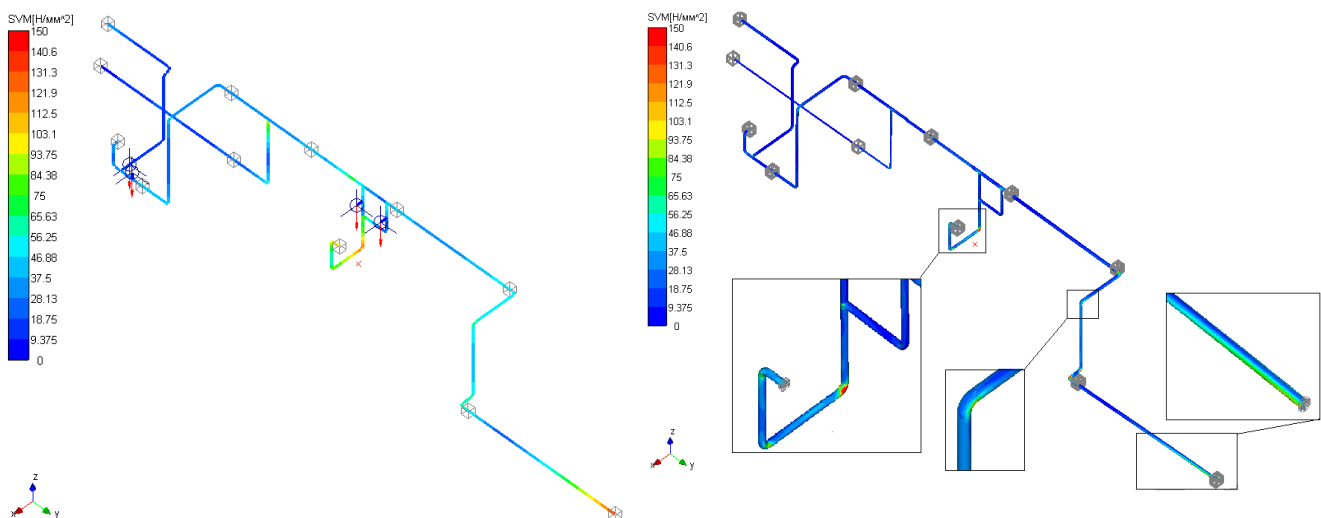


Рисунок 3. Общий вид моделей и выбранные области трубопровода для сравнения результатов и более детального рассмотрения НДС (1-2- колено, 3- прямой участок трубы у опоры)



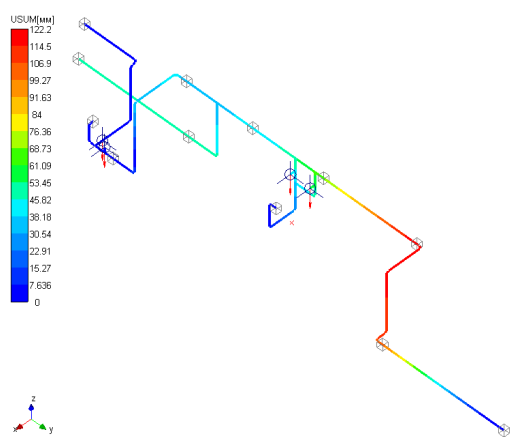
Стержневая (элементы «pipe») КЭ модель

КЭ модель на основе 3-узловых элементов типа пластина

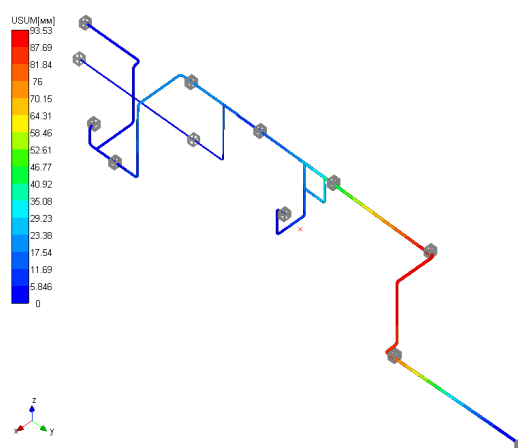
Рисунок 4. Распределение эквивалентных напряжений по Мизесу

Таблица 1. Сравнительный анализ распределения напряжений в выделенных зонах 1-4, указаны значения эквивалентных напряжений ($\text{H}/\text{мм}^2$)

№ участка	Модель на основе КЭ типа «pipe»	Модель на основе элементов типа «пластина»
1(колесо)		
2(колесо)		
3(участок у опоры)		

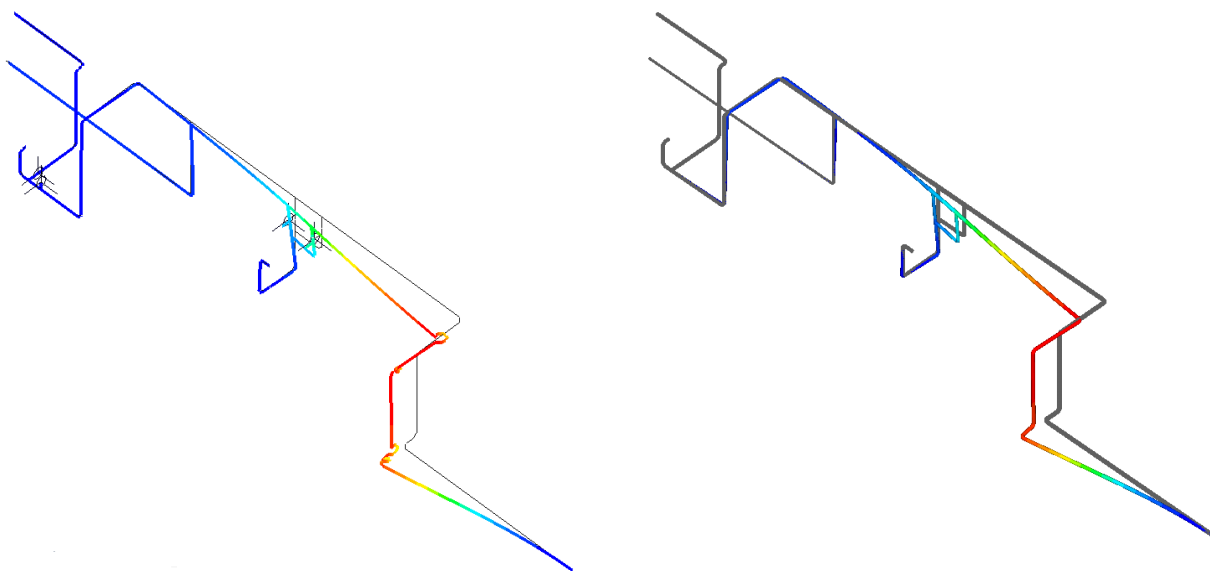


Стержневая (элементы «pipe») КЭ модель



КЭ модель на основе трехузловых элементов типа «пластина»

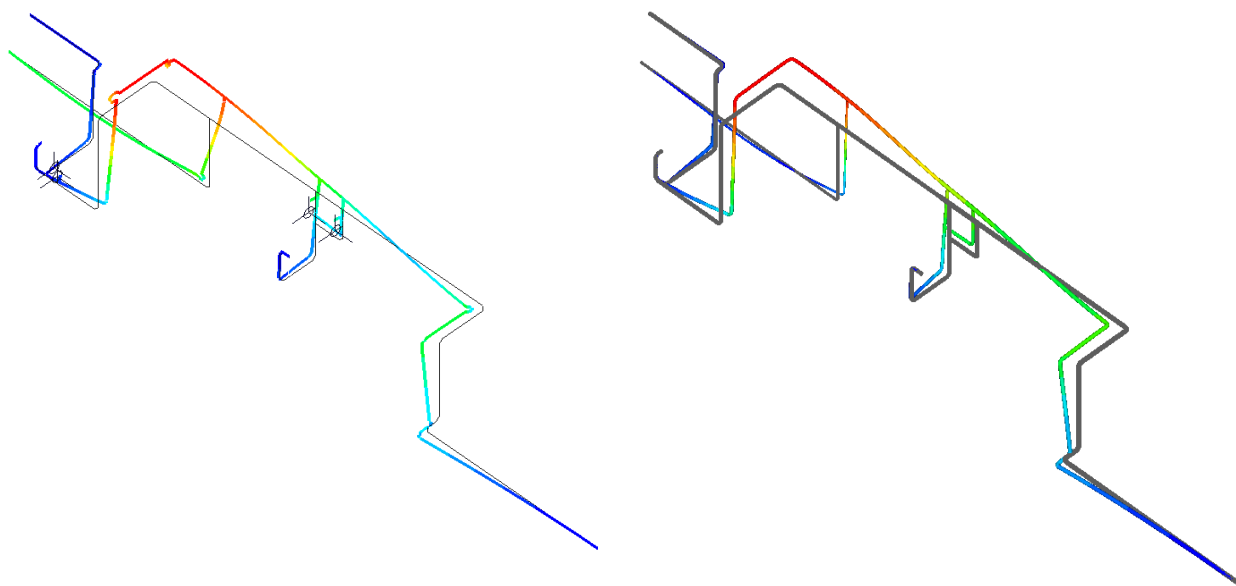
Рисунок 5. Распределение перемещений



Стержневая (элементы «pipe») КЭ модель
частота 1,6 Гц

КЭ модель на основе трехузловых элементов типа
«пластина», частота 1,71 Гц

Рисунок 6. Первая собственная форма колебаний



Стержневая (элементы «pipe») КЭ модель,
частота 2,36 Гц

КЭ модель на основе трехузловых элементов типа
«пластина», частота 2,73 Гц

Рисунок 7. Третья собственная форма колебаний

Таблица 2. Сопоставление расчетных собственных частот трубопровода

№ частоты	Стержневая модель, Гц	Оболочечная модель, Гц	Разница между моделями, %
1	1,602	1,718	7,24
2	2,144	2,606	21,54
3	2,359	2,738	16,06
10	7,917	9,963	25,84
20	15,569	17,184	10,37
30	33,293	32,688	1,81
40	47,167	46,831	0,7
50	67,205	65,15	3,05
60	99,141	86,88	12,36

70	145,232	119,34	17,8
80	177,981	148,392	16,6
90	228,769	179,689	21,45
100	289,801	215,618	25,59

Заключение. При сравнении расчетного напряженно-деформированного состояния двух моделей средние напряжения по трубопроводу находятся в диапазоне 18–50 МПа. В выбранных для анализа зонах (колени, участки вблизи жесткой опоры) разница значений по напряжениям не превышает 15%. При анализе собственных частот трубопровода также прослеживается хорошая сходимость результатов, порядка 0,7–26%. При этом в работе [4] отмечена меньшая погрешность численного расчета на основе стержневых КЭ, чем оболочек, при сравнении результатов с экспериментальными данными. Из рисунки 6-7 можно видеть полную аналогию при определении форм колебаний, по крайней мере первых основных форм, которые являются определяющими при изучении устойчивости конструкции. Любой трубопровод или конструкция имеют бесконечное количество собственных форм и частот колебаний, однако реакция на внешнее воздействие происходит в основном

в низких частотах, поэтому рассмотрение форм колебаний для высших частот имеет второстепенное значение.

Как показало данное расчетное исследование, применение конечных элементов типа «pipe» (стержневые элементы, учитывающие основные параметры трубопроводов) имеет ряд преимуществ перед решением задач сейсмостойкости с использованием пластинчатых КЭ. Это простота моделирования сложных пространственных систем трубопроводов; на порядок меньшее количество расчетных КЭ, чем в модели с пластинчатыми элементами; уменьшение машинного времени, затрачиваемого на расчет. Отметим, что расчетные значения напряжений и перемещений для модели с элементами типа «pipe» обычно выше чем для пластинчатой модели. Данный факт можно представить как определенный запас в прочность трубопровода.

Список использованной литературы

1. Нормы расчета на прочность оборудования и трубопроводов атомных энергетических установок. ПНАЭ Г-7-002-86, Москва, Энергоатомиздат, 1989.
2. РД ЭО 1.1.2.05.0330-2012 Руководящий документ эксплуатирующей организации. Руководство по расчету на прочность оборудования и трубопроводов реакторных установок РБМК, ВВЭР и ЭГП на стадии эксплуатации, включая эксплуатацию за пределами проектного срока службы. Принят и введен в действие Приказом ОАО «Концерн Росэнергоатом» от 29.12.2012 №9/1282-17.
3. Przemieniecki J.S. Theory of matrix Structural Analysis. New York. Dover Publications, 2010. 480 p.
4. Водка А.А и др. Исследование динамических характеристик трубопровода в условиях лабораторного исследования/ Вісник НТУ «ХПІ», 2014, № 58 (1100).
5. Сильченко П.Н. и др. Способ расчета протяженных тонкостенных конструкций с неосесимметричным поперечным сечением/ Наука и Образование. МГТУ им. Н.Э. Баумана. Электрон. журн. 2014. № 11. С. 724–747.

Получено 18.08.2017

УДК 621.039

О. А. Пуртов, А. Н. Масько

*Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования, г. Киев***ОБНОВЛЕННАЯ КОНЦЕПЦИЯ СНЯТИЯ С ЭКСПЛУАТАЦИИ ЭНЕРГООБЛОКОВ
ЮЖНО-УКРАИНСКОЙ АЭС**

Представлены основные положения обновленной Концепции снятия с эксплуатации энергоблоков ОП «Южно-Украинская АЭС». Рассмотрены два основных варианта снятия с эксплуатации энергоблоков АЭС — немедленный демонтаж и отложенный демонтаж. Оптимальным вариантом СЭ энергоблоков №1,2,3 ЮУАЭС определен отложенный демонтаж с длительностью стадии выдержки 20, 27 и 31 год соответственно. Оптимальный вариант СЭ с отложенным демонтажем обеспечивает существенные преимущества с точки зрения равномерности трудовых затрат и загруженности установок по переработке РАО на стадии демонтажа. Оценены финансовые затраты на отдельных стадиях СЭ энергоблоков №1, 2, 3, размеры ежегодных отчислений на СЭ и на захоронение РАО от СЭ энергоблоков в соответствии с обновленной Концепцией.

Ключевые слова: концепция снятия с эксплуатации, энергоблоки, Южно-Украинская АЭС, затраты на снятие с эксплуатации и захоронение РАО.

Введение. Концепция снятия с эксплуатации энергоблоков Южно-Украинской АЭС (далее – Концепция) подлежит пересмотру:

- планово через каждые 10 лет;
- в случае существенных изменений в планах дальнейшей эксплуатации объектов ЮУАЭС;
- в случае существенных изменений условий и требований к снятию с эксплуатации (далее – СЭ) АЭС, определенных нормативно-правовыми актами и нормативными документами ГП «НАЭК «Энергоатом».

Концепция пересмотрена в соответствии с требованиями стандарта СОУ НАЭК 015:2012 [1] и с учетом положений обновленной «Концепції зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України» [2].

Назначение и сфера применения Концепции

Концепция представляет собой документально закрепленное решение ОП «Южно-Украинская АЭС» (далее – ЮУАЭС) о совокупности подходов и мероприятий, направленных на обеспечение будущего снятия с эксплуатации действующих на промплощадке ЮУАЭС ядерных установок и объектов, предназначенных для обращения с радиоактивными отходами.

Концепция является одним из документов по направлению деятельности «Снятие с эксплуатации», который требуется при получении и продлении эксплуатирующей организацией ГП «НАЭК «Энергоатом» лицензии на осуществление деятельности по эксплуатации энергоблоков ЮУАЭС, а также при установлении размера отчислений эксплуатирующей организации на специальный счет для формирования финансового резерва, предназначенного для снятия с эксплуатации ядерных установок.

Цель и задачи Концепции. Основной целью Концепции является долгосрочное планирование

комплекса мероприятий по СЭ всех действующих ядерных установок (ЯУ) и объектов по обращению с радиоактивными отходами (РАО), расположенных на промплощадке ЮУАЭС.

В соответствии с основной целью, задачами Концепции являются:

анализ истории эксплуатации и существующего состояния действующих объектов ЮУАЭС, а также прогноз их ключевых характеристик на момент окончания проектного срока эксплуатации этих объектов;

определение планов дальнейшего использования промплощадки ЮУАЭС и объектов инфраструктуры;

анализ инфраструктуры по обращению с РАО в ЮУАЭС и ее совершенствование для подготовки к передаче в собственность государства кондиционированных РАО;

выбор и обоснование стратегии СЭ действующих ЯУ и объектов по обращению с РАО ЮУАЭС;

определение основных подходов к обеспечению безопасности при СЭ объектов ЮУАЭС;

определение основных подходов к обеспечению качества при СЭ объектов ЮУАЭС, включая организационные аспекты и вопросы стандартизации;

определение основных решений по инфраструктуре, обеспечивающей деятельность по СЭ на промплощадке ЮУАЭС;

прогноз потребности в трудовых ресурсах при СЭ объектов ЮУАЭС;

оценка размеров ежегодных отчислений для накопления средств на СЭ объектов ЮУАЭС;

оценка необходимых размеров и графика расходов финансовых средств на СЭ объектов ЮУАЭС;

оценка размеров ежегодных сборов за образо-

вание и хранение эксплуатационных РАО и РАО от СЭ объектов ЮУАЭС.

Объекты ЮУАЭС, подлежащие СЭ. В состав единого производственно-технологического комплекса

ЮУАЭС входят объекты и/или их элементы, которые с точки зрения влияния на безопасность на протяжении их жизненного цикла подразделяются на три группы:

ядерные установки: энергоблоки №1,2,3;

объекты по обращению с РАО:

- здание баков хранилища жидких отходов (ХЖО);

- хранилища парогенераторов (ХПГ 1-5);

- хранилище слабоактивных отходов (ХСО);

- хранилище радиоактивных изотопов (ХРИ);

- хранилище твердых радиоактивных отходов (ХТРО-1, 2);

- объекты общестанционного назначения, которые не являются ЯУ или объектами по обращению с РАО (далее - общестанционные объекты).

Возможные варианты снятия с эксплуатации ЮУАЭС

«Энергетичною стратегією України на період до 2030 року» [3] предусмотрено продление проектных сроков эксплуатации энергоблоков на 20 лет. Согласно рекомендациям пересмотренного в 2015 году нормативного документа «Концепція зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України» [2] в обновленной Концепции СЭ энергоблоков ОП ЮУ АЭС также определен дополнительный 20-летний период эксплуатации энергоблоков №1,2,3 ЮУАЭС. Соответствующие прогнозируемые сроки завершения эксплуатации

энергоблоков, принятые при расчетах и оценках в данной Концепции, приведены в таблице 1.

НП 306.2.02/1.004-98 [5] в соответствии с международной практикой и рекомендациями МАГАТЭ определяет следующие стадии СЭ ядерных энергоблоков (стадии СЭ - терминология НП 306.2.141-2008 [6]): прекращение эксплуатации, окончательное закрытие, консервация, выдержка и демонтаж. Стадии консервации и выдержки не являются обязательными. Стадия прекращения эксплуатации начинается после принятия решения о СЭ и окончательном останове энергоблока. В соответствии с НП 306.2.141-2008 [6] стадия прекращения эксплуатации относится к этапу жизненного цикла ЯУ «снятие с эксплуатации», согласно НП 306.2.02/1.004-98 [5] стадия прекращения эксплуатации является заключительным этапом эксплуатации.

Исходя из положений [2,5,6], определены два возможных варианта СЭ отдельного ядерного энергоблока, которые анализируются в настоящей Концепции:

- немедленный демонтаж;

- отложенный демонтаж.

«Концепція зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України» [2] предусматривает возможность использования хранилищ РАО на протяжении всего периода СЭ ядерных энергоблоков, длительность которого составляет 22 и 52 года соответственно для вариантов немедленного и отложенного демонтажа. Соответствующие предельные сроки завершения эксплуатации хранилищ радиоактивных материалов приведены в таблице 1.

Таблица 1. Прогнозируемые сроки завершения эксплуатации объектов ЮУАЭС

Наименование объекта	Дата пуска (начала эксплуатации)	Дата завершения эксплуатации по действующей лицензии	Дата завершения эксплуатации, с учетом возможного продления срока эксплуатации на 20 лет
Энергоблок №1	31.12.1982	02.12.2023	02.12.2033
Энергоблок №2	06.01.1985	31.12.2025	31.12.2035
Энергоблок №3	20.09.1989	10.02.2020	10.02.2040
ХЖО	31.12.1982	не позднее 10.02.2093 (10.02.2062)	
ХПГ	-	не позднее 10.02.2093 (10.02.2062)	
ХСО	31.12.1982	не позднее 10.02.2093 (10.02.2062)	
ХРИ	31.12.1982	не позднее 10.02.2093 (10.02.2062)	
ХТРО 1, 2, 3	31.12.1982	не позднее 10.02.2093 (10.02.2062)	
Примечание. В скобках указаны сроки для варианта немедленного демонтажа энергоблоков №1, 2, 3 ЮУАЭС			

Концепция охватывает период времени от начала подготовки к СЭ и до полного завершения деятельности по СЭ объектов ЮУАЭС, указанных в таблице 1.

В зависимости от варианта СЭ энергоблоков, завершение рассматриваемого периода прогнозируется:

для варианта немедленного демонтажа - в 2062 году;

для варианта отложенного демонтажа энергоблоков - в 2093 году.

Выбор оптимального варианта СЭ энергоблоков ЮУАЭС. При выборе оптимального варианта СЭ энергоблоков ЮУАЭС рассматривались следующие возможные варианты:

(вариант №1) немедленный демонтаж;

(вариант №2) отложенный демонтаж с подвариантами, рассматривающими длительность стадии выдержки в диапазоне 20-40 лет:

В соответствии с требованиями [5], выбор оптимального варианта СЭ в Концепции выполнен на основе принципа «затраты-польза», в пользу варианта с отложенным демонтажем.

Далее оптимизация варианта СЭ энергоблоков ЮУАЭС с отложенным демонтажем выполнена с учетом достижения следующих условий:

- минимизация разрывов в сводном по всем энергоблокам графике реализации каждой из стадий СЭ (стадии прекращения эксплуатации, окончательного закрытия, консервации и демонтажа);

- достижение максимальной равномерности сводного по всем энергоблокам графика трудозатрат на СЭ;

- достижение максимальной равномерности сводного по всем энергоблокам графика наработки и переработки РАО от СЭ на указанных стадиях.

Поблочные графики стадий СЭ, динамики трудозатрат и ежегодных объемов образования переработанных РАО от СЭ энергоблоков ЮУАЭС для базового и оптимального вариантов СЭ с отложенным демонтажем приведены на рисунках 1-6.

Как видно из рисунков, условие непрерывности сводного по всем блокам графика реализации каждой из «активных» стадий СЭ соблюдается в обоих вариантах. При этом оптимальный вариант обеспечивает существенные преимущества с точки зрения равномерности трудозатрат и загруженности установок по переработке РАО.

С учетом этого факта, оптимальный вариант принят в качестве основы для построения стратегии СЭ энергоблоков ЮУАЭС.

Оптимальный вариант СЭ энергоблока №1. Оптимальным вариантом СЭ энергоблока №1 ЮУАЭС определен вариант отложенного демонтажа с длительностью стадии выдержки 20 лет. Обобщенные характеристики этого варианта СЭ приведены в таблице 2.

Таблица 2. Характеристики оптимального варианта СЭ энергоблока №1

Название стадии СЭ	Дата начала	Длительность, лет	Трудозатраты, чел.-лет
Прекращение эксплуатации	02.12.2033	6	2549,5
Окончательное закрытие	02.12.2039	4	1413,0
Консервация	02.12.2043	3	1129,0
Выдержка	02.12.2046	20	909,0
Демонтаж	02.12.2066	9	1771,5
Всего		42	7772,0

Уточненная оценка суммарных объемов образования РАО от СЭ энергоблока №1 ЮУАЭС представлена в таблице 3.

Таблица 3. Уточненные суммарные объемы образования переработанных РАО от СЭ для оптимальных вариантов СЭ энергоблоков ЮУАЭС (м³) до конца СЭ

Энерго-блок	Отверженные ЖРО	Низкоактивные ТРО	Среднеактивные ТРО	Высокоактивные ТРО
№1	902,1	1154,7	318,8	169,0
№2	928,4	1154,7	318,8	169,0
№3	943,4	1149,7	317,1	168,0

Оптимальный вариант СЭ энергоблока №2.

Оптимальным вариантом СЭ энергоблока №2 ЮУАЭС определен вариант отложенного демонтажа с длительностью стадии выдержки 27 лет. Обобщенные характеристики этого варианта СЭ приведены в таблице 4.

Уточненная оценка суммарных объемов образования РАО от СЭ энергоблока №2 ЮУАЭС представлена в таблице 3.

Таблица 4. Характеристики оптимального варианта СЭ энергоблока №2

Название стадии	Дата начала	Длительность, лет	Трудозатраты, чел.-лет
Прекращение эксплуатации	31.12.2035	6	2549,5
Окончательное закрытие	31.12.2041	4	1413,0
Консервация	31.12.2045	3	1129,0
Выдержка	31.12.2048	27	1168,0
Демонтаж	31.12.2075	9	1771,5
Всего		49	8031,0

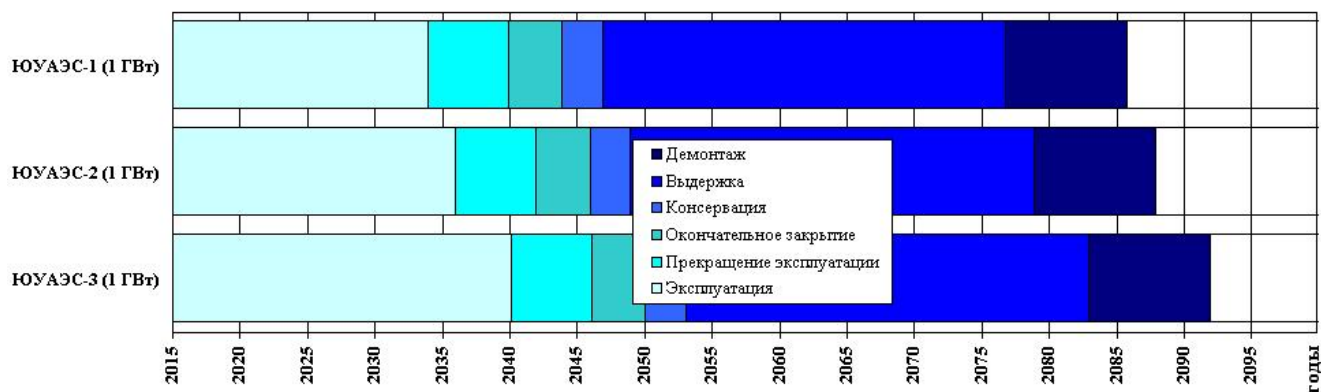


Рисунок 1. Базовый вариант. Поблочный график стадий СЭ (отложенный демонтаж)

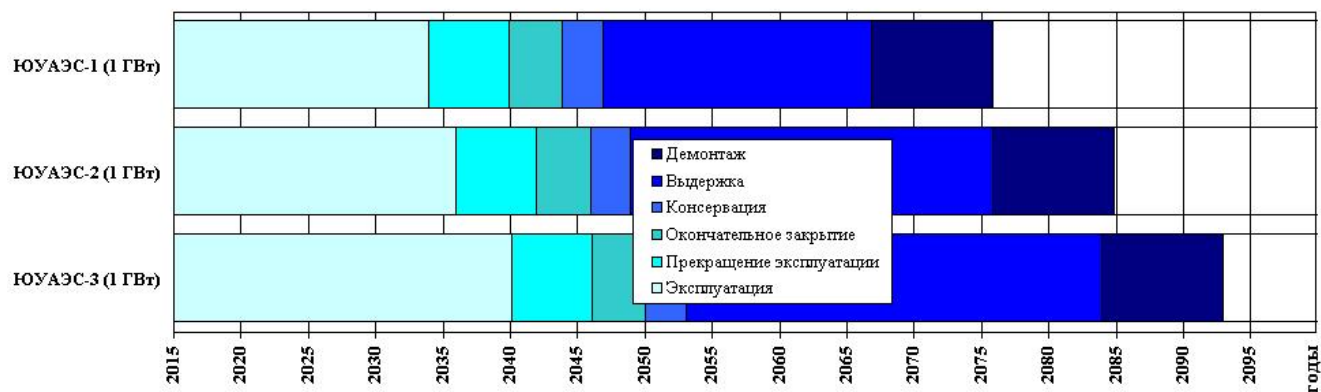


Рисунок 2. Оптимальный вариант. Поблочный график стадий СЭ (отложенный демонтаж)

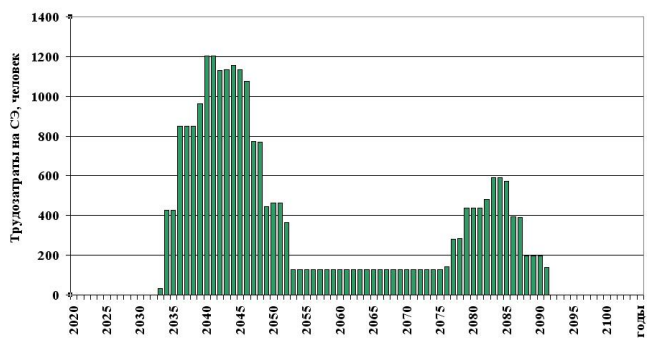


Рисунок 3. Базовый вариант. Трудозатраты на СЭ энергоблоков ЮУАЭС (отложенный демонтаж)

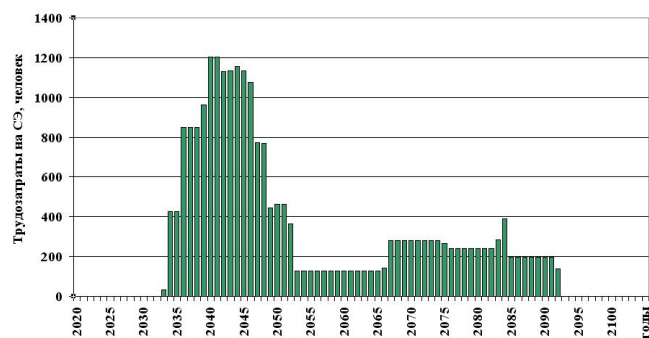


Рисунок 4. Оптимальный вариант. Трудозатраты на СЭ энергоблоков ЮУАЭС (отложенный демонтаж)

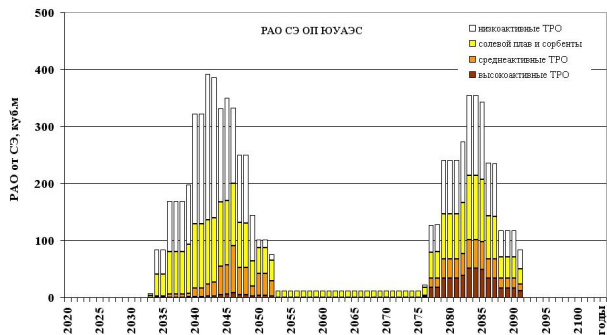


Рисунок 5. Базовый вариант. Ежегодные объемы образования переработанных РАО от СЭ (отложенный демонтаж)

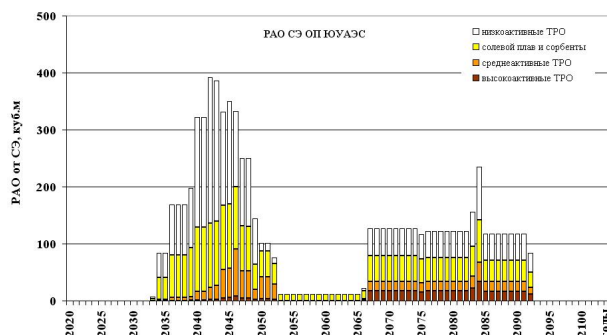


Рисунок 6. Оптимальный вариант. Ежегодные объемы образования переработанных РАО от СЭ (отложенный демонтаж)

Оптимальный вариант СЭ энергоблока №3. Оптимальным вариантом СЭ энергоблока №3 ЮУАЭС определен вариант отложенного демонтажа с длительностью стадии выдержки 31 год. Обобщенные характеристики этого оптимального варианта приведены в таблице 5.

Уточненная оценка суммарных объемов образования РАО от СЭ энергоблока №3 ЮУАЭС представлена в таблице 3.

Прогнозируемые сроки завершения эксплуатации и СЭ объектов ЮУАЭС приведены в таблице 6.

Таблица 5. Характеристики оптимального варианта СЭ энергоблока №3

Название стадии	Дата начала	Длительность, лет	Трудозатраты, чел.-лет
Прекращение эксплуатации	10.02.2040	6	2549,5
Окончательное закрытие	10.02.2046	4	1413,0
Консервация	10.02.2050	3	1129,0
Выдержка	10.02.2053	31	1316,0
Демонтаж	10.02.2084	9	1771,5
Всего		53	8179,0

Таблица 6. Прогнозируемые сроки завершения эксплуатации и СЭ объектов ЮУАЭС (оптимальный вариант)

Наименование объекта	Дата пуска (начала эксплуатации)	Дата завершения эксплуатации	Дата завершения СЭ
Энергоблок №1	31.12.1982	02.12.2033	02.12.2075
Энергоблок №2	06.01.1985	31.12.2035	31.12.2084
Энергоблок №3	20.09.1989	10.02.2040	10.02.2093
ХЖО	31.12.1982	не позднее 10.02.2093	10.02.2093
ХПГ	-	не позднее 10.02.2093	10.02.2093
ХСО	31.12.1982	не позднее 10.02.2093	10.02.2093
ХРИ	31.12.1982	не позднее 10.02.2093	10.02.2093
ХТРО 1,2	31.12.1982	не позднее 10.02.2093	10.02.2093

Оценка финансовых затрат на различных стадиях СЭ. Оценка финансовых затрат на отдельных стадиях СЭ энергоблоков ЮУАЭС выполнена на основе экспертной оценки объемов и длительности работ по СЭ по методике, аналогичной использованной в «Концепції зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України» [2].

Оценка выполнялась в соответствии с «Положенням (стандарт) бухгалтерського обліку. Стаття 16 «Витрати» [7] с распределением прогнозируемых затрат по следующим элементам – прямые затраты на оплату труда, прямые материальные затраты, другие прямые затраты, общепроизводственные затраты.

Работы по СЭ, планируемые к выполнению силами ЮУАЭС, считались бесприбыльными. Для услуг предприятий научно-технического, проектного и инжинирингового профиля учитывалась плановая прибыль в размере 10 % от стоимости работ.

За исключением обязательных отчислений на социальные мероприятия, принятых на уровне 36,8 % (по состоянию на 01.01.2013) от затрат на оплату труда, затраты ЮУАЭС на СЭ не рассматривались в качестве объекта налогообложения.

Для услуг предприятий научно-технического, проектного и инжинирингового профиля, помимо отчислений на социальные мероприятия, учитывалась ставка НДС в размере 20 %.

Оцененные для оптимальных вариантов финансовые затраты на СЭ энергоблоков №1, 2, 3 ЮУАЭС (в ценах на 01.01.2013 без учета дисконтирования) приведены в таблице 7.

Таблица 7. Оцененные финансовые затраты на СЭ энергоблоков №1, 2, 3 ЮУАЭС (без учета затрат на захоронение РАО от СЭ)

Название стадии	Энергоблок		
	№1 млн. грн	№2 млн. грн	№3 млн. грн
Прекращение эксплуатации	790,30	790,30	790,30
Окончательное закрытие	443,03	443,03	442,90
Консервация	382,37	382,37	382,20
Выдержка	400,27	532,47	608,89
Демонтаж	729,08	729,08	728,72
Всего	2745,05	2877,25	2953,02

Накопление финансовых средств на СЭ энергоблоков №1, 2, 3. Требования к порядку и процедуре накопления средств на СЭ (без учета будущих затрат на захоронение РАО) в финансовом резерве для СЭ ядерных установок определены Законом Украины «Про впорядкування питань, пов'язаних з забезпеченням ядерної безпеки» [8] и Постановлением КМ Украины «Питання створення, накопичення та використання фінансового резерву для зняття з експлуатації ядерних установок» [9].

В соответствии с положениями [9], накопление финансовых средств на СЭ энергоблоков №1,2 ЮУАЭС, отработавших к моменту начала накоплений (2005 г.) более половины их проектного срока эксплуатации, должно осуществляться в период от начала накоплений до завершения их СЭ (с учетом планируемого продления их эксплуатации). Накопление финансовых средств на СЭ энергоблока №3 ЮУАЭС должно осуществляться в период от начала накоплений до его окончательного останова (с учетом планируемого продления его эксплуатации).

Размеры ежегодных отчислений на СЭ энергоблоков №1,2,3 ЮУАЭС, рассчитанные в соответствии с «Порядком установления размера отчислений эксплуатирующей организации (оператора) на специальный счет», утвержденным [9], приведены в таблице 8. Динамика накопления и расходования финансовых средств на СЭ энергоблоков №1,2,3 ЮУАЭС оптимального варианта представлена на рисунке 7 (в ценах на 01.01.2013, без учета дисконтирования).

Накопление финансовых средств на захоронение РАО от СЭ энергоблоков №1, 2, 3. Законодательство ограничивает срок хранения РАО в пристанционных хранилищах и обязывает эксплуатирующую организацию АЭС передавать их на захоронение специализированным предприятиям по обращению с РАО. Производители РАО должны платить государству сбор за образование радиоактивных отходов. В 2008 году Законом Украины №515-VI «Про внесення змін до деяких законів України щодо поводження з радіоактивними відходами» [13] создан Государственный фонд обращения с РАО.

Таблица 8. Ежегодные отчисления на СЭ энергоблоков №1, 2, 3 ЮУАЭС

Отчисления на СЭ	Энергоблок			Всего
	№1	№2	№3	
Год начала отчислений на СЭ	2005	2005	2005	-
Год завершения отчисления на СЭ	2075	2084	2040	-
Размер отчислений на СЭ*, млн.грн/год	41,449	38,297	95,863	175,609

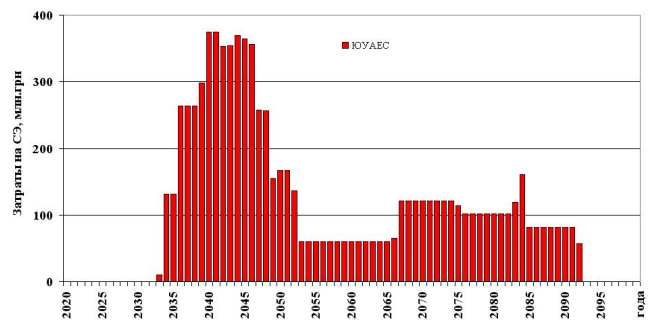


Рисунок 7. Сводная динамика затрат на СЭ для варианта отложенного демонтажа энергоблоков №1, 2, 3 (оптимальный вариант)

Обращение с радиоактивными отходами в Украине на период до 2017 года происходит в соответствии с Законом Украины «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» [10]. Ежегодный объем расходов на осуществление предусмотренных данной Программой мероприятий корректируется Кабинетом Министров Украины в соответствии с законом о Государственном бюджете Украины на соответствующий год и приоритетами Программы.

Финансирование бюджетных программ, в рамках которых выполняются работы по обращению с РАО, образовавшимся в результате Чернобыльской катастрофы, а также финансирование «Общегосударственной целевой экологической программы обращения с радиоактивными отходами», других мероприятий, связанных с обращением с РАО, осуществляется по счет средств Государственного фонда обращения с РАО, согласно части первой статьи 4 Закона Украины «Про поводження з радіоактивними відходами» [11].

С 1 января 2011 года порядок отчислений финансовых средств регулируется Налоговым кодексом Украины [12]. Согласно п.14.1.57 Налогового кодекса Украины «Экологический налог - общегосударственный обязательный платеж взимается исходя из фактических объемов выбросов в атмосферный воздух, сбросов в водные объекты загрязняющих веществ, размещение отходов, фактического объема радиоактивных отходов, которые временно хранятся их производителями, фактического объема образованных радиоактивных отходов и из фактического объема радиоактивных отходов, накопленных до 1 апреля 2009 года».

Согласно п. 247.1. Налогового кодекса Украины «Ставка налога за образование радиоактивных отходов производителями электрической энергии - эксплуатирующими организациями ядерных установок (атомных электростанций), включая уже накопленные, составляет 0,0114 грн за 1 кВт·ч выработанной электроэнергии» в 2017 году.

Главная функция ГП «НАЭК «Энергоатом» в

этом вопросе - подготовка РАО к передаче государству на захоронение. ГП «НАЭК «Энергоатом» заплатило государству за образование РАО в 2016 году 830 млн.грн.

В соответствии с положениями Ст.4 Закона Украины «Про поводження з радіоактивними відходами» [11], государство гарантирует принятие без дополнительной оплаты всего объема РАО, образованных в течение осуществления деятельности субъектом, который производит отходы и оплачивает экологический налог за загрязнение окружающей природной среды.

Законодательная база в отношении эксплуатирующих организаций (операторов) атомных станций не различает РАО по периодам и источникам их образования (эксплуатационные РАО, РАО от СЭ или РАО от переработки ОЯТ) и устанавливает норматив экологического налога на основе показателей текущего производства электрической энергии на АЭС, а также объемов РАО, накопленных до 01.04.2009 [12].

Таким образом, накопление средств на захоронение РАО от СЭ энергоблоков №1, 2, 3 ЮУАЭС должно осуществляться в составе общих платежей оператора ЮУАЭС в период от начала платежей

экологического налога до окончательного останова последнего из этих энергоблоков (с учетом планируемого продления его эксплуатации).

Прогноз размеров ежегодных платежей экологического налога эксплуатирующей организацией ЮУАЭС приведен в таблице 9.

Таблица 9. Прогноз размеров ежегодных платежей экологического налога за загрязнение окружающей природной среды эксплуатирующей организацией ЮУАЭС

Ежегодные платежи налога за загрязнение окружающей природной среды	Энергоблок			Всего
	№1	№2	№3	
Год начала платежей налога	2009	2009	2009	-
Год завершения платежей налога	2032	2035	2039	-
Размер сбора*, млн.грн/год	49,663	49,663	49,663	148,989

Список использованной литературы

1. СОУ НАЕК 015:2012 Зняття з експлуатації. Вимоги до змісту концепції зняття з експлуатації АЕС. ДП НАЕК «Енергоатом», 2012 р.
2. «Концепція зняття з експлуатації діючих атомних електростанцій України», затверджена Наказом Міністерства енергетики України від 10.12.2015 №798.
3. «Енергетична стратегія України на період до 2030 року», схвалена Розпорядженням КМ України від 24.07.2013 № 1071-р.
4. «Комплексная программа работ по продлению срока эксплуатации действующих энергоблоков атомных электростанций», одобренная Распоряжением КМ Украины от 29.04.2004 №263-р.
5. НП 306.2.02/1.004-98 Загальні положення забезпечення безпеки при знятті з експлуатації атомних електростанцій та дослідницьких ядерних реакторів. МЕНУ, 1998 р.
6. НП 306.2.141-2008 Загальні положення безпеки атомних станцій. ДКЯРУ, 2007 р.
7. Положення (стандарт) бухгалтерського обліку. Стаття 16 «Витрати», затверджене наказом Міністерства України № 318 від 31.12.1999.
8. Закон України «Про впорядкування питань, пов'язаних з забезпеченням ядерної безпеки» №1868-IV від 24.06.2004.
9. Постанова КМ України «Питання створення, накопичення та використання фінансового резерву для зняття з експлуатації ядерних установок» №594 від 27.04.2006.
10. Закон України «Про Загальнодержавну цільову екологічну програму поводження з радіоактивними відходами» №516-VI від 17.09.2008.
11. Закон України «Про поводження з радіоактивними відходами» №255 від 30.06.1995.
12. Податковий кодекс України.
13. Закон України «Про внесення змін до деяких законів України щодо поводження з радіоактивними відходами» №515-VI від 17.09.2008.

Получено 30.10.2017

УДК 621.039.7

*Ю.О. Ольховик¹, Ю.В. Литвиненко²*¹ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України», м.Київ²Інститут електрозварювання ім. Є.О. Патона НАН України, м. Київ**ОЦІНКА ЛІМІТІВ БЕЗПЕЧНОЇ АКТИВНОСТІ У ТРАНШЕЯХ СХОВИЩА «БУРЯКІВКА»**

Створений у 1987 році ПЗРВ «Буряківка» не відповідає вимозі застосування для приповерхневого захоронення відходів мультibar'ерної системи, що складається з інженерних і геологічних бар'єрів. Проведений розрахунок лімітів безпечної активності радіонуклідів ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{241}Am , який притаманний майданчику ПЗРВ «Буряківка» з траншеями, які заповнені некондиціонованими ТРВ.

Розрахунок безпечних лімітів активності передбачає застосування спрощених моделей і розгляд найбільш реалістичних шляхів міграції, скомпонованих у окремі модулі – «вихід радіонуклідів за межі сховища» - «нисхідна міграція у зоні аерації» - «латеральна міграція у водонасиченому шарі». Показано, що існуючі два інженерних бар'єри безпеки - верхній глиняний шар, що обмежує проникнення води в траншеї, і нижній глиняний шар, що обмежує міграцію радіонуклідів в геосферу завдяки своїм сорбційним властивостям, недостатньо ефективні для довгострокової ізоляції ^{90}Sr і ^{239}Pu .

Неперевищення безпечного рівня ^{90}Sr і ^{239}Pu у воді верхнього водоносного горизонту можливо забезпечити лише із залученням захисних властивостей геологічних бар'єрів – сорбційних властивостей ґрунтів верхнього водоносного горизонту, розташованих поза існуючими межами майданчика ПЗРВ «Буряківка». Безпека приповерхневого захоронення радіоактивних відходів має бути підвищена шляхом прийняття органами державного управління рішення щодо надання зоні відчуження, в якій розташовані сховища ПЗРВ «Буряківка», статусу зони спеціального промислового використання, яка довільно є непридатною для проживання.

Ключові слова: радіонукліди, радіоактивні відходи, інженерні і геологічні бар'єри, приповерхнєве захоронення, сценарії міграції.

Вступ. Відповідно до стандартів МАГАТЕ щодо безпеки поводження з радіоактивними відходами (РАВ) метою поводження є захист людини і навколишнього природного середовища від неприпустимого радіаційного впливу у період, під час якого радіоактивні відходи являють собою потенційну загрозу, тобто як на сучасному етапі, так і в майбутньому без покладання тягаря на майбутні покоління [1,2].

Наразі у західних країнах накопичений значний досвід проектування і експлуатації сховищ для захоронення радіоактивних відходів. Все різноманіття приповерхневих сховищ для захоронення радіоактивних відходів спирається на систему пасивних бар'єрів безпеки для запобігання міграції радіонуклідів (РН) в навколишнє середовище (або ж значного уповільнення цього процесу).

Створення сховища для захоронення РАВ має на меті обмеження міграції радіонуклідів у навколишнє середовище, мінімізацію впливу на персонал та населення як на сучасному етапі, так і в майбутньому, а також зниження до мінімуму необхідності технічного обслуговування сховища на етапі після його закриття. Для досягнення цієї мети використовуються різні комбінації інженерних та геологічних бар'єрів. Зазначена мета досягається забезпеченням відповідної упаковки відходів, конструкцією сховища, геологічними особливостями майданчику або ж їхньою комбінацією. Вибір конструкції сховища залежить від геологічних умов у кожній країні, чинних в країні вимог

до захоронення та підходів, які використовує національний регулюючий орган.

Постановка проблеми. Наразі західні країни широко використовують траншеї для захоронення так званих особливо низькоактивних відходів (ОНАВ). Характерною ознакою ОНАВ є настільки низька питома активність, що природний розпад радіонуклідів зменшує активність відходів до безпечних рівнів протягом нетривалого періоду часу, співмірного з періодом активного контролю. У запропонованій МАГАТЕ класифікації РАВ за способами захоронення, ОНАВ визначаються як відходи, для безпечного видалення яких немає необхідності у високому ступені захисту і регулюючому контролі, і, отже, для них можливе захоронення в приповерхневих сховищах типу полігонів твердих побутових відходів з тривалістю відомого контролю до 100 років [3].

Так, наприклад, у Франції для ОНАВ на площі 45 гектарів створене сховище Морвільє (Morvilliers) об'ємом 650000 м³, яке складається із траншей глибиною 5 метрів, розміщених у глині – Рисунок 1. Дно траншей вистелене непроникною плівкою. Після захоронення упаковок з відходами траншеї засипаються піском і перекриваються плівкою і шаром глини. Допустима питома активність відходів для захоронення у сховищі для ^{137}Cs і ^{60}Co складає 10000 Бк/кг. Активність РН обмежується короткочасним періодом активного контролю (30 років), після якого безпека забезпечується виключно бар'єрами сховища.

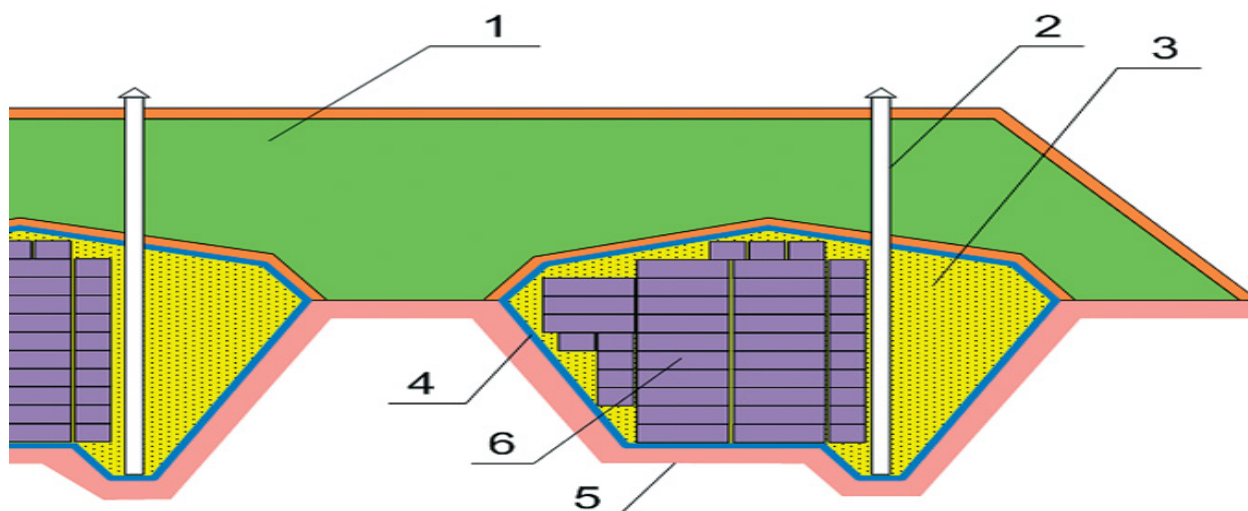


Рисунок. 1 Схема сховища траншейного типу у Франції
1 – глина, 2 – контрольна шахта, 3 – пісок, 4 – мембрана, 5 – глина, 6 – відходи

Прикладом незадовільного застосування концепції захоронення у траншеях може слугувати пункт захоронення радіоактивних відходів (ПЗРВ) "Буряківка", побудований у 1987 році. ПЗРВ "Буряківка" розташований в 13 км на південний захід від Чорнобильської АЕС, має площу 90 гектарів і призначений для захоронення радіоактивних відходів з потужністю дози до 10 мЗв/год. Через відсутність можливостей для більш підходящого зберігання і / або захоронення, Урядовою Комісією було прийняте рішення про захоронення протягом обмеженого періоду часу відходів з потужностями доз до 50 мЗв/год, хоча сховище не було спроектоване для відходів даного виду.

На ПЗРВ "Буряківка" захоронені тверді низько-і середньоактивні радіоактивні відходи, що утворилися в результаті дезактиваційних робіт у зоні відчуження, на Чорнобильській АЕС, і об'єкті "Укриття", а саме:

- радіоактивно забруднений ґрунт;
- будівельні відходи;
- бетон;
- метал;
- деревина;
- елементи залізобетонних та металевих конструкцій;
- змішані відходи.

Вміст органічних включень у РАВ оцінюється в межах до 5% від загальної кількості захоронених відходів.

Загалом на ПЗРВ "Буряківка" захоронено 886000 м³ радіоактивних відходів із загальною активністю приблизно $2,51 \cdot 10^{15}$ Бк. 30 траншей, що мають розміри 58,8 на 150 м і глибиною 5,6 м кожна, компактно розміщені на площі 800 х 600 м.

Після виїмки ґрунту з траншей дно і стіни кожної траншей ізолювались шаром глини. Радіоак-

тивні відходи розміщувались в траншеї в навал і потім ущільнювались важкими машинами. Для герметизації поверх радіоактивних відходів накладался глиняний екран, і шар місцевого ґрунту для вирівнювання захоронення та шар родючого ґрунту, на якому вирощується трава. Висота штабеля радіоактивних відходів становить 6 м.

Аналіз даних. Для неглибоких поверхневих сховищ система інженерних бар'єрів є ключовим компонентом забезпечення безпеки, а природні бар'єри розглядаються як доповнення. Однак, під час планування та будівництва ПЗРВ "Буряківка" технологія захоронення радіоактивних відходів в траншеях не відповідала вимогам санітарних правил поводження з радіоактивними відходами [4]. Зокрема, ПЗРВ «Буряківка» не відповідає вимозі реалізації для приповерхневого захоронення відходів мультибар'єрної системи, що складається з інженерних і геологічних бар'єрів.

Згідно з проектними рішеннями компоненти системи приповерхневого сховища мали складатись із:

- геологічного середовища, у якому розміщені траншеї - зона аерації, що складається з глини, піщаних суглинків або пісків;
- нижнього шару з ущільненої глини завтовшки 0,5 м, що має коефіцієнт фільтрації $K_{\text{фільтр}} < 0,001$ м/доб;
- нижніх і верхніх шарів з поліетиленової плівки;
- верхнього шару з ущільненої глини завтовшки 0,5 м, що має коефіцієнт фільтрації $K_{\text{фільтр}} < 0,001$ м/доб;
- шару дренажу з піщаного гравію завтовшки 0,5 м;
- захисного шару з місцевого ґрунту;
- рослинного шару.

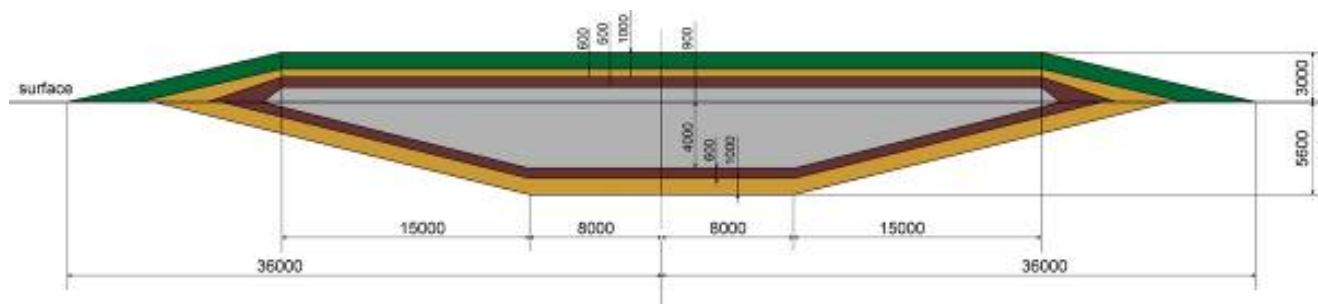


Рисунок 2. Схематичний розріз траншеї із захороненими відходами

В процесі будівництва ПЗРВ «Буряківка» були зроблені наступні відхилення від проекту – Рисунок 2:

- розміри траншей, їх бічні схили і нахили основних захисних шарів були змінені;
- верхнє і нижнє покриття з поліетиленової плівки, як і шар дренажу з піщано-гравійної суміш, і не застосовані;
- дно і бічні стіни були спроектовані у вигляді глиняного бар'єру товщиною в 1 метр, з захисним шаром піщаного ґрунту товщиною 0,6 м;
- для ущільнених глиняних шарів була прийнята щільність $1,60-1,65 \text{ т/м}^3$ і $K_{\text{фільтр}} = 2 \cdot 10^{-3} \text{ м/доб}$

Таким чином, фактично існує тільки два інженерних бар'єри безпеки - верхній глиняний шар, що обмежує проникнення води в траншеї, і нижній глиняний шар, що обмежує міграцію радіонуклідів у геосферу завдяки своїм сорбційним властивостям.

Усереднені оцінки активності РАВ, розміщених у траншеях, мають високий ступінь невизначеності. Вважається, що радіонуклідний склад РАВ має розподіл, близький до наведеного нижче для твердих радіоактивних відходів (ТРВ) чорнобильського аварійного походження – Таблиця 1.

З огляду на невеликий період напіврозпаду, притаманний ізотопу ^{241}Pu , у відходах буде збільшуватись кількість ^{241}Am з періодом напіврозпаду $T_{1/2} = 432$ роки, який у випадку міграції з траншеї може з часом стати основним дозоутворюючим радіонуклідом.

Для створення інженерних бар'єрів використовувалась місцева глиниста порода із Чорнобильського родовища, яка представлена суглинками (потужність шару 3 – 6 м) та строкатими глинами низької якості (потужність шару 1 – 3 м) [5].

Характерною особливістю зазначеної флювіогляціальної глинистої породи на відміну від бентонітових глин є наявність помітної кількості нерівноважних мінералів (калієвий польовий шпат, плагіоклаз) і низький вміст глинистих мінералів (монтморилоніт – 15-23%) [6]. Такий мінеральний склад свідчить на користь висновку щодо відносно низької ефективності так званих Чистогалівських глин як захисного інженерного бар'єру.

Таблиця 1. Орієнтовний усереднений радіонуклідний склад РАВ ПЗРВ «Буряківка»

Радіонуклід	^{90}Sr	^{134}Cs	^{137}Cs	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Pu	^{241}Am
Доля від загальної активності РАВ, %	20,7	1,1	46,6	0,23	0,64	30,0	0,65

Мета роботи. Беручи до уваги накопичені дані щодо будови геологічного середовища в місцях розташування комплексу «Вектор» і ПЗРВ «Буряківка» та властивостей піщаних порід, що складають зону аерації в районі Чистогалівської мореної гряди, можливо оцінити безпечний ліміт активності, який притаманний майданчику з траншеями, які заповнені некондиціонованими ТРВ.

У якості граничної умови при проведенні розрахунку прийнята концентрація окремого радіонукліду в верхньому шарі (потужністю 5 метрів) водоносного горизонту, що відповідає значенню $0,3 \text{ ДКВ}_{\text{інгест}}^{[11]}$.

Для ПЗРВ «Буряківка» з огляду на спрощену будову інженерних бар'єрів для розрахунків безпечного ліміту активності розглянуто два сценарії:

Сценарій 1 – «ідеальний» - верхній і нижній захисні шари глини протягом всього часу зберігають постійними свої первинні властивості, що гарантує незначний інфільтраційний потік води через тіло відходів. Оскільки верхній і нижній захисні шари глини мають однакові властивості щодо фільтрації, весь потік води, що просочився через верхній шар і забруднився при контакт із РАВ, з відповідною затримкою у часі проникне через нижній шар у зону аерації з наступним надходженням у верхній водоносний горизонт. Під час проходження забрудненого потоку води через нижній шар глини та зону аерації відбуваються сорбційні процеси, що затримують міграцію радіонуклідів у геосферу.

Сценарій 2 – «вірогідний» - базується на достатньо обґрунтованих міркуваннях щодо протилежних змін у часі фільтраційних властивостей верхнього і нижнього захисних шарів глини. Ціком

слушно можна стверджувати, що верхній шар глини буде поступово деградувати, що приведе з часом до збільшення інфільтраційного потоку у траншеї, заповнені РАВ. Причинами такої деградації будуть слугувати просадки у тілі відходів, життєдіяльність тварин і рослин, вплив метеофакторів тощо.

В той же час нижній захисний шар глини з часом буде зменшувати коефіцієнт фільтрації, що обумовлене декількома факторами. Перш за все відбудуться процеси самоущільнення під вагою всіх верхніх шарів. Іншим фактором може виступати колюматія пор нижнього глиняного шару внаслідок надходження колоїдів гідроксидів алюмінію, заліза, кремнію, що виникнуть при деградації захороненого радіоактивно забрудненого залізобетону при його взаємодії із водою.

Внаслідок протилежно направлених процесів зміни фільтраційних властивостей верхнього і нижнього захисних шарів траншея з відходами швидко наповниться водою і виникне ефект переповнення, коли надлишок забрудненої води почне витікати у геосферу повз захисний шар глини. Із часом це стане основним шляхом надходження радіонуклідів у зону аерації (ЗА) з наступною міграцією у верхній водоносний горизонт.

Для кожного з зазначених сценаріїв вважаємо справедливими на поточний час за умови відсутності відповідних даних нижчезазначені консервативні припущення:

- матеріали, що складають захоронені в траншеї РАВ, не мають сорбційних властивостей;
- форма відходів (вміщуюча матриця) не обмежує потік води через тіло сховища і не впливає на вилуговування активності;
- радіонукліди, що вивільняються при деградації РАВ, знаходяться у водорозчинній формі.

Отримані результати. Запропонований раніше [7,8] розрахунок безпечних лімітів активності передбачає застосування спрощених моделей і розгляд найбільш реалістичних шляхів міграції, скомпонованих у окремі модулі – «вихід радіонуклідів за межі сховища» - «нисхідна міграція у зоні аерації» - «латеральна міграція у водонасиченому шарі».

Для вирішення поставленої геохімічної задачі розрахунку безпечного ліміту активності у приповерхневих сховища ПЗРВ «Буряківка» головним показником захисних властивостей ненасиченої зони є не розподіл радіоактивного забруднення у ході інфільтрації метеоопадів через сховище і ґрунти ЗА, а час, необхідний для досягнення рівня ґрунтових вод.

У якості вихідних параметрів для оцінки лімітів безпечної активності на майданчику ПЗРВ «Буряківка» при розгляді вищезазначених сценаріїв надходження РН у геосферу використані наступні величини.

Таблиця 2. Значення параметрів

Параметр	Позначення	Величина
Загальна площа розташування траншей ПЗРВ «Буряківка»	S, га (кв. метрів)	48 (480000)
Лінійний розмір майданчику розташування траншей ПЗРВ «Буряківка»	L, м	800 x 600
Потужність зони аерації	H, м	14
Потужність шару води, забрудненої РН	h, м	5
Інтегрований коефіцієнт розподілу в системі «вода – піщані ґрунти» [7,8]	K_d , дм ³ /кг	$K_d = 4,8$ ⁹⁰ Sr $K_d = 246$ ¹³⁷ Cs $K_d = 329$ ²³⁹ Pu
Інтегроване значення коефіцієнту затримки у зоні аерації	R	R = 66 ⁹⁰ Sr R = 3320 ¹³⁷ Cs R = 4450 ²³⁹ Pu
Інтегроване значення коефіцієнту затримки у насиченій зоні	R	R = 23 ⁹⁰ Sr R = 1195 ¹³⁷ Cs R = 1600 ²³⁹ Pu
Середньорічний фільтраційний потік [9]	ϵ , м/рік	0,2 (200 літрів/(м ² рік))
Дійсна швидкість руху підземних вод в четвертинному водонасиченому комплексі в районі Чистоголівської моренної гряди [10]	u, м/рік	44
Інтегрований коефіцієнт фільтрації через ЗА [7,8]	k_f , м/доб	1,63
Коефіцієнт фільтрації глини	k_f , м/доб	$2 \cdot 10^{-3}$
Час нисхідної міграції, за який атмосферні опади з поверхні ґрунту досягнуть рівня ґрунтових вод	T _{за} , роки	0,62
Пористість піщаних ґрунтів	n _e	0,35
Пористість глини	n _e	0,19
Середня вологість піщаних ґрунтів зони аерації	n ₀	0,127
Щільність піщаних ґрунтів	ρ , г/см ³	1,72
Щільність глини	ρ , г/см ³	1,60 - 1,65
Допустима концентрація у питній воді для категорії В [11]	ДК _В ^{ingest} , Бк/л	10 ⁹⁰ Sr 100 ¹³⁷ Cs ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am ²³⁷ Np
Період напіврозпаду	T _{1/2} , роки	29,1 ⁹⁰ Sr 30 ¹³⁷ Cs 24065 ²³⁹ Pu 432 ²⁴¹ Am $2,14 \cdot 10^6$ ²³⁷ Np

Для подальших розрахунків приймаємо, що інтенсивність інфільтрації через верхній шар глини в початковий період становить лише 80 мм/рік. З часом внаслідок розвитку деградаційних процесів інтенсивність інфільтрації через верхній шар глини збільшується і досягне значення 200 мм/рік через 300 років після закриття сховища.

Надходження води з початковою інтенсивністю фільтрації 80 мм/рік, що еквівалентно 80 л/рік·м², приведе до заповнення пустот у шарі відходів протягом $t_{tr} = 30$ років і до подальшої фільтрації через нижній шар глини.

Сорбція радіонуклідів із забрудненої води у глині призведе до значного зменшення швидкості їх розповсюдження. Як раніше зазначено, для оцінки швидкості міграції забруднювачів у глиняному шарі розрахуємо значення коефіцієнтів затримки радіонуклідів із співвідношення

$$R = 1 + \frac{\rho \cdot K_d}{n}$$

де n – пористість глини, $n = 0,19$; ρ – щільність, $\rho = 1,62$ кг/дм³; K_d – коефіцієнт розподілу.

Значення K_d для використаної у траншеях глини з Чистоголівського родовища невідомі, тому для подальших розрахунків застосовані відповідні значення коефіцієнтів розподілу, зазначені для випадків захоронення у траншеях з глиняним екраном [12].

Відповідні значення K_d для елементів наведені у таблицях 2 і 3, а результати розрахунків наведені у таблиці 4.

Розраховані відповідні коефіцієнти затримки R мають досить високі значення, які дають підстави для наступних висновків:

радіонукліди цезію не проникнуть у зону аерації і тим більш у верхній водоносний горизонт внаслідок радіоактивного розпаду впродовж великого часу проходження нижнього шару глини;

сорбція радіостронцію і плутонію у нижньому глиняному шарі призведе до зменшення активності ⁹⁰Sr і ²⁴¹Pu на вході у зону аерації на шість порядків і в 2 рази відповідно;

за час проходження нижнього глиняного шару ²⁴¹Am повністю розпадеться і в подальшій міграції у геосферу прийматиме участь дочірній ізотоп ²³⁷Np, який має відмінні від америцію геохімічні параметри міграції. Нептуній, як і всі трансуранові елементи має значну токсичність і в навколишньому середовищі існує здебільше у п'ятивалентному стані у вигляді непутил-іона NpO_2^+ , що визначає його відносну рухливість.

Оскільки джерелом надходження РН у зону аерації слугує дно траншеї, то подальша міграція відбувається через меншу потужність ЗА, яка відділяє дно траншеї від рівня ґрунтових вод і складає 10 метрів. З використанням відповідних значень коефіцієнтів розподілу і вологості піщаних

ґрунтів розрахований час затримки відповідних радіонуклідів у зоні аерації. Оскільки K_d піщаних ґрунтів для ²³⁷Np не визначався, була зроблена наступна екстраполяція. В [10] при розгляді сценаріїв викупування радіонуклідів із поверхневих сховищ на етапі пасивного контролю рекомендовані до використання значення коефіцієнтів розподілу плутонію і непутилію у піщаних ґрунтах, які дорівнюють 340 дм³/кг. Беручи до уваги величину K_d , яка була використана для оцінки міграції плутонію для майданчика комплексу «Вектор» ($K_d = 329$ дм³/кг), вважаємо доцільним прийняти цю величину і для випадку міграції ²³⁷Np у зоні аерації. Розраховані значення часу затримки радіонуклідів у зоні аерації t_{sand} наведені у таблиці 3.

З огляду на визначений час добігання радіонуклідного забруднення через нижній захисний шар і ненасичену зону до рівня ґрунтових вод, час потрапляння i -го радіонукліду в водоносний горизонт буде визначатись як

$$T = t_{tr} + t_{clay} + t_{sand}$$

Радіоактивне забруднення ґрунтової води буде визначатись кількістю РН, що надійшла у верхній шар води, і об'ємом зазначеного верхнього шару. В даному випадку розглядаємо лише ту частину ґрунтової води, що знаходиться безпосередньо під майданчиком, де розміщуються сховища, тобто площа забрудненої частини водоносного горизонту дорівнює $S = 4,8 \cdot 10^5$ м². Потужність шару забрудненої води довільно приймаємо як 5 метрів, що враховує як незначну вертикальну дисперсію у водоносному горизонті, так і коливання рівня ґрунтових вод.

З огляду на граничне значення питомого забруднення, яке дорівнює 0,3 ДК_В^{ingest}, можливо вирахувати кількість радіонукліду, що знаходиться у водній фазі в рівноважному стані з ґрунтом:

$$A_{вод} = S \cdot h \cdot n_e \cdot 0,3 \cdot ДК_B^{ingest}$$

Таблиця 3. Параметри міграції радіонуклідів через нижній шар глини та зону аерації для «ідеального» сценарію

	Sr	Cs	Pu	Am	Np
K_d глини*, м ³ /кг	0,11	1,8	4,9	8,1	
Коефіцієнт затримки R	939	15348	41780	69064	
Час затримки у глиняному шарі t_{clay} , роки	554	9056	24650	40748	
Час затримки у зоні аерації t_{sand} , роки	29		1970	-	1970

* - за даними [12 табл IV.4].

Відповідно рівноважну кількість РН, що сорбована у ґрунті насиченої зони, можна розрахувати за виразом

$$A_{zp} = S \cdot h \cdot \rho \cdot K_d \cdot 0,3 \cdot DK_B^{ingest}$$

Оцінок, яка частина первісно сорбованих РН залишиться у фіксованій формі у глині та у піщаних ґрунтах після десорбції фільтраційним потоком протягом десятків або сотень років, не існує. В подальших розрахунках прийнято, що коефіцієнт розподілу для глини та для ґрунтів ЗА K_{dd} внаслідок десорбції становить половину значення, прийнятого для сорбції, тобто

$$K_{dd} = 0,5 K_d$$

Виходячи із цього положення, загальна кількість РН, що фіксована ґрунтами ЗА, становить

$$A_{za} = K_d \cdot 0,5 \cdot A_{ood} \cdot H \cdot \rho / (\varepsilon \cdot T_{pu})$$

Тоді безпечну межу активності A_0 індивідуального радіонукліду на поточний момент нескладно визначити із виразу

$$A_0 = (A_{ood} + A_{zp} + A_{za}) / \exp(-0,693 \cdot T / T_{1/2})$$

Результати розрахунків наведені в таблиці 4. При розрахунках вважалося, що в аварійних викидах активність ізотопів плутонію ^{239}Pu і ^{240}Pu були близькими. Безпечна активність ^{241}Am отримано шляхом перерахунку отриманих значень активності дочірнього ізотопу ^{237}Np .

Результати свідчать, що навіть «ідеальний» сценарій незмінності у часі системи захисних бар'єрів ПЗРВ «Буряківка» не в змозі забезпечити локалізацію довгоживучого радіоізотопу ^{239}Pu в межах майданчика в довгостроковій перспективі.

«Вірогідний» сценарій довгострокової поведінки захисних бар'єрів ПЗРВ «Буряківка» передбачає виникнення ефекту переповнення траншеї, коли забруднена інфільтраційна вода витікає у геосферу повз захисний шар глини. Наразі неможливо точно передбачити початок зазначеного процесу. Беручи до уваги повільність процесів деградації верхнього шару, вилуговування радіонуклідів із відходів, деструкції залізобетону у насиченому водою середовищі і кольтатації нижнього шару глини, довільно приймаємо, що виток забрудненої води починається з моменту закінчення активного контролю, тобто через 100 років після закриття сховища ($T_0 + 100$).

З огляду на сорбційні процеси у нижньому шарі глини, розглянуті для «ідеального» сценарію, протягом зазначеного періоду радіоактивне забруднення локалізується у глині і надходження у геосферу відсутнє.

Таблиця 4. Безпечні ліміти активності майданчика «Буряківка» для «ідеального сценарію»

Радіонуклід	Безпечна активність, Бк	Наявна активність, Бк
^{90}Sr	$1,4 \cdot 10^{17}$	$5,20 \cdot 10^{14}$
^{137}Cs	$> 10^{20}$	$1,17 \cdot 10^{15}$
^{239}Pu	$8,8 \cdot 10^{11}$	$8,03 \cdot 10^{12}$
^{241}Am	$4,1 \cdot 10^{15}$	$7,53 \cdot 10^{14}$

В подальшому реалізується ситуація постійного надходження радіонуклідів через зону аерації в верхній водоносний горизонт. Додатковим консервативним припущенням є умова повного розчинення і повного виходу із траншей з постійною концентрацією короткоживучих радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs у забрудненій воді, що витікає із траншеї протягом 200 років. З огляду на присутність у відходах ПЗРВ «Буряківка» помітної кількості довгоживучих радіонуклідів трансуранових елементів і їхню повільну міграцію у ненасиченій зоні, процес надходження ^{239}Pu та ^{237}Np у верхній водоносний горизонт необхідно розглянути протягом значних відрізків часу – наприклад 10000 і 100000 років.

Момент початку надходження радіонуклідів у водоносний горизонт буде визначатись як

$$T = 100 + T_{za},$$

де T_{za} - час міграції радіонуклідного забруднення через ненасичену зону до рівня ґрунтових вод.

Для випадку залпового надходження радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs у верхній водоносний горизонт кількість радіонукліду, що знаходиться у водній фазі в рівноважному стані з ґрунтом, становить

$$A_{ood} = S \cdot h \cdot n_e \cdot 0,3 \cdot DK_B^{ingest}$$

з врахуванням граничного значення питомого забруднення, яке дорівнює $0,3 DK_B^{ingest}$. Відповідно рівноважну кількість радіонукліду, що сорбована у ґрунті насиченої зони, можна розрахувати за виразом

$$A_{zp} = S \cdot h \cdot \rho \cdot K_d \cdot 0,3 \cdot DK_B^{ingest}$$

Таблиця 5. Параметри міграції радіонуклідів через зону аерації для «вірогідного» сценарію

	Sr	Cs	Pu	Am	Np
K_d зона аерації, $\text{дм}^3/\text{кг}$	4,8	246	329	329	329
Час затримки у зоні аерації t_{sands} роки	41	2060	2760	2760	-
Початок надходження у верхній водоносний горизонт T , роки	141	2160	2880	-	2880

Загальна кількість РН, що фіксована ґрунтами ЗА, становить

$$A_{за} = K_d * 0,5 * A_{бод} * H * \rho / (\varepsilon * t_{sand})$$

із врахуванням процесів десорбції із піщаних ґрунтів.

Тоді безпечну межу активності A_0 індивідуального радіонукліду на поточний момент нескладно визначити із виразу

$$A_0 = (A_{бод} + A_{зр} + A_{за}) / \exp(-0,693 * (T/T_{1/2}))$$

Аналогічно розраховуємо безпечний ліміт активності A_0 для випадку постійного надходження радіонуклідів ^{90}Sr і ^{137}Cs із траншей протягом 200 років, беручи до уваги розповсюдження фронту забруднення ґрунтової води за вказаний час і, відповідно, збільшення об'ємів забрудненої води і забруднених ґрунтів верхнього водоносного горизонту. Результати розрахунків надані у таблиці 6.

Таблиця 6. Безпечні ліміти активності («вірогідний» сценарій)

Радіо- нуклід	Безпечний ліміт активності, Бк				Наявна актив- ність у ПЗРВ «Буряків- ка», Бк
	Залпове надхо- дження	Рівномірний потік, роки			
		200	10000	100000	
⁹⁰ Sr	1,8·10 ¹²	2,4·10 ¹⁴	-	-	5,20·10 ¹⁴
¹³⁷ Cs	1,4·10 ³⁵	7,9·10 ³⁷	-	-	1,17·10 ¹⁵
²³⁹ Pu	4,4·10 ¹¹	Не	1,2·10 ¹³	1,9·10 ¹⁴	8,03·10 ¹²
²⁴¹ Am ¹	4,2·10 ¹⁵	визна- чалось	7,0·10 ¹⁶	1,9·10 ¹⁷	7,53·10 ¹⁴

Результати свідчать, що система захисних бар'єрів ПЗРВ «Буряківка» не в змозі забезпечити локалізацію як довгоживучого радіоізотопу ^{239}Pu , так і рухливого в навколишньому середовищі ^{90}Sr в межах існуючого майданчика навіть на період пасивного контролю. Забезпечити дотримання рівня $0,3 * DK_B^{ingest}$ для ^{90}Sr і ^{239}Pu в воді верхнього водоносного горизонту можливо лише із залученням захисних властивостей геологічних бар'єрів – сорбційних властивостей ґрунтів верхнього водоносного горизонту, розташованих за межами майданчика ПЗРВ «Буряківка». За підрахунками з використанням зазначених вище гідрогеологічних і геохімічних параметрів, притаманних верхньому водоносному горизонту, рівень забруднення ґрунтової води за межами майданчика нижче значення $0,3 * DK_B^{ingest}$ буде досягнутий через 350 років для ^{90}Sr і 10000 років для ^{239}Pu при умові розширення майданчика ПЗРВ «Буряківка» мінімум на 300

метрів в кожному напрямі.

Висновки

Розгляд результатів розрахунків щодо безпечної межі радіонуклідів, які можуть бути розміщені у сховищах для захоронення на майданчику ПЗРВ «Буряківка», свідчить про наступне:

всі наведені оцінки можливого безпечного розміщення ^{137}Cs навіть з огляду на надзвичайно консервативні передумови набагато перевищують загальну кількість зазначеного ізотопу, що була накопичена у паливі зруйнованого енергоблоку №4 Чорнобильської АЕС перед аварією – $2,6 \cdot 10^{17}$ Бк;

для випадку розміщення у траншеях ПЗРВ «Буряківка» радіоактивних відходів, які забруднені довгоживучим радіонуклідом ^{239}Pu , розрахунок вказує на низьку ефективність природних бар'єрів, незважаючи на велике значення коефіцієнту розподілу K_d для зазначеного нукліду у системі «вода – ґрунти». Це пов'язане як із високою радіотоксичністю ^{239}Pu ($DK_B^{ingest} = 1 \text{ Бк/л}$), так і незначним часом затримки у зоні аерації порівняно з періодом напіврозпаду, що становить 24065 років;

ПЗРВ «Буряківка» не відповідає вимозі довгострокової безпеки для приповерхневого захоронення відходів внаслідок відсутності системи інженерних бар'єрів, спроможних до ефективної ізоляції довгоживучих радіонуклідів впродовж декількох тисяч років;

забезпечити неперевикнення безпечного рівня ^{90}Sr і ^{239}Pu в воді верхнього водоносного горизонту можливо лише із залученням захисних властивостей геологічних бар'єрів – сорбційних властивостей ґрунтів верхнього водоносного горизонту, розташованих поза існуючими межами майданчика ПЗРВ «Буряківка»;

безпека приповерхневого захоронення радіоактивних відходів має бути підвищена шляхом прийняття органами державного управління рішення щодо надання зоні відчуження, в якій розташовані сховища ПЗРВ «Буряківка», статусу зони спеціального промислового використання, яка довільно є непридатною для проживання.

¹ Розраховано через активність дочірнього ^{237}Np

Список використаної літератури

1. IAEA Safety Standards Series No. SSR-5 Disposal of Radioactive Waste. Specific Safety Requirements. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Vienna, 2011.
2. IAEA Safety Standards Series No. WS-R-1. Near Surface Disposal of Radioactive Waste. Safety Requirements. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Vienna, 1999.
3. IAEA Safety Standards Series No. GSG-1. Classification of Radioactive Waste General Safety Guide, INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Vienna, 2009.
4. СанПиН 42-129-11-3938-85. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-85). Утвержден Минздравом СССР 1.10.1985г.
5. Строительные материалы Киевской области (минерально-сырьевая база). Киев, 1963. — 218 с.
6. Синицин В.О. Розрахунок рівноважного мінерального складу піщано-глинистих порід методом мінімізації вільної енергії Гіббса /Синицин В.О., Калябіна І.Л., Савенок С.П., Самчук Б.І. // Наукові праці Донецького національного технічного університету. Серія: „Гірничо-геологічна”. Випуск 111. Том 1.— Донецьк, ДонНТУ, 2006. — с.104 – 113.
7. Ольховик Ю.О. Щодо захисних властивостей зони аерації майданчика комплексу «Вектор»// Ядерна енергетика та довкілля. — №2(6). — 2015. — с.66–70.
8. Ольховик Ю. А. Естественный сорбционный барьер на этапе пассивного контроля площадки комплекса «Вектор»// Ядерна та радіаційна безпека. — 3(67). — 2015. — с. 43 — 48.
9. Бугай Д. А. Оценка водообмена подземных вод в ближней зоне ЧАЭС на основе данных изотопного датирования и гидрогеологического моделирования/ Д. А. Бугай, Д. А. Э. Фурре, П. Жан-Баптист, А. Даконьи, Д. Бомьер, К. Ле Галь, Ж. Ланселот, А.С. Скальский, Н. Ван Меер// Геологический журнал. — 2010. — №4. — с. 119 — 124.
10. Атлас Чорнобильської зони відчуження. — К. : НТП «Картографія», 1996. — 26 с.
11. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). — Київ. — 1997. — 121с.
12. IAEA-TECDOC-1380. Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. - International Atomic Energy Agency. Vienna , 2003.

Отримано 19.10.2017

УДК 504.3:614.841

С. І. Азаров¹, В. Л. Сидоренко², О. С. Задунай³¹Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ;²Інститут державного управління у сфері цивільного захисту, м. Київ³Державний науково-дослідний інститут спеціального зв'язку та захисту інформації, м. КиївРАДІАЦІЙНІ ТА ЕКОЛОГІЧНІ НАСЛІДКИ ПОЖЕЖ
У ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНІ ВІДЧУЖЕННЯ

На підставі даних про площу та види пожеж у Чорнобильській зоні відчуження, рівні радіонуклідного забруднення території та горючого матеріалу оцінені очікувані ефективні дози опромінення і ризики для учасників пожежогасіння. Приведено оцінки радіаційного і токсичного ризику для працівників пожежно-рятувальних підрозділів при гасінні пожеж у зоні відчуження. Показано, що межа ризику для здоров'я пожежного у цих умовах може перевищувати граничний індивідуальний ризик.

Ключові слова: Чорнобильська зона відчуження, лісові пожежі, радіоактивні продукти згорання, дози опромінення, ризики.

Вступ. На територію 30-кілометрової зони Чорнобильської АЕС випали радіонукліди у вигляді аерозолів активністю приблизно $5 \cdot 10^{15}$ Бк, з них $3 \cdot 10^{13}$ Бк припадає на трансуранові елементи (ТУЕ). Найбільша густина забруднення ґрунту сягає для ^{137}Cs понад $8 \cdot 10^{12}$ Бк/км², для ^{90}Sr – $7 \cdot 10^{12}$ Бк/км² і плутонію – $3 \cdot 10^{10}$ Бк/км². За час після Чорнобильської катастрофи в 30-кілометровій зоні сталося більше 1200 пожеж різного характеру, в результаті чого згоріло 3092 різних будівель і близько 15000 га лісів та великих сільгоспугідь [1].

В таблиці 1 наведені дані про радіоактивне забруднення різних об'єктів та територій Чорнобильської зони.

На 01.01.2013 кількість радіоактивних відходів, накопичених на 1–3 блоках ЧАЕС, оцінювалась: твердих – 15000 м³ (активністю $3,38 \cdot 10^6$ Бк), рідких – 18300 м³, тепловиділяючих збірок в сховищах відпрацьованого ядерного палива – 13300 шт.

Таблиця 1. Запаси радіонуклідів у різних об'єктах та територіях Чорнобильської зони

Об'єкт чи територія	Активність, Бк			Площа, км ² (кількість, шт.)
	^{137}Cs	^{90}Sr	ТУЕ	
Територія Чорнобильської зони	$1,44 \cdot 10^{13}$	$6,4 \cdot 10^{11}$	$2,6 \cdot 10^{10}$	2044
Ліси	$8,4 \cdot 10^{13}$	$3,7 \cdot 10^{11}$	$1,5 \cdot 10^{10}$	768
Колишні сільгоспугіддя	$6,1 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{11}$	$1,2 \cdot 10^{10}$	484
Пункти захоронення радіоактивних відходів	$1,4 \cdot 10^{14}$	$8,2 \cdot 10^{12}$	$3,3 \cdot 10^{11}$	(800)
Об'єкт «Укриття»	$1,3 \cdot 10^{14}$	$7,4 \cdot 10^{13}$	$2,7 \cdot 10^{12}$	(1)

Основними шляхами міграції радіонуклідів за межі Чорнобильської зони є: водний (річковий)

стік (р. Прип'ять) – приблизно 65 %; повітряний (вітровий) перенос – 10 % (у випадку пожеж – 24 %); техногенна міграція та біогенний винос – по 0,5 %.

Зона відчуження та зона безумовного (обов'язкового) відселення (далі – Зона відчуження (ЗВ)) є частиною території, яка зазнала найбільшого радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи, з особливою формою управління, землі якої виведені з господарського обігу.

Лісові масиви займають 45 % території Зони відчуження (102 тис. га). За лісорослинним районуванням вони відносяться до зони Полісся України та розташовані в Новошепелівсько-Вільчанському та Припятьсько-Дніпровському заплавно-борових фізико-географічних районах. Переважними ландшафтами тут є надзаплавні тераси, морські водороздільні рівнини і річкові долини.

Найбільш великомасштабні пожежі відбулися у серпні 1992 року на загальній площі до 17 000 га лугів і лісових угідь, включаючи верхову пожежу на площі більше 5 000 га [2]. За відсутності традиційної господарської діяльності в ЗВ за 30 років відбувалося інтенсивне накопичення небезпечного горючого матеріалу в лісах і на лугах. Надмірно висока щільність насаджень у соснових лісах на всій території ЗВ, різний вік дерев і наявність молодих дерев на узліссях лісів підвищує ризик високоінтенсивних верхових масштабних природних пожеж.

Існуючі потужності, структура і розташування протипожежних підрозділів у ЗВ не відповідають такому високому рівню пожежонебезпеки, не гарантують швидкого реагування й ефективного гасіння в критичних погодних умовах. Так, одна пожежно-рятувальна частина з двома-трьома застарілими машинами з лімітованою кількістю

ПММ та 5–7 пожежниками відповідає за площу більше 65 000 га, у той час як за межами ЗВ аналогічна зона відповідальності приблизно в 15–20 разів менше. Біля третини території ЗВ взагалі не покрито засобами виявлення пожежі (вишки зі спостерігачами) і майже 23 000 га лісів є недоступними для пожежної техніки.

Всі вказані вище фактори спричиняють високий ризик виникнення великомасштабних пожеж у ЗВ, найбільший з яких після 1992 р. відбувся наприкінці квітня 2015 року. За відомостями очевидців і космічних знімків лугова пожежа трав'яної рослинності почалась ввечері 26 квітня 2015 року в річницю Чорнобильської аварії на важкодоступній частині меліоративної системи р. Ілля. Осередки пожежі знаходилися на видаленні 1,5 км і 3,5 км від с. Ільїнци (дорога Чорнобиль – КПП «Діброва») у зоні прямої видимості спостережливої вишки Луб'янського лісництва (віддалення 4,5 км) комплексу лісового господарства «Чорнобильська пуца» ДСП «Чорнобильський спецкомбінат». 27 квітня пожежа охопила максимальну площу території на схід від лісництва і поширювалась у бік пунктів захоронення радіоактивних відходів з високими рівнями кореневого забруднення рослинності [2].

Пожежа тривала 28–29 квітня навколо Луб'янського лісництва і була ліквідована 30 квітня. Дощ у районі пожежі ввечері 29 квітня (8 мм опадів) сприяв пожежогасінню. 27 квітня пожежа прийняла загрозливі масштаби: стала поширюватися в бік ЧАЕС і наблизилася до місць захоронення радіоактивних відходів, що характеризуються аномально високими рівнями радіонуклідного забруднення рослинного горючого матеріалу. Було встановлено, що трав'яною пожежею пройдена площа у 6 250 га лугів, лісовою низовою і верховою пожежами – 2 737 та 1 140 га, відповідно. Тління на окремих ділянках пожарища тривало до 2 травня і до його ліквідації залучили більше 300 чоловік і 51 одиницю техніки, у тому числі літаки та гвинтокрили.

Для гасіння пожежі у ЗВ поряд з працівниками комплексу лісового господарства «Чорнобильська пуца» ДСП «Чорнобильський спецкомбінат» і Державної служби України з надзвичайних ситуацій оперативно був залучений аварійний персонал з інших регіонів без належного радіологічного забезпечення і засобів індивідуального захисту органів дихання (ЗІЗОД).

При пожежі в Чорнобильській зоні в атмосферу надходили радіоактивні продукти згоряння (РПЗ) і токсичні гази (ТГ), концентрація яких істотно перевищувала гранично допустимі значення. ТГ, які викидаються у повітря, являють собою потенційну небезпеку, насамперед, для співробітників пожежно-рятувальних підрозділів, які безпосередньо

здіянні у гасінні пожеж. У зв'язку з цим, особливої актуальності набуває достовірна оцінка токсикологічної значимості і небезпеки наслідків пожеж у ЗВ для учасників пожежогасіння, персоналу ЗВ та населення.

Викладення основного матеріалу. При пожежах у ЗВ у повітря можуть викидатися РПЗ середньої сумарної активності до 20 Ки/рік (^{134}Cs до 15,0 Ки/рік, ^{90}Sr до 4,5 Ки/рік та ТУЕ до 0,1 Ки/рік), що несприятливо діють на персонал ЧАЕС та пожежних, які задіяні у гасінні пожежі, а також на населення найближчих територій та навколишнє середовище [2].

При пожежі в атмосферу надходять РПЗ, концентрація яких може істотно перевищувати гранично допустимі значення. РПЗ, які викидаються у повітря, небезпечні, насамперед, для працівників пожежно-рятувальних підрозділів, які безпосередньо задіяні у гасінні пожеж. Отже, пожежі на територіях, забруднених радіонуклідами, є одним з потенційно небезпечних джерел дозових навантажень, які можуть вплинути на здоров'я пожежних. Однак, незважаючи на актуальність даної проблеми, практично відсутня інформація щодо впливу радіаційних факторів при гасінні пожеж на забруднених радіонуклідами територіях.

Радіаційний ризик R (далі – ризик) для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі, буде визначатися наступним чином:

$$R = \int_E P(E) f[E(Q)] dE, \quad (1)$$

де $P(E)$ – імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від отриманої дози опромінювання E ;

$f[E(Q)]$ – розподіл імовірностей вихідних подій – кількість пожеж на територіях, забруднених радіонуклідами.

Розподіл імовірностей вихідних – кількість пожеж можна визначити за формулою:

$$f[Q(\tau)] = \int_0^\tau \int_0^\tau f[Q(\tau)] dQ d\tau, \quad (2)$$

де $f[Q(\tau)]$ – параметр, що характеризує частоту пожеж, які призводять до викиду РПЗ в інтервалі від $Q(\tau)$ до $Q(\tau) - dQ(\tau)$. Значення $f[Q(\tau)]$ можна надати у вигляді:

$$f[Q(\tau)] = \mu \left[1 + \mu \ln \left(\frac{Q(\tau)}{\bar{Q}_0} \right) \right] [Q(\tau) \Delta \tau]^{-1}, \quad (3)$$

$$\text{тут } \mu = \left[(2\tau/\lambda)^{0.5} - 1 \right] [\ln Q(\tau)/\bar{Q}_0], \quad (4)$$

де $\bar{Q}_0$ – вміст радіонуклідів у горючих матеріалах;

$Q(\tau)$ – сумарна активність радіонуклідів, викинутих в атмосферу;

Δt – очікуваний період часу між двома пожежами;

λ – коефіцієнт частоти пожеж у Чорнобильській зоні.

Імовірність серйозного порушення здоров'я пожежного від дії радіації можна представити таким чином [1, 2]:

$$P(E, l) = g \left[H(E, t)_{eff} - H(E, \tau)_{ext} \right], \quad (5)$$

де g – коефіцієнт ризику, який характеризує ймовірність виникнення соматичних та генетичних наслідків опромінення на одиницю дози;

$H(E, t)_{eff}$ – доза зовнішнього опромінення, обумовлена вдиханням РПЗ з повітрям, надходженням через шлунково-кишковий тракт та відкриті рани;

$H(E, \tau)_{ext}$ – доза внутрішнього опромінення, обумовлена впливом випромінювання радіонуклідів з хмари диму і шлейфу випадіння РПЗ на поверхню.

Ефективну дозу зовнішнього опромінення розраховуємо за формулою [3, 4]:

$$H(E, t) = k_1 k_2 D \gamma \left(\eta + \frac{1 + \eta}{k_3} \right) 10^{-5} t, \quad (6)$$

де k_1 – коефіцієнт переходу від експозиційної дози у повітрі до поглиненої дози у біологічній тканині;

k_2 – коефіцієнт переходу від еквівалентної дози до ефективної дози;

$D\gamma$ – середнє значення потужності експозиційної дози на місцевості;

η – час знаходження пожежного на відкритій місцевості у процесі гасіння пожежі;

k_3 – коефіцієнт послаблення (екранування) γ -опромінення зовнішніми бар'єрами (будівлі, споруди тощо);

t – час.

Ефективну дозу внутрішнього опромінення, наприклад інгаляційну, визначали за формулою [5]:

$$H(E, \tau)_{ext} = \sum_j \beta_j G \left\{ \left[\xi + \sigma_j (1 - \xi) \right] \int_0^{\tau_0} C_j(\tau) d\tau + \int_0^{\tau_p} C_j(\tau) d\tau \right\} \quad (7)$$

де β_j – коефіцієнт інгаляційної дози для j -го радіонукліда;

G – інтенсивність дихання пожежного в

процесі гасіння пожежі, без застосування ЗІЗОД;

ξ – частка часу, яку використовує пожежний під час гасіння пожежі;

σ – коефіцієнт зменшення (вимивання) j -их радіоактивних часток з димової хмари;

$C_j(\tau)$ – концентрація активності j -го РПЗ в повітрі на відстані 1,7 м від поверхні землі;

j – радіонуклід в продуктах згоряння, значимий для інгаляційної дози;

τ_0 – час знаходження пожежного в районі гасіння пожежі;

τ_p – час прямування пожежного до району гасіння пожежі.

Рівняння турбулентної дифузії РПЗ, які надходять в атмосферу з осередку пожежі з координатами (x, y, z) , що знаходяться в необмеженому просторі, у наближенні сталості швидкості вітру і коефіцієнтів турбулентної дифузії можна записати наступним чином [2]:

$$\frac{dC}{dt} = \left[k_x \frac{d^2 C}{dx^2} + k_y \frac{d^2 C}{dy^2} + k_z \frac{d^2 C}{dz^2} \right] - \sum_{i=1}^3 V_i \frac{dC_i}{dx_i}, \quad (8)$$

$$-\infty < x, y, z < \infty, \quad t > 0, \quad C(0, 0, h_{eff}, 0) = Q / \Delta W,$$

де $C(x, y, z, t)$ – концентрація РПЗ у повітрі в залежності від просторових координат і часу;

k_x, k_y, k_z – коефіцієнти турбулентної дифузії РПЗ в приземному шарі атмосфери;

V_i – сума швидкостей гравітаційного осідання РПЗ та руху хмари диму у вертикальному напрямку (ось z направлена перпендикулярно до поверхні землі);

Q – сумарна активність γ -, α - і β -радіонуклідів, яка була викинута в атмосферу в процесі пожежі;

ΔW – об'єм РПЗ, викинутий при пожежі в навколишнє середовище;

h_{eff} – ефективна висота підйому димової хмари відносно поверхні землі:

$$h_{eff}(t) = \frac{K_h q(t)^{0,25}}{V_0}, \quad (9)$$

де t – час викиду РПЗ в атмосферу;

K_h – коефіцієнт, який дорівнює 530;

$q(t)$ – потужність теплового потоку над місцем пожежі;

V_0 – швидкість вітру в районі пожежі.

Спростимо вираз (8), зробивши заміну змінних:

$$C(x, y, z, t) = d(x, y, z, t) \exp \left[\frac{V_i (2x - V_i)}{4k_x} \right]; \quad (10)$$

$$\frac{dq}{dt} = k_x \frac{d^2 q}{dx^2} + k_y \frac{d^2 q}{dy^2} + k_z \frac{d^2 q}{dz^2}; \quad (11)$$

$$-\infty < x, y, z < \infty, \quad t > 0, \quad C(0, 0, h_{\text{eff}}, 0) = Q/\Delta W.$$

Шукане рішення рівняння (8):

$$C(x, y, z, t) = Q(t) G(x, y, z, t), \quad (12)$$

$$\text{де } G(x, y, z, t) = \prod_{i=1}^3 A_i \exp \left[-\frac{(x-V_i)^2}{4k_x t} - \frac{y^2}{4k_y t} - \frac{(z-h)^2}{4k_z t} \right] \quad (13)$$

є функція Гріна:

$$A_i = \frac{1}{2\sqrt{\pi k_i t}}. \quad (14)$$

Оперативний контроль внутрішнього опромінення здійснюють шляхом індивідуального розрахунку інгалаційного надходження радіоактивних речовин до організму пожежного з наступним зіставленням цього показника з величинами ліміту річного надходження. Розрахунок величини дози проводять на основі розрахункової величини надходження I , яку визначають залежно від виду контролю таким чином:

а) при контролі концентрації C радіонуклідів у повітрі:

$$I = E_C C G t, \quad (15)$$

де E_C – коефіцієнт перерахунку;

G – величина об'єму дихання;

t – час роботи в контрольованих умовах;

б) при контролі вмісту A радіонуклідів у легенях або інших інтегральних величин, таких як відкладення у носовій порожнині та ін.:

$$I = E_A C, \quad (16)$$

де E_A – коефіцієнт перерахунку.

Остаточну дозу розраховують з використанням дозового коефіцієнта e_{inh} , що відображує радіаційно-гігієнічні умови в процесі гасіння пожежі:

$$E_{inh} = e_{inh} I. \quad (17)$$

З огляду на необхідність урахувати ймовірнісний характер реального надходження та з метою забезпечити гарантоване неперевикнення контрольних рівнів для оцінки необхідно вводити коефіцієнт запасу δ . На підставі зазначеного застосовують величину так званої попередньої дозової оцінки E_{inh}^{prev} , яку обчислюють за допомогою величини інгалаційного надходження I з урахуванням коефіцієнта запасу δ та дозового коефіцієнта e_{inh} для

даного радіонукліда:

$$E_{inh}^{prev} = \delta e_{inh} I. \quad (18)$$

Розраховуючи E_{inh}^n , весь період роботи по ліквідації пожежі розбивають на епізоди (це може бути один-єдиний епізод), які не перетинаються між собою у часі. Дані про концентрацію РПЗ і(або) величину відкладення у відділах респіраторного тракту за кожним епізодом забезпечують фактичними результатами (C , t , A) і характеристиками (ϵ , δ) відповідного інструментального методу контролю. Контроль індивідуального внутрішнього опромінення від інгалаційного надходження впродовж року проводять за сумарною (накопиченою) E_{inh}^n . Метод, який має більшу вірогідність остаточного результату вимірювання, характеризується меншим значенням δ .

У таблицях 2 і 3 наведено значення конверсійних коефіцієнтів і коефіцієнтів запасу, що застосовуються при оперативному контролі E_{inh}^n . На підставі даних вивчення радіаційних факторів на місті гасіння пожежі в Чорнобильській зоні, перелік цих коефіцієнтів може розширюватись, а їх значення уточнюватись. Значення коефіцієнтів запасу δ_{ZW} , δ_{WB} , δ_{ID} встановлено на підставі даних роботи [6].

Схема формування інгалаційного надходження та відповідна їй система оперативного контролю доз внутрішнього опромінення пожежного зображені на рисунку 1.

Таблиця 2. Конверсійні коефіцієнти та коефіцієнти запасу, застосовувані при оперативному контролі

E_{inh}^{prev}

Перехід при розрахунку концентрації та активності	Індекс	Коефіцієнт	
		конверсійний, E	запасу, δ
Від концентрації в зоні пожежі (Z) до концентрації у місці гасіння пожежі (W)	ZW	1	5
Від концентрації на місці пожежі (W) до концентрації в зоні дихання (B)	WB	1	3
Від концентрації в зоні дихання (B) до концентрації інгалаційної фракції (I)	BI	0,005 1	10 1
Від концентрації інгалаційної фракції (I) до відкладення в легенях (D)	ID	3,5	2

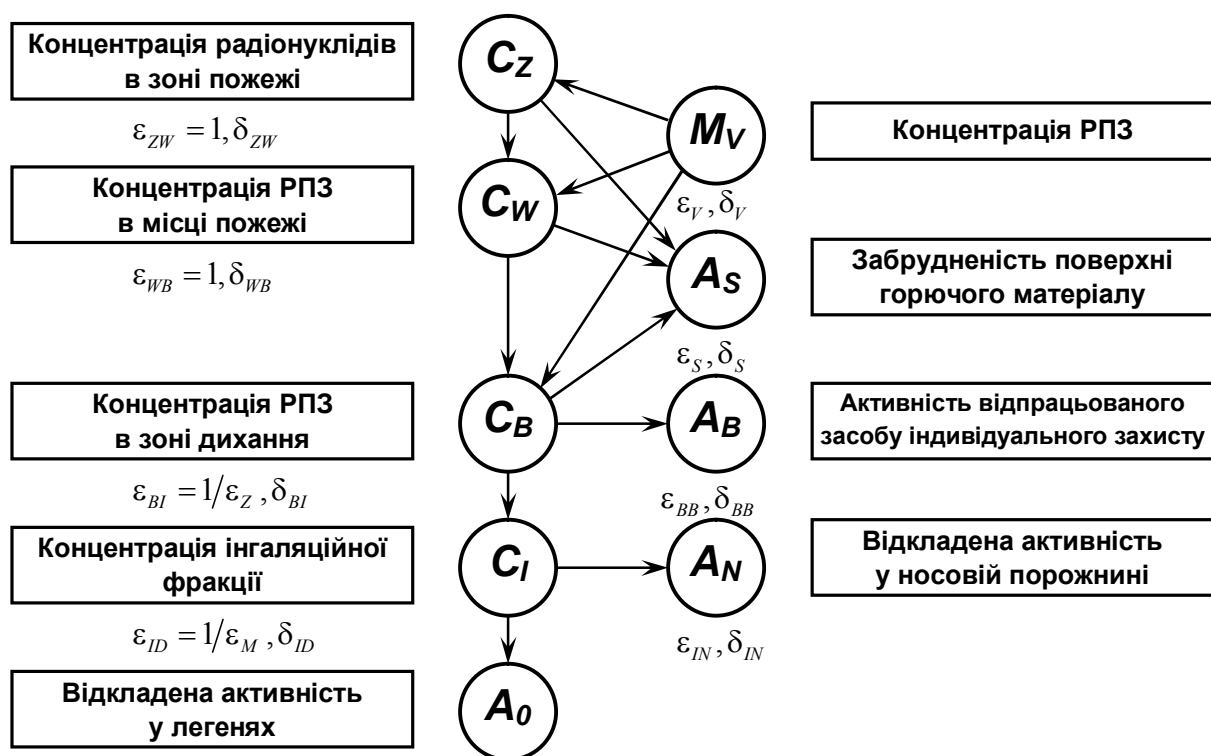


Рисунок 1. Схема формування і контролю інгаляційного надходження, яку використовують для розрахунку E_{inhal}^n

Специфіка контролю радіоактивного забруднення повітря полягає в тому, що використані у формулах коефіцієнти перерахунку ε_C і ε_A включають проміжні коефіцієнти, пов'язані із статистичною природою явищ переходу від вимірювання фізичної величини C до розрахункової величини дози. Конкретні значення таких коефіцієнтів – це параметри відповідних функцій розподілу ймовірностей, які часто описують логарифмічно нормальним законом. При розрахунку величини E_{inh} за даними вимірювання C результуюче стандартне геометричне відхилення (σ) рідко буває меншим 5–6, а часто досягає 10 і більше [9]. З даних типових значень, наведених у [9], випливає, що жодний спосіб вимірювання вмісту радіоактивної речовини в повітрі виробничого приміщення не може забезпечити прийнятної (в метрологічному розумінні) точності оцінки індивідуального внутрішнього опромінення.

Викладене вище свідчить, що формула розрахунку ефективної дози E_{inh} має включати не медіанні та середні значення надходження I , а значення, відповідні достатньо високому (з погляду забезпечення радіаційної безпеки) довірчому інтервалу ймовірності. Це рівнозначно введенню коефіцієнта запасу, який визначають за допомогою довірчого інтервалу ймовірності, розрахованого для відомої функції розподілу. Складові елементарні коефіцієнти запасу для конкретних умов пожежі уточнюють за результатами спеціальних досліджень. Значення довірчого інтервалу ймовірності належить вибирати за спеціальною методи-

кою.

За конверсійний коефіцієнт ε_{ID} прийнято обернену величину коефіцієнта відкладення в легенях L . Його значення розраховано на основі табульованих даних відкладення в різних відділах респіраторного тракту та усередненого розподілу активності РПЗ за аеродинамічного діаметра [6].

Величини коефіцієнта запасу δ_R (таблиця 3) були отримані на основі аналізу невизначеності внеску в дозу певного радіонукліда залежно від варіацій, спостережуваних у співвідношеннях радіонуклідів у РПЗ.

Таблиця 3 – Коефіцієнти запасу, застосовувані при контролі різних радіонуклідів або груп радіонуклідів при оперативному контролі E_{inh}

Тип випромінювання	^{137}Cs	^{90}Sr	^{238}Pu	$^{239,240}\text{Pu}$	^{241}Am
δ_R	2,8	1,6	1,5	1,0	0,6

Радіаційний ризик для пожежних, які задіяні в гасінні пожеж в Чорнобильській зоні, від внутрішнього та зовнішнього опромінення можливо визначити за формулою [3, 4]:

$$R = R_{int} + R_{inhal} = \int_0^t \alpha_{int} H_{int}(E, t)_i dt + \int_0^t \alpha_{inhal} H_{inhal}(E, t)_i dt, \quad (19)$$

де R_{int} – радіаційний ризик від зовнішнього опромінення;

R_{inhal} – радіаційний ризик від внутрішнього

опромінення;

$\alpha_{int}, \alpha_{inhal}$ – коефіцієнти ризику;

$H_{int}(E, t)_i$ – еквівалентна доза зовнішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t ;

$H_{inhal}(E, t)_i$ – еквівалентна доза внутрішнього опромінення пожежного i -го радіонукліда за час гасіння пожеж t .

У таблиці 4 приведений розрахований радіаційний ризик за даними таблиці 2 для пожежного від зовнішнього опромінення та за даними таблиці 3 радіаційний ризик від внутрішнього опромінення за рахунок інгаляційного надходження РПЗ до організму пожежного.

Таблиця 4. Розрахунковий радіаційний ризик при зовнішньому R_{int} та внутрішньому R_{inhal} [11] опроміненню РПЗ пожежного різними радіонуклідами

Радіонуклід	Клас всмоктування	Радіаційний ризик	
		R_{int}	R_{inhal}
^{137}Cs	M	$6,1 \cdot 10^{-4}$	$6,1 \cdot 10^{-4}$
^{90}Sr	F	$4,9 \cdot 10^{-3}$	$6,3 \cdot 10^{-4}$
^{238}Pu	M	$0,8 \cdot 10^{-3}$	$8,7 \cdot 10^{-4}$
$^{239,240}\text{Pu}$	M	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$9,1 \cdot 10^{-3}$
^{241}Am	F	$5,3 \cdot 10^{-2}$	$3,5 \cdot 10^{-2}$

З наведених у таблиці 4 даних бачимо, що межа радіаційного ризику для пожежного, який задіяний у гасінні пожежі у Чорнобильській зоні, може перевищувати межу граничного індивідуального радіаційного ризику – 10^{-3} [5], тому необхідно застосувати спеціальні міри і заходи захисту.

З іншого боку, запропонований підхід значно розширює джерела вихідної інформації, придатної для отримання індивідуальних дозових оцінок, особливо при оперативному контролі радіаційного ризику.

Токсодози за рахунок інгаляції ТГ можна оцінити в зоні дихання пожежника в умовах пожежогасіння тільки розрахунковим способом. Такі розрахункові оцінки не були проведені і це не дозволило однозначно оцінити токсичний ризик для здоров'я пожежників, що приймали участь у пожежогасінні у ЗВ наприкінці квітня 2015 року.

Сучасне санітарно-гігієнічне нормування шкідливих факторів проводиться шляхом встановлення гранично допустимої концентрації (ГДК), гранично допустимого викиду (ГДВ) та гранично допустимого рівня (ГДР) [7]. Дотримання допустимих рівнів повинне забезпечити збереження середньої тривалості життя, показників фізичного розвитку, стану вищої нервової діяльності, працездатності, поведінки, репродуктивної функції, здатності адекватного адаптування до середовища перебування, біохімічних і фізіологічних станів організму людини тощо.

Доля згорілого горючого матеріалу залежить від виду пожежі і класу природної пожежної небезпеки для різних погодних умов змінюється від 0 для деревини до 97 % для хвої/листя при верхових пожежах.

Середню швидкість утворення димових газів у фазі розвинутої лісової пожежі можна визначити за формулою [1]:

$$W_s = K_s \cdot \bar{V}_w, \text{ кг/с}, \quad (20)$$

де K_s – коефіцієнт, рівний 0,932;

$\bar{V}_w$ – середня швидкість горіння деревини.

Швидкість вигорання деревини залежить від багатьох факторів: швидкість нагрівання, густина деревини, вологість, розташування поверхні горіння по відношенню до напрямку теплового потоку. Середня швидкість вигорання сосни становить приблизно 4,5 мм/хв, ялини – 1,1 мм/хв.

Деревина у фазі розвинутої лісової пожежі вигорає майже з постійною швидкістю. Температурний перепад для сосни досягає величини, починаючи з температури займання – 490 К, до температури порядку 1400 К, яка досягається при тривалій пожежі.

При згорянні 1 кг сосни утворюється 4,9 м³ продуктів горіння за температури 1290 К. Полум'яне горіння деревини у повітрі можливе за умови вмісту у ньому кисню не менше 15 % об. В таблиці 5 наведено фізичні властивості «димових газів» при лісовій пожежі.

Таблиця 5. Фізичні властивості «димових газів» при лісовій пожежі [2]

Характеристика димових газів			
Температура, К	Густина «димових газів», $\rho_{w, \text{ кг/м}^3}$	Коефіцієнт в'язкості «димових газів», $\mu_{w, \text{ Нс/м}^2}$	Коефіцієнт кінематичної в'язкості «димових газів», $\nu_{w, \text{ м}^2/\text{с}}$
370	0,95	20,4	21,5
470	0,75	24,5	32,8
570	0,62	28,2	45,8
670	0,53	31,7	60,4
770	0,46	34,8	76,3
870	0,41	37,9	93,6
970	0,36	40,7	112,1
1070	0,33	43,4	131,8
1170	0,30	45,9	152,3
1270	0,28	48,4	174,3
1370	0,26	50,7	197,1
1470	0,24	53,0	221,0

Таблиця 6. Показники навколишнього середовища при лісовій пожежі [1]

Тип лісової пожежі	Середні об'єми температури димових газів у зоні пожежі, К	Концентрація «димових газів» у повітрі, мг/м ³				
		CO	CO ₂	SO ₂	NO ₂	C, сажа
Верховий	1100	800	1200	200	400	40
Низовий слабої інтенсивності	1250	1100	2050	450	520	60
Низовий сильної інтенсивності	1380	1600	4300	800	1000	80

У таблиці 6 приведено показники навколишнього середовища під час горіння хвойних насаджень на площі 10 га.

Основними шляхами проникнення надходження токсичних речовин в організм людини є дихальні шляхи, шкіра, органи травлення. Найважливішими з них вважаються дихальні шляхи. Всмоктуючись слизовою оболонкою дихальних шляхів, токсичні речовини потрапляють у кровообіг, минаючи печінку, яка виконує в організмі роль механічного і біохімічного бар'єра.

Біологічна дія хімічних речовин на організм людини змінює його гомеостаз (відносна сталість складу і властивостей внутрішнього середовища та стійкість основних фізіологічних функцій організму), тобто здатність організму до авторегуляції при зміні навколишнього середовища. Авторегуляції біологічної системи слід розглядати як регуляцію динамічного стану відкритої системи, схильною до біологічного ритму. При цьому гомеостаз включає в себе не тільки динамічну сталість біологічного об'єкта, але і стійкість його основних біологічних функцій. А вплив шкідливої речовини може викликати не тільки зміну певних параметрів біологічного об'єкта, але й ушкодження систем регулювання гомеостазу, тобто порушення останнього. В таблиці 7 наведений вміст основних хімічних сполук у продуктах пожежі, викинутих при пожежі в атмосферу та їх основні фізико-хімічні характеристики.

З таблиці 7 видно, що найбільша кількість викидів шкідливих газів у повітря, що перевищують ГДК у повітрі, приходить на CO, NO_x, C_nH_n і зважений пил.

Діоксид азоту викликає подразнення дихальних шляхів і очей, сльозотечу, кашель, бронхіт. Оксид вуглецю – слабкість, запаморочення, головний біль, підвищений кров'яний тиск, блювоту, задишку, уповільнене дихання. Вуглекислий газ – функціональний розлад дихання і серцево-судинної системи.

Таблиця 7. Вміст основних хімічних сполук у пилогазових викидах при пожежі [1, 2]

Компонент	Хімічна формула	Густина, г/см ³	Час існування, діб	Максимальна концентрація у повітрі, мг/м ³	ГДК ₃ , мг/м ³	Клас небезпеки
Оксид вуглецю	CO	1,3·10 ⁻³	33	24,3	20	4
Оксид азоту	NO _x	1,56	1,2	8,9	2,0	3
Вуглеводні	C _n H _n	0,12	10	24,0	4,0	3
Сірчаний газ	SO ₂	1,53	0,08	9,4	10	3
Сажа	–C	1,72	1,5	6,8	0,5	3

Токсичність газоподібних продуктів згорання визначається як відносна здатність хімічних сполук наносити шкоду організму внаслідок несприятливого біологічного ефекту. За характером впливу на організм людини ТГ можна підрозділяти на отруйні, задушливі, дратівні, загальнотоксичні та наркотичні. Діоксид азоту, потрапляючи в організм людини через дихальні шляхи, утворює у крові метгемоглобін, що діє уражаючі, оскільки при взаємодії із слизовою оболонкою перетворюється в азотну кислоту.

Вміст токсикантів у повітрі, при вдиханні впродовж певного часу, спричинює в організмі людини рефлекторні та субсенсорні реакції. Відомо, що при наявності у повітрі декількох ТГ їх відносна сумарна концентрація не повинна перевищувати одиницю, тобто:

$$K_y = \sum_{i=1}^{N_y} \frac{C_i}{ГДК_i} \leq 1, \quad (21)$$

де C_i – концентрація відповідних i -их шкідливих речовин у повітрі в одній і тій же точці виміру ($h_n = 1,7$ м).

Перші симптоми отруєння розвиваються через 5–6 годин і виражаються в появі кашлю, ядухи і задишки. У важких випадках виникає набряк легень. Сірчистий ангідрид викликає дратівну дію на слизові оболонки очей і верхні дихальні шляхи, володіє резорбтивною властивістю, порушує обмінні процеси, призводить до гіперемії слизових оболонок, нежиті, кашлю, загального нездужання. Оксид вуглецю, володіючи спорідненістю з гемоглобіном у 300 разів більшою ніж кисень, витісняє останній і утворює карбоксигемоглобін, в результаті чого здатність крові переносити кисень до органів і тканин різко знижується, настає гіпоксемія, а у важких випадках – апоксемія. Інтоксикація ТГ залежить від дифузійної здатності легень, концентрації токсикантів у повітрі, тривалості їхнього впливу, стану кровообігу і вентиляції легень та вмісту кисню у повітрі, що вдихає людина. У зага-

льному випадку швидкість надходження газів в органи дихання людини можна описати наступним виразом [1]:

$$W(t) = \int_t \int_{D_a} V_l(t) C(D_a, t) dD_a dt, \quad (22)$$

де V_l – обсяг повітря, що вдихає людина за період часу t ;

$C(D_a, t)$ – концентрація токсикантів, що відповідає дисперсності у повітрі;

D_a – аеродинамічний діаметр коксика, що знаходиться у повітрі.

У таблиці 8 представлені розрахункові дані щодо порогів ураження пожежників ТГ.

Таблиця 8. Розраховані пороги ураження пожежників ТГ

Найменування речовини	Токсодоза, мг·хв/л		
	Стерпна	Небезпечна	Смертельна
Діоксид азоту	0,14	1,56	7,89
Сірчистий ангідрид	0,21	1,82	9,45
Оксид вуглецю	16,5	33,3	136,6
Вуглекислий газ	780	1620	2700

Безпечні умови праці при впливу декількох ТГ на організм людини будуть визначатися наступною залежністю [8]:

$$K_{ТГ} = \sum_{j=1}^M \frac{C_j^{ТГ}}{МДК_j^{ТГ}} \leq 1, \quad (23)$$

де $K_{ТГ}$ – кількість токсикантів односпрямованої дії;

$C_j^{ТГ}$ – концентрація j -го ТГ;

$МДК_j^{ТГ}$ – максимально допустима концентрація j -го ТГ.

В законодавстві України введені три види ГДК шкідливих речовин для повітря: середньодобова (ГДК_{сд}), максимально одноразова (ГДК_{мр}) і робочої зони (ГДК_{рз}).

У теперішній час для оцінки небезпеки при гасінні пожеж широко використовують концепцію ризику, яка може служити кількісною мірою впливу шкідливих і небезпечних факторів і дозволяє визначити шкоду, яка завдається організму людини. Виходячи з соціальних та економічних аспектів міри «прийнятного» рівня ризику для пожежних приймається рівною $1 \cdot 10^{-3} \text{ год}^{-1}$, як імовірність смерті для індивідууму протягом року. При цьому можна розглядати та аналізувати різні види наслідків від надзвичайних ситуацій, можливих аварій на промислових підприємствах, при нормальних умовах їх експлуатації, а також від природних катастроф чи повсякденної діяльності людей.

В загальному випадку завжди виникає ризик скорочення середньої тривалості життя (СТЖ) за рахунок захворювань чи смерті.

Оцінка шкідливої дії на людину ґрунтується на законі Вебера-Фехнера: приріст сили відчуття L пропорційний логарифму відношення величини фактора I , що впливає до його порогового значення I_0 [7]:

$$L = \frac{a \lg I_0}{I_D}, \quad (24)$$

де a – коефіцієнт пропорційності.

Впливи шкідливих факторів, що перевищують граничні значення, викликають у людини різного рівня відчуття та приводять до відхилень багатьох фізіологічних показників організму, аж до летального результату. Отже можна прийняти, що величина відчуттів L і визначає величину токсичного ризику R .

Якщо розглядати забруднення атмосфери хімічними речовинами, то величиною фактора, що впливає, і його граничним значенням є концентрація речовини у повітрі C і його гранична концентрація CD відповідно. Тоді рівняння (24) прийме наступний вид:

$$R = \frac{a \lg C_0}{C_D}, \quad (25)$$

Аналізуючи рівняння, відзначимо, що прийнятному рівню ризику $R = 10^{-6}$ відповідає вміст шкідливих хімічних речовин у повітрі з концентрацією, рівній ГДК_{рз}. При концентрації середньої смертності $CD = ЛК_{50}$ рівень ризику дорівнює $R = 0,5$.

Вирішуючи систему рівнянь:

$$\begin{cases} 10^{-6} = \frac{a \lg ПДК_{cc}}{C_D} \\ 0,5 = \frac{a \lg ЛК_{sd}}{C_D} \end{cases}, \quad (26)$$

визначаємо коефіцієнт пропорційності і граничну концентрацію C_D , після чого залежність величини токсичного ризику від концентрації шкідливої речовини у повітрі прийме наступний вигляд:

$$R = 0,5 \frac{\lg \left(\frac{C}{ГДК_{cc}} \right)}{\lg \left(\frac{ЛК}{ГДК_{cc}} \right)}. \quad (27)$$

Величина ризику стосовно до нормованих величин якості повітря в безпосередній близькості від фронту вогню, тобто коли концентрація шкідливої речовини, складе:

$$3 = ГДК_{рз}. \quad (28)$$

При розрахунку величини індивідуального ризику в безпосередній близькості до фронту вогню зони необхідно враховувати ймовірність перебування пожежних у даній зоні P :

$$P = \frac{T}{t \Delta\tau}, \quad (29)$$

де T – кількість робочих годин у тиждні;

t – днів у тиждні;

$\Delta\tau$ – годин в добі.

Індивідуальний ризик для пожежників у даних умовах складе:

$$R_i = R_{pz} P. \quad (30)$$

Скорочення $СТЖ$ за рік робочого стажу складе:

$$СТЖ = T_z R_i, \quad (31)$$

де T_z – кількість днів у році.

Використовуючи даний розрахунок і довідкові дані [8], визначимо консервативну величину токсичного ризику і $СТЖ$ у безпосередній близькості від фронту вогню для різних хімічних речовин, наведених у таблиці 9.

Таблиця 9. Розраховані значення R_{pz} і $СТЖ$ у безпосередній близькості від фронту вогню для різних хімічних речовин

Речовина	ГДК _{ср3} мг/м ³	ЛК ₅₀₃ мг/м ³	Клас небезпеки	ГДК _{рз3} мг/м ³	R_{pz} , год ⁻¹	СТЖ, днів/рік
NO	0,06	420	4	30,0	$8,5 \cdot 10^{-6}$	31,17
SO ₂	0,1	110	3	10,0	$2,6 \cdot 10^{-5}$	24,09
CO	3,00	3600	4	20,0	$3,2 \cdot 10^{-6}$	11,68
NO ₂	0,04	140	3	2,0	$5,9 \cdot 10^{-4}$	21,53
Сажа	0,05	60	3	0,5	$7,8 \cdot 10^{-4}$	22,34

Висновки

Таким чином, запропонований розрахунок величини токсичного ризику і скорочення середньої тривалості життя на основі нормативних даних ГДК хімічних речовин дозволяє дати кількісну оцінку небезпеки забруднення повітря як для Чорнобильської зони, так і для населених місць. Цю оцінку можна розглядати як збиток, який нанесений антропогенним впливом димової хмари на навколишнє середовище та вимірюваний кількістю днів $СТЖ$.

Такий підхід до оцінки якості атмосферного повітря дозволяє ввести критерій токсичного ризику і відповідні доповнення в діючу нормативну базу забезпечення безпеки пожежних при гасінні пожежі в Чорнобильській зоні.

Отже, можна розробити необхідні методики, використовуючи результати:

- а) контролю об'ємної концентрації РПЗ або ж величин, прямо пов'язаних з нею;
- б) інтегральної концентрації РПЗ;
- в) активності, що відкладалася в легенях та носовій порожнині пожежного.

В подальшому доцільно було би дослідити вплив синергетичного ефекту (об'єднаний вплив радіаційної і хімічної дії), що дало б змогу розробити нові, більш ефективні комбіновані засоби індивідуального захисту.

Список використаної літератури

1. Наукові засади захисту населення і територій від наслідків лісових пожеж з радіаційно небезпечними факторами: монографія / С.І. Азаров, С.А. Єременко, В.Л. Сидоренко та ін.; за заг. ред. П.Б. Волянського. – К.: ТОВ «Інтердрук», 2016. – 203 с.
2. Мінімізація радіаційних наслідків лісових пожеж після Чорнобильської катастрофи на основі еколого-інформаційного моніторингу: монографія / О.І. Бондар, С.І. Азаров, В.М. Ващенко та ін.; за заг. наук. ред. О.І. Бондаря. – Херсон: Гринь Д.С., 2016. – 300 с.
3. ICRP Publication 68. Dose Coefficients for Intakes of Radionuclides by Workers. Part 2. Ingestion Dose Coefficient. – Vienna: Pergamot Press. 1994. – Vol. 24. – № 4. – 83 p.
4. ICRP Publication 66. Human respiratory tract model for radiological protection. – Vienna: Pergamon. 1993. – 65 p.
5. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97) / Державні гігієнічні нормативи. ДГН 6.6.1. – 6.5.001-98. – К., 1998. – 135 с.
6. Health risks from low – level environment exposure to radionuclides. Radionuclide specific lifetime radiogenic cancer risk coefficients for the US population, based on age – dependent intake, dosimetry and risk models: Federal Guidance Report № 13, Part 1. Document ERA 402-R-97-014/ORNI, Car-Ridge US ERA. – Washington DC, 1998. – 421 p.
7. Вредные химические вещества. Неорганические соединения / Под. об. ред. В.А. Филова. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
8. Загрязнение воздуха и легких. Пер. с англ. Под ред. Е.Ф. Ахаронсона, А. Бен-Давида, М. Кингберга. – М.: Атомиздат, 1980. – 180 с.

Отримано 06.09.2017

УДК 628.33:546.791

М. А. Кеймиров

Институт химии Академии наук Туркменистана, г. Ашхабад

ОЧИСТКА УРАНСОДЕРЖАЩИХ ВОД МОНТМОРИЛЛОНИТОМ ОГЛАНЛЫНСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ (ТУРКМЕНИСТАН), МОДИФИЦИРОВАННЫМ ПОЛИАМИНОМ

Представлены результаты исследований влияния модифицирования полиамином (низкомолекулярным полиэтиленином разветвленной структуры) природного слоистого алюмосиликата – монтмориллонита Огланлынского месторождения (Туркменистан) на его сорбционную способность по отношению к урану (VI). Установлено, что степень извлечения урана (VI) из водных растворов модифицированным минералом существенно выше, чем исходным природным. Выполнена оценка влияния pH водной среды, наличия макрокомпонентов природных вод и комплексообразующих реагентов на сорбционное извлечение урана (VI) модифицированным полиамином монтмориллонитом в статическом режиме. Показано, что наибольшую эффективность указанный материал проявляет в области $\text{pH}=4,0\div 9,0$.

Ключевые слова: модифицированный монтмориллонит, очистка воды, полиамин, сорбция, уран (VI).

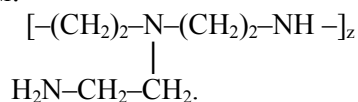
Введение. Наряду с развитием возможностей ядерных технологий и их применением обострилась экологическая проблема удаления радиоактивных загрязнений, в том числе из водных объектов. Одним из наиболее трудно извлекаемым из вод токсичным и радиоактивным тяжелым металлом является уран (VI). Загрязнение окружающей среды ураном (VI), происходящее главным образом при добыче и переработке урансодержащих руд, а также в процессе удаления ядерных отходов, создает радиоэкологическую опасность для живых организмов из-за длительного периода полураспада радионуклидов урана (уран-238 – $T_{1/2}=4,49\cdot 10^9$ лет, уран-235 – $T_{1/2}=7,13\cdot 10^8$ лет, уран-234 – $T_{1/2}=2,48\cdot 10^5$ лет [1]), возможности его биологической аккумуляции и радиационного повреждения биологических объектов.

В отличие от других технологий очистки урансодержащих вод (обратный осмос [2], ионный обмен [3], химическое восстановление [4] и химическое осаждение [5]), сорбционный метод является наиболее широко используемым благодаря его высокой эффективности, доступности, простоты в управлении и широкой адаптивности. Поэтому разработка недорогих, многофункциональных, обладающих высокой адсорбционной емкостью материалов для очистки урансодержащих вод, а также для рекуперации урана из технологических вод в связи с уменьшением мировых природных запасов урановых руд [6], является актуальной экологической задачей в течение многих лет.

Достаточно широкое применение в качестве сорбционных материалов при очистке больших объемов радиоактивно загрязненных вод получили природные сорбенты (глинистые минералы и цеолиты) из-за их низкой себестоимости и доступной значительной сырьевой базы. Однако, к существенным недостаткам природных сорбентов следу-

ет отнести невысокие степень извлечения и селективность по отношению к анионным формам загрязнителей, в особенности урана (VI). Поэтому для увеличения сорбционной емкости природных материалов применяют различные методы их модифицирования: термическую и кислотную активации [7], а также химическую модификацию поверхности неорганическими [8] и органическими веществами разных классов [9], что позволяет управлять их сорбционными свойствами и повышать их селективность к определенным токсикантам.

Среди органических полимерных реагентов, используемых в процессах водоочистки, широкое применение получили полиамины, имеющие в структуре первичные, вторичные, третичные или четвертичные аминные группы [10]. К данному классу соединений относится полиэтиленимин (ПЭИ) [11, 12], который содержит в повторяющейся макромолекуле достаточно много боковых ответвлений с аминными группами разной основности и обладает сильным хелатирующим эффектом:



Известно [11, 12], что ПЭИ образует прочные комплексы с ионами тяжелых металлов, например, с медью (II) и ураном (VI). Это имеет особенно большое значение при получении функционализированных сорбентов путем химической модификации полиамином поверхности матрицы материала.

В работах [13–15] показано применение сорбционных материалов, модифицированных ПЭИ, для извлечения радионуклидов и ионов тяжелых металлов. Авторами [13] был получен композитный сорбент на основе магнетита и активирован-

ного угля, модифицированного ПЭИ линейной структуры, для удаления урана (VI) из сточных вод. Показано, что сорбционная емкость такого сорбента составила для урана (VI) 115,31 мг/г при pH=5, 20 °C и времени сорбции 60 мин. В работе [14] изучено извлечение урана (VI) и америция-243 (III), а также меди (II) и свинца (II) из водных сред композитным сорбентом, полученным путем модифицирования полидопамином и ПЭИ поверхности нитрида углерода. Максимальная сорбция урана (VI) на исследуемом материале составляет 60,51 мг/г при соотношении $m/V=0,5$ г/дм³, pH=5,0 и температуре 25 °C. Установлено, что при pH=8,0 достигаются следующие степени извлечения радионуклидов и тяжелых металлов из водной среды: ~ 90 % для америция-243 (III), ~ 65 % для свинца (II), ~ 64 % для меди (II), 58% для урана (VI). Сорбционное извлечение хрома (VI) из водных растворов исследовано на биосорбенте из яичной скорлупы, модифицированной ПЭИ [15]. Показано, что после модифицирования полиамином поглощающая способность сорбента увеличилась на 105 % по сравнению с исходным материалом. Максимальная сорбционная способность для хрома (VI) возрастает от 102 до 160 мг/г с ростом концентрации ПЭИ в составе биосорбента при pH=3,0.

Несмотря на достаточно высокие сорбционные свойства приведенных выше модифицированных материалов, главным их недостатком являются технологические сложности при синтезе (специальные условия получения, наличие промежуточных стадий предподготовки и дополнительные реагенты), что приводит к увеличению экономических затрат. Поэтому, безусловно, актуальным в технологиях очистки вод является разработка доступных методов модифицирования полиаминами поверхности природных материалов, как показано в работе [16], а также изучение их сорбционных свойств, что позволило бы эффективно использовать указанные сорбционные материалы для извлечения токсичных веществ, в том числе радионуклидов.

На территории Туркменистана находится целый ряд природных месторождений слоистых глинистых минералов с высокими сорбционными свойствами, которые по своим запасам занимают важное место в сырьевом балансе Средней Азии. В связи с этим экономически целесообразным является их использование в технологии водоочистки радиоактивно загрязненных вод, а также для извлечения тяжелых металлов. Поэтому в данной работе был использован монтмориллонит Огланлынского месторождения – природный глинистый минерал структурного типа 2:1, обладающий высокой дисперсностью и содержащий значительное количество обменных катионов натрия (60 мг-

экв/100 г).

Цель данной работы – оценка эффективности природного монтмориллонита Огланлынского месторождения (Туркменистан), модифицированного полиамином, для извлечения урана (VI) из урансодержащих вод.

Методика проведения сорбционных экспериментов. Урансодержащие растворы с концентрацией $1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³ готовили путем растворения навески соли урана (VI) $UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ (х.ч.) в определенном объеме дистиллированной воды.

Для приготовления водных растворов, содержащих ионы кальция, карбонат- и хлорид-ионы использовали их соответствующие соли $CaCl_2$ (х.ч.), Na_2CO_3 (х.ч.) и $NaCl$ (х.ч.), навески которых растворяли в дистиллированной воде в мерных колбах емкостью 200 см³. Для создания ионной силы (I) водных растворов использовали соль $NaNO_3$ (х.ч.).

Растворы низкомолекулярного ($M_r=10$ кДа) ПЭИ разветвленной структуры готовили разбавлением исходных коммерческих 50 % растворов фирмы «Fluka» (Швейцария). Элементарное звено макромолекулы используемого полиамина содержит три атома азота разной основности. Коммерческий ПЭИ разветвленной структуры содержит первичный, вторичный, и третичные аминогруппы в соотношении ~ 25 %, ~ 50 % и ~ 25 % [11]. Анализ растворов на содержание ПЭИ проводили спектрофотометрическим методом в УФ-области по собственному поглощению полиамина при $\lambda=210$ нм на спектрофотометре Specord UV-VIS с использованием кварцевых кювет [12].

Для проведения экспериментов по сорбционному извлечению урана (VI) в статическом режиме предварительно подготовленные воздушно-сухие навески сорбентов помещали в конические колбы емкостью 100 см³ с исследуемыми растворами при соотношении V/m , равном 500 см³/г. Суспензии перемешивали в течение 1 ч при комнатной температуре ($T=20$ °C) на лабораторном встряхивателе LOIP LS-110. Затем твердую и жидкую фазу разделяли центрифугированием (5000 об/мин). Жидкую фазу анализировали на содержание урана (VI) фотометрически с использованием органического реагента Арсеназо III в среде 7 моль/дм³ HNO_3 в видимой области спектра при $\lambda=670$ нм на спектрофотометре UNICO 2100UV по методике [17]. Ошибка измерения ± 5 %.

Эффективность сорбционного извлечения урана (VI) определяли величиной сорбции (a_s , мкмоль/г), и степенью очистки (α , %), которые рассчитывали по формулам:

$$a_s = (C_0 - C_k) \frac{V}{m}, \quad (1)$$

$$\alpha = \frac{(C_0 - C_k)}{C_0} \cdot 100, \quad (2)$$

где C_0 , C_k – концентрация урана (VI) в исходном растворе до и после его очистки, мкмоль/дм³; V – объем жидкой фазы, дм³; m – навеска сорбента, г.

Для анализа результатов сорбции урана (VI) в статических условиях применяли уравнения Ленгмюра и Фрейндлиха [18, 19]:

$$a_s = \frac{K_L \cdot a_\infty \cdot C_k}{1 + K_L \cdot C_k} \quad (3)$$

$$a_s = K_F \cdot C_k^{1/n} \quad (4)$$

где K_L – константа Ленгмюра, $1/n$, K_F – константы Фрейндлиха.

Эксперименты по изучению кинетики сорбции урана (VI) в статическом режиме проводили с использованием урансодержащих модельных растворов с концентрацией радионуклида $1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³. Навеску предварительно подготовленного воздушно-сухого сорбента (0,100 г) помещали в коническую колбу с 50 см³ исследуемого раствора. Затем через определенные промежутки времени проводили отбор проб раствора и их анализ.

Для контроля значения pH исходного водного раствора использовали иономер pH-340 со стеклянным электродом ЭСЛ-43-07. Путем добавления в модельные растворы растворов NaOH или HNO₃ (0,01 или 0,1 моль/см³) устанавливали необходимые величины pH.

Получение очищенной Na-формы монтмориллонита. Очищенную фракцию Na-монтмориллонита получали методом седиментационного разделения [20]. Для этого измельченную глинистую породу, состоящую преимущественно из монтмориллонита (86,2 % глинистых частиц), а также некоторого количества клиноптилолита и опала, засыпали в стеклянную бутыл (10 дм³) и заливали дистиллированной водой в соотношении минерал:жидкость = 1:20, тщательно перемешивали и отстаивали в течение 24 ч. После отстаивания воду с частицами, которые не осели (< 0,001 мм), сливали. Процесс осаждения интенсифицировали добавкой электролита (20 см³ 1 моль/дм³ раствора NaCl на 1 дм³ суспензии). Суспензию отмывали дистиллированной водой. Процедуру повторяли несколько раз. Далее суспензию центрифугировали в течение 30 мин со скоростью вращения 6000 об/мин. Полученный осадок высушивали при 75 °C и растирали в агатовой ступке (фракция ≤ 0,25 мм).

Получение модифицированного полиамином

монтмориллонита. Модифицирование монтмориллонита в Na-форме (Mont-PEI) проводили путем сорбции полиамина поверхностью алюмосиликата согласно [16]. Суспензию воздушно-сухого природного минерала массой 35 г (фракция ≤ 0,25 мм) и раствора ПЭИ концентрацией 0,05 моль/дм³ встряхивали в течение 24 ч и T=20 °C. При этом поддерживали постоянное значение pH=9,0 с помощью добавления определенных порций NaOH. После декантации суспензии и ее центрифугирования при 6000 об/мин полученные растворы дополнительно фильтровали через мембранный фильтр 0,45 мкм. Полученный осадок многократно (~7 раз) промывали дистиллированной водой, высушивали при 75 °C и растирали в агатовой ступке (фракция ≤ 0,25 мм). Концентрацию полиамина в растворе после сорбции определяли в отобранных аликвотах раствора спектрофотометрически в УФ-области при λ=200 нм на спектрофотометре UNICO UV/VIS 2800 с использованием кварцевых кювет [12]. Количество сорбированного ПЭИ рассчитывали по разнице концентраций в исходном растворе и в растворах после фильтрования. Содержание ПЭИ в модифицированном сорбенте Mont-PEI составляло 250,7 мг/г сорбента.

Влияние pH водных растворов на извлечение урана (VI) природным и модифицированным полиамином монтмориллонитами. На рисунке 1 приведена зависимость эффективности сорбционного извлечения урана (VI) из модельной водной среды с $I(\text{NaNO}_3)=0,01$ от величины pH образцом Mont-PEI и для сравнения природным Na-монтмориллонитом. Как видно, уран (VI) сорбируется на природном минерале значительно хуже, чем на модифицированном полиамином. На сорбенте Mont-PEI наибольшие величины сорбции урана (VI) достигаются в диапазоне pH ≈ 4,0÷9,0. В области pH ≤ 4,0 наблюдаются более низкие величины сорбции урана (VI) как на Mont-PEI, так и на природном Na-монтмориллоните, что обусловлено меньшей диссоциацией поверхностных функциональных групп минерала. При увеличении pH > 4,0 степень диссоциации Na-формы монтмориллонита возрастает, что приводит к росту степени извлечения урана (VI). Очевидно, процесс удаления этого радионуклида в слабосильной и нейтральной областях pH обусловлен механизмами комплексообразования на боковых гранях минерала и аминокрупп полиамина, сорбированных на его поверхности. При pH > 7,0 не снижаются величины сорбции урана (VI) природным монтмориллонитом в отличие от Mont-PEI. Это связано с увеличением доли анионных растворимых карбонатных форм урана (VI) в водном растворе – $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2]^{2-}$, $[(\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3)]^{4-}$, образующихся в более щелочной области pH при контакте водного раствора с воздухом [21].

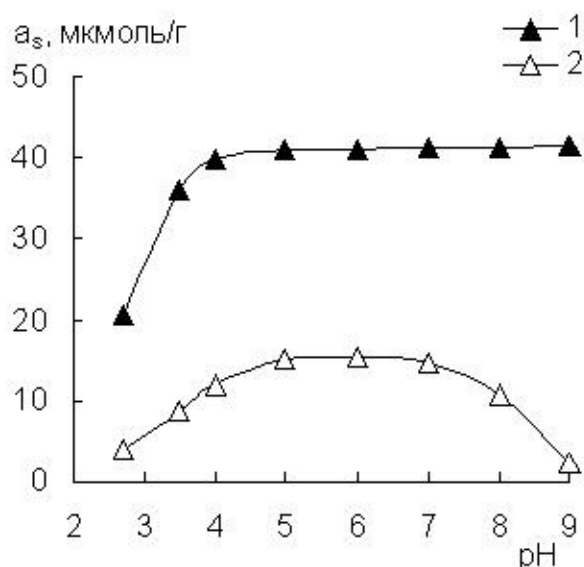


Рисунок 1. Влияние pH на извлечение урана (VI) из водного раствора ($I(\text{NaNO}_3)=0,01$; $\text{CU(VI)}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³ сорбентами:
1 – Na-Mont-PEI; 2 – Na-монтмориллонит.

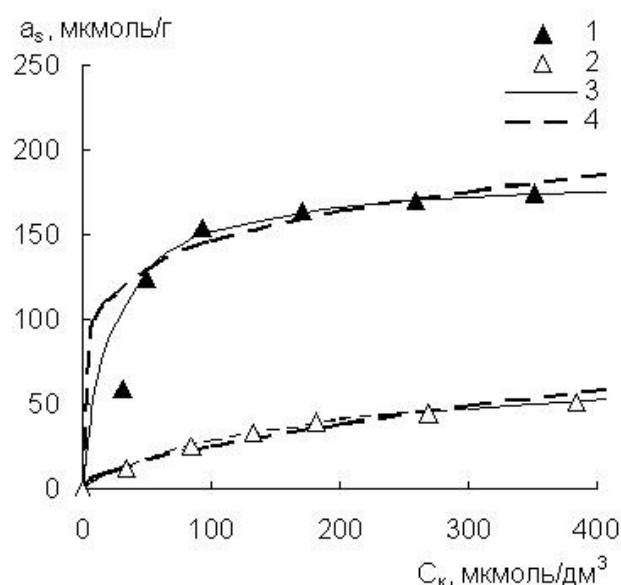


Рисунок 2. Изотермы сорбции урана (VI) из водных растворов ($I(\text{NaNO}_3)=0,01$; pH=5,0):
1 – Na-Mont-PEI; 2 – Na-монтмориллонит; 3 – изотермы, полученные на основании уравнения Ленгмюра; 4 – то же для уравнения Фрейндлиха.

Изотермы сорбции урана (VI) на природном и модифицированном полиамином монтмориллонитах. На рисунке 2 показаны экспериментально полученные изотермы сорбции урана (VI) для исследуемых сорбентов. В таблице 1 приведены коэффициенты моделей Ленгмюра и Фрейндлиха, которые были использованы для их обработки. Как видно, при этом достигаются достаточно высокие коэффициенты корреляции моделей Ленгмюра и Фрейндлиха. Указанные модели удовлетворительно описывают экспериментальные данные практически во всей области изученных концентраций урана (VI) (до 600 мкмоль/дм³). Как видно, величины сорбции урана (VI) на природной Na-форме монтмориллонита существенно ниже, чем на образце Mont-PEI. Предельное значение адсорбции для урана (VI), рассчитанное исходя из уравнения Ленгмюра, составляет 71,9 и 185,2 мкмоль/г для природного и модифицированного полиамином монтмориллонита, соответственно.

Влияние макрокомпонентов воды на сорбцию урана (VI) на модифицированном полиамином монтмориллоните. Присутствие типичных для природных вод катионов (Na^+ , Ca^{2+}) и анионов (Cl^- , CO_3^{2-}), а также техногенных комплексообразующих веществ (щавелевой и лимонной кислоты, комплексонов) в урансодержащих водах может существенно снижать сорбционное извлечение исследуемого радионуклида за счет конкурирующего влияния указанных компонентов или возможности образования комплексных соединений с ураном (VI).

Из рисунка 3а видно, что присутствие в растворе Na^+ (до 100 мг/дм³) практически не оказывает влияния на сорбцию урана (VI) на Mont-PEI, а Ca^{2+} вызывает постепенное снижение степени извлечения на 30 %. Установлено, что Cl^- -анионы в диапазоне их концентраций (25 ÷ 100) мг/дм³ не уменьшают сорбционную способность модифицированного сорбента, в отличие от CO_3^{2-} -анионов, наличие которых в растворе приводит к снижению сорбции урана (VI) в 2 раза (рисунок 3б). При концентрации комплексообразующего лиганда – лимонной кислоты (H_3Cit) – 25÷100 мг/дм³ наблюдается незначительное уменьшение сорбции исследуемого радионуклида, что свидетельствует о постепенном сдвиге равновесия в сторону образования устойчивых растворимых комплексов металл– H_3Cit .

Влияние времени контакта на величины сорбции урана (VI) на природном и модифицированном полиамином монтмориллонитах. На рисунке 4 представлены результаты влияния продолжительности сорбции урана (VI) на образцах Na-монтмориллонита и Mont-PEI на величины сорбции указанного радионуклида. Как видно, с увеличением продолжительности сорбции извлечение урана (VI) из водного раствора ($I(\text{NaNO}_3)=0,01$) на обоих сорбентах возрастает и через 1 ч наступает сорбционное равновесие. Однако, за такое же время на образце Mont-PEI достигаются значительно большие величины сорбции (~ 40 мкмоль/г), что указывает на высокую селективность модифицированного сорбента по отношению к урану (VI).

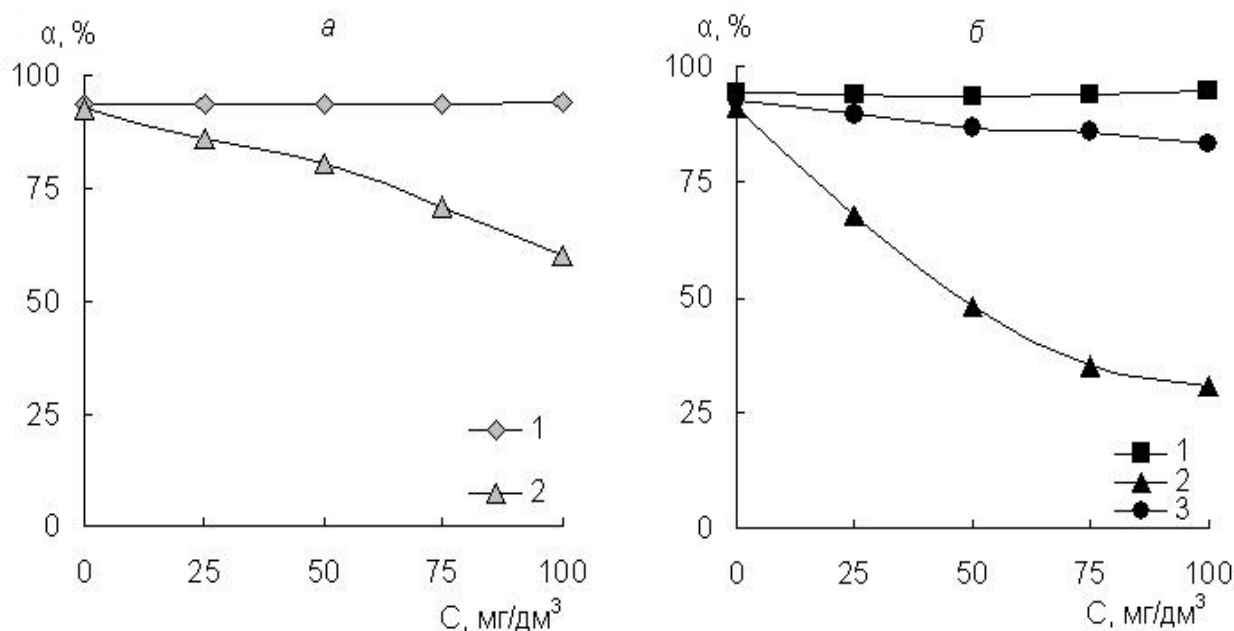


Рисунок 3. Влияние концентрации макрокомпонентов природных вод и комплексообразующих лигандов на извлечение урана (VI) из водных растворов образцом Na-mont-PEI ($pH=5,0$; $I(NaNO_3)=0,01$; $C_{U(VI)}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³): а – ионов натрия (1) и кальция (2); б – хлорид- (1) и карбонат-ионов (2), H_3Cit (3).

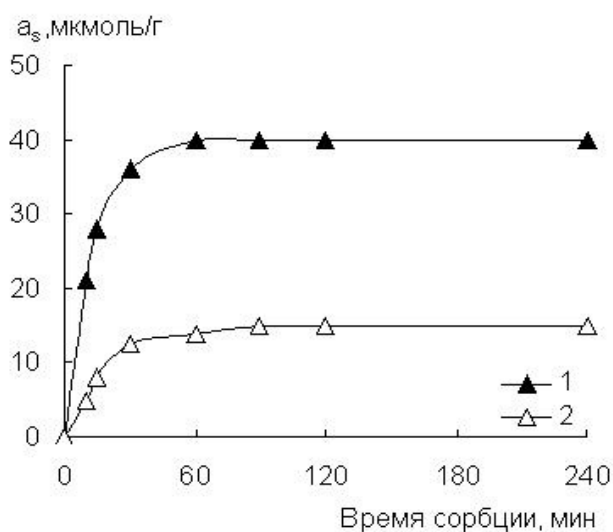


Рисунок 4. Продолжительность сорбции урана (VI) из водных растворов ($pH=5,0$; $I(NaNO_3)=0,01$; $C_{U(VI)}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³): 1 – Na-Mont-PEI; 2 – Na-монтмориллонит

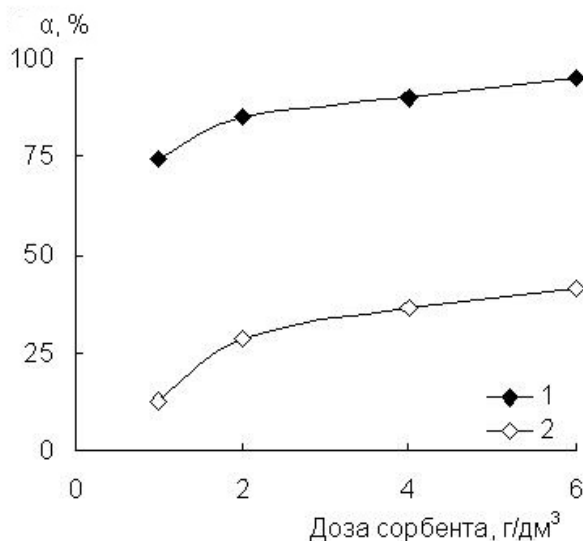


Рисунок 5. Влияние дозы сорбентов на степень извлечения урана (VI) из водных растворов ($pH=5,0$; $I(NaNO_3)=0,01$; $C_{U(VI)}=1 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³): 1 – Na-Mont-PEI; 2 – Na-монтмориллонит.

Влияние дозы природного и модифицированного полиамином монтмориллонитов на эффективность извлечения урана (VI). Из результатов, представленных на рисунке 5, видно, что при увеличении дозы исследуемых сорбентов эффективность извлечения урана (VI) из водных растворов при $pH=5,0$ повышается. Установлено, что использование природного монтмориллонита в количестве 1 г/дм³ не позволяет достигать высоких степеней очистки урансодержащих вод в отличие от Mont-PEI, которые составляют 12 % и

74 %, соответственно. При применении дозы сорбента, модифицированного ПЭИ, равной 6 г/дм³ наблюдается практически полное извлечение (более 95 %) урана (VI) за счет увеличения количества активных сорбционных центров в виде аминогрупп на поверхности природного алюмосиликата.

Выводы

Проведено сравнение эффективности сорбционного извлечения урана (VI) из водных растворов природным монтмориллонитом Огланлынского месторождения (Туркменистан) и его модифицированной полиамином формой. Установлено, что на сорбционное извлечение урана (VI) модифици-

рованным сорбентом значительно влияют катионы Ca^{2+} и CO_3^{2-} -анионы, а ионы Na^+ , Cl^- практически не снижают сорбционную способность исследуемого материала по отношению к урану (VI). Показана перспективность применения модифицированного полиамином сорбента при очистке урансодержащих вод: при 6 г/дм^3 достигается степень очистки 95 %.

Список использованной литературы

1. Аналитическая химия урана / Под ред. Д.И. Рябичкова, М.М. Сенявина. – М.: Издательство академии наук СССР, 1962. – 433 с.
2. Studies on the reverse osmosis treatment of uranyl nitrate solution / S. Prabhakar, S. T. Panicker, B. M. Misra, M. P. S. Ramani // Sep. Sci. Technol. – 1992. – Vol. 27. – P. 349–359.
3. Karve M. Sorption studies of U(VI) on Amberlite XAD-2 resin impregnated with Cyanex272 / M. Karve, K. Pandey // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2012. – Vol. 293. – P. 783–787.
4. Reduction of Uranium(VI) by Mixed Iron(II)/Iron(III) Hydroxide (Green Rust): Formation of UO_2 Nanoparticles / E. J. O'Loughlin, S. D. Kelly, R. E. Cook, R. Csencsits, K. M. Kemner // Environ. Sci. Technol. – 2003. – Vol. 37, N 4. – P. 721–727.
5. Никифоров А.С. Обезвреживание жидких радиоактивных отходов / А.С. Никифоров, В.С. Куличенко, М.И. Жихарев – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 184 с.
6. Gupta C.K. Uranium Resource Processing: Secondary Resources / C. K. Gupta, H. Singh – Berlin: Springer-Verlag, 2003. – 522 p.
7. Aytas S. Adsorption characteristic of U(VI) ion onto thermally activated bentonite / S. Aytas, M. Yurtlu, R. Donat // J. Hazard. Mater. – 2009. – Vol. 172. – P. 667–674.
8. Тарасевич Ю.И. Комплексообразующие сорбенты на основе дисперсных минералов для выделения ионов тяжелых металлов из водных растворов / Ю.И. Тарасевич, Г.М. Климова // Теоретич. и эксп. химия. – 1999. – Т. 35, № 3. – С. 167–170.
9. Şimşek S. Uranium and lead adsorption onto bentonite and zeolite modified with polyacrylamidoxime / S. Şimşek, U. Ulusoy // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2012. – Vol. 292. – P. 41–51.
10. A comparative study of the removal of heavy metal ions from water using a silica-polyamine composite and a polystyrene chelator resin / S. Beatty, R. J. Fisher, D. L. Hagers, E. Rosenberg // Ind. Eng. Chem. Res. – 1999. – Vol. 38. – P. 4402–4408.
11. Chelating properties of linear and branched poly(ethyleneimines) / S. Kobayashi, K. Hiroishi, M. Tokunoh, T. Saegusa // Macromolecules. – 1987. – Vol. 20, N 7. – P. 1496–500.
12. Гембицкий П.А. Полиэтиленимин / П. А. Гембицкий, Д. С. Жук, В. А. Каргин. – М.: Наука, 1971. – 203 с.
13. Saleh T.A. Polyethyleneimine modified activated carbon as novel magnetic adsorbent for the removal of uranium from aqueous solution / T. A. Saleh, Naemullah, M. Tuzen, A. Sari // Chem. Eng. Res. Des. – 2017. – Vol. 117. – P. 218–227.
14. Superior immobilization of U(VI) and $^{243}\text{Am(III)}$ on polyethyleneimine modified lamellar carbon nitride composite from water environment / P. Wang, L. Yin, J. Wang et al. // Chem. Eng. J. – 2017. – Vol. 326. – P. 863–874.
15. Liu B. Polyethyleneimine modified eggshell membrane as a novel biosorbent for adsorption and detoxification of Cr(VI) from water / B. Liu, Y. Huang // J. Mater. Chem. – 2011. – Vol. 21. – P. 17413–17418.
16. Adsorption of polyethyleneimine from aqueous solutions on bentonite clays / N. Öztekin, A. Alembat, N. Güngör, F. B. Erim // Mater. Lett. – 2002. – Vol. 55, N 1–2. – P. 73–76.
17. 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. 93–97.
18. Langmuir I. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum / I. Langmuir // J. Am. Chem. Soc. – 1918. – Vol. 40. – P. 1361–1403.
19. Freundlich H. Concerning adsorption in solutions / H. Freundlich // Z. Phys. Chem. – 1906. – Vol. 57. – P. 385–470.
20. Тарасевич Ю.И. Природные сорбенты в процессах очистки воды / Ю. И. Тарасевич – К.: Наукова думка, 1981. – 208 с.
21. Langmuir D. Uranium solution-mineral equilibria at low temperatures with applications to sedimentary ore deposits / D. Langmuir // Geochim. Cosmochim. Acta. – 1978. – Vol. 42. – P. 547–569.

Получено 27.11.2017

УДК 502.65:621.039.75:628.3

*Ю. В. Бондарь, С. В. Кузенко**ГУ "Институт геохимии окружающей среды НАН Украины", г. Киев***НОВЫЕ КОМПОЗИТНЫЕ СОРБЕНТЫ НА ОСНОВЕ ПОЛИАКРИЛОНИТРИЛЬНЫХ ВОЛОКОН С ФЕРРОЦИАНИДНОЙ ФАЗОЙ ДЛЯ ОЧИСТКИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД ОТ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ**

Синтезирован новый композитный сорбент для очистки загрязненных вод от радионуклидов цезия путем *in situ* формирования неорганической фазы (ферроцианид калия-меди) на поверхности модифицированных полиакрилонитрильных волокон. Результаты электронно-микроскопического и инфракрасного исследований подтвердили формирование ферроцианидной фазы на поверхности волокон. Показано, что композитные волокна обладают высокой химической стабильностью как в щелочных, так и кислых растворах, а также высокой селективностью по отношению к ионам цезия и могут быть использованы для очистки природных вод и высокосолевых растворов от радионуклидов цезия.

Ключевые слова: композитный сорбент, полиакрилонитрильные волокна, ферроцианид калия-меди, селективность, радионуклиды цезия.

Введение. В связи с тем, что в Украине остро стоит вопрос очистки технологических растворов, почв, подземных и поверхностных вод, загрязненных радионуклидами в результате Чернобыльской катастрофы и работы предприятий ядерного топливного цикла, особую актуальность приобретает разработка новых высокоэффективных сорбентов. Для успешного внедрения они должны иметь такие характеристики как селективность, высокая емкость, способность обеспечить очистку больших объемов загрязненных вод за небольшое время, невысокая стоимость. Ни один из двух основных классов сорбентов – органические (или полимерные) и неорганические – не обладает набором требуемых характеристик. Так, полимерные сорбенты, имея высокие емкостные и кинетические параметры, показывают низкую селективность. Неорганические сорбенты, синтезируемые в виде высокодисперсных фаз, в ряде случаев обладают хорошими селективными свойствами, однако они достаточно дороги, а в динамических режимах сорбции быстро агломерируются, компактируются и теряют свои сорбционные свойства. Однако, синтез композитных сорбентов, в которых сорбционно-активная неорганическая фаза внедрена во/на вмещающую твердую подложку, позволяет решить эту проблему.

В качестве твердой подложки (матрицы) для синтеза композитных сорбентов были успешно апробированы как неорганические (силикагель, цеолиты, гидроксиды титана и циркония, глины и др.), так и органические материалы. Выбор матрицы определялся, как правило, активностью загрязненных растворов и стратегией последующего обращения с использованным сорбентом.

Особый интерес в качестве матрицы для синтеза композитных сорбентов представляет полиакрило-

нитрил (ПАН). ПАН обладает химической стойкостью в разбавленных растворах кислот и щелочей, в широком перечне органических растворителей, в окислительных и восстановительных условиях, выдерживает значительные дозы облучения [1,2]. Дополнительным преимуществом является невысокая стоимость полиакрилонитрила. Начиная с пионерских работ ученых из Чешского технического университета (Прага), которые провели детальные исследования свойств ПАН и использовали его в качестве матрицы для синтеза композитных сорбентов с целью выделения/определения радионуклидов [1-5], перечень композитных сорбентов на основе ПАН, синтезированных в других лабораториях, расширяется [6,7].

Для селективного выделения радионуклидов цезия была разработана двухстадийная стратегия получения композитных сорбентов на основе ПАН путем добавления предварительно синтезированных ферроцианидных частиц в раствор полиакрилонитрила с последующим формированием композитных гранул, волокон и мембран. Синтезированные композитные сорбенты были использованы для связывания радионуклидов цезия и определения их содержания в радиоактивных отходах, пищевых продуктах, пресной и морской воде [2, 8-10].

Следует отметить, что для получения композитных сорбентов может быть использована и одностадийная стратегия – путем формирования ферроцианидных частиц на поверхности (и внутри) твердой матрицы непосредственно в реакционной смеси (*in situ*).

Для синтеза композитных сорбентов с неорганическими (нано)частицами *in situ* перспективными твердыми матрицами являются полимерные волокна с функциональными группами [11]. Фун-

кциональные группы (ионообменные и хелатирующие), закрепленные по всей длине волокна, служат центрами формирования неорганической фазы. Подбирая природу функциональных групп, плотность распределения их по поверхности полимерной матрицы, можно создавать условия для формирования неорганических (нано)частиц, а также контролировать их физико-химические свойства. Мелкодисперсные неорганические частицы в синтезированных таким образом композитных сорбентах химически закреплены на поверхности полимерной матрицы (через функциональные группы) и не подвержены агломерации, что позволяет многократно использовать волокнистый композитный сорбент как в статическом, так и динамическом режимах сорбции. Синтезированные композитные волокна объединяют уникальные свойства мелкодисперсных неорганических частиц (селективность, высокая скорость химических реакций) и технологические свойства волокнистых полимеров (высокая удельная поверхность волокнистой структуры). Такая стратегия была использована нами для получения композитных сорбентов на основе полипропиленовых и полиакрилонитрильных волокон путем *in situ* формирования ферроцианида калия-никеля на поверхности волокон [11-14]. Проведенные исследования показали химическую стабильность композитных волокон как в кислых, так и щелочных растворах, а также высокую селективность при адсорбции цезия из многокомпонентных растворов.

В ряде работ было показано, что сорбенты на основе ферроцианида калия-никеля показывают более высокую химическую стабильность в агрессивных растворах, а также более высокую механическую и термическую устойчивость по сравнению с другими двойными ферроцианидами, в частности, с ферроцианидами калий – медь и калий-кобальт [15].

Целью данного исследования был синтез композитного сорбента на основе полиакрилонитрильных волокон путем *in situ* формирования фазы ферроцианида калия-меди на поверхности волокон, исследование химической устойчивости композитных волокон как в кислых, так и щелочных растворах, изучение процесса сорбции ионов Cs, а также подтверждение селективных свойств сорбента путем сорбции ионов цезия из многокомпонентных растворов с высоким содержанием конкурирующих ионов калия и натрия.

Материалы и методы исследований. Формирование фазы ферроцианида калия-меди (ФЦ К-Сu) на поверхности исходных полиакрилонитрильных волокон проводилось как описано ранее [11]. Морфологию волокон до и после синтеза исследовали с помощью сканирующего электронного микроскопа Jeol JSM-6490 LV с энерго-

дисперсионной приставкой INCA Wave (UK, Oxford), которую использовали для микроанализа. Перед исследованием образцы напыляли золотом. Инфракрасные (ИК) спектры снимали на ИК-Фурье спектрометре Spectrum 100 (PerkinElmer) в режиме нарушенного полного внутреннего отражения.

Исследование сорбции ионов цезия на композитных волокнах проводили в статических условиях. В серию пробирок помещали синтезированные волокна (0,05 г), добавляли 15 мл раствора стабильного цезия (CsCl) с начальной концентрацией C_0 и выдерживали заданное время при комнатной температуре. Раствор отфильтровывали через бумажный фильтр “синяя лента” и определяли в нем концентрацию цезия с помощью атомно-абсорбционного спектрофотометра (модель AA-8500, Nippon Jarrell Ash Co Ltd., Япония).

Адсорбцию цезия (A_{Cs} , мг/г) рассчитывали по формуле:

$$A_{Cs} = \frac{(C_0 - C_\tau) \cdot V}{m}$$

где C_0 , C_τ — исходная и текущая концентрации цезия в исследуемом растворе, соответственно, мг/л; V — объем раствора, л; m — масса сорбента, г.

Эффективность адсорбции, или степень извлечения цезия из раствора (E , %) определяли как

$$E = \frac{C_0 - C_\tau}{C_0} \cdot 100$$

Химическую стабильность композитных волокон определяли в кислых (pH ~2) и щелочных (pH ~12) растворах, которые готовили путем добавления нескольких капель концентрированной кислоты (HCl) или щелочи (NaOH) к исходному раствору хлорида цезия.

Все используемые реагенты были марки “хч” или “осч”. Для приготовления растворов использовали дистиллированную воду. Ряд сорбционных экспериментов проводили в щелочном растворе при pH 9,2 (боратный буфер), который готовили путем растворения соли тетрабората натрия в воде (концентрация 0,05 моль/л).

Результаты исследований. Исходными волокнами для синтеза композитных сорбентов с активной фазой ферроцианида калия-меди (ФЦ К-Сu) служили модифицированные полиакрилонитрильные волокна с карбоксильными группами. После синтеза кремовый цвет исходных ПАН волокон изменился на темно-коричневый. Микрофотографии исходного и композитного волокна, полученные с помощью сканирующего электронного микроскопа, представлены ниже (рисунок 1, а, б). Ре-

зультаты микроанализа (рисунок 1, в) в отмеченной области на поверхности композитного волокна показывают элементы K, Cu, Fe, C, N, соответствующие составу ферроцианида калия-меди.

Образование ферроцианидной фазы на поверхности волокон подтверждается также данными ИК-Фурье спектроскопии. В спектрах композитных волокон (рисунок 2, 2) присутствует интенсивная полоса поглощения при волновом числе 2090 см^{-1} , соответствующая области валентных

колебаний C-N группы, координированной с металлом, что указывает на наличие комплексного иона $[\text{Fe}(\text{CN})_6]^{4-}$ [16].

Результаты адсорбции ионов цезия из щелочного раствора ($\text{pH} \sim 9,2$) на композитные ПАН волокна с фазой ферроцианида калия-меди в зависимости от времени (рисунок 3) показывают, что равновесие в системе устанавливается в первые 15 минут сорбции и не меняется затем в течение длительного времени.

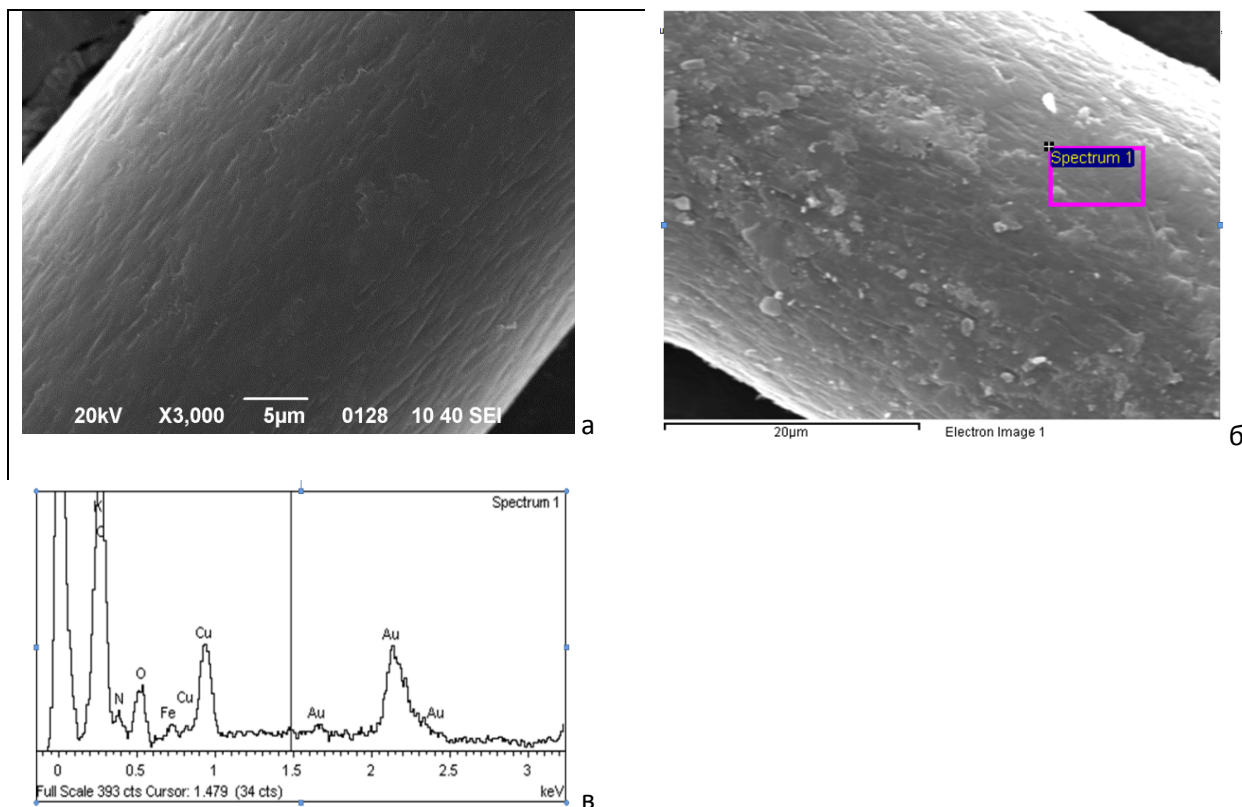


Рисунок 1. Микрофотографии поверхности исходного ПАН волокна (а), композитного ПАН волокна (б) и результаты микроанализа области, отмеченной на поверхности композитного волокна (в)

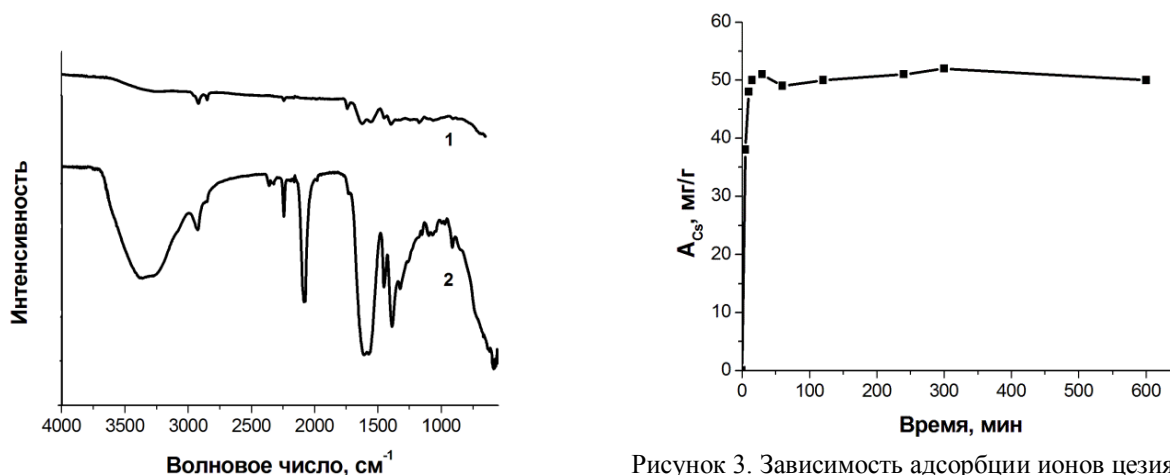


Рисунок 2. ИК спектры исходных ПАН волокон (1) и композитных ПАН волокон с фазой ФЦ К-Сu (2)

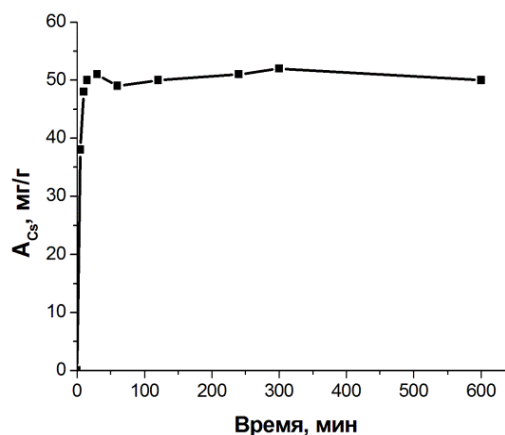


Рисунок 3. Зависимость адсорбции ионов цезия на композитные ПАН волокна с фазой ФЦ К-Сu от времени. $C_0 = 223\text{ мг/л}$, $\text{pH} = 9,2$.

Известно, что сорбенты на основе нерастворимых двойных ферроцианидов эффективно погло-

щают цезий из сложных растворов в широком диапазоне pH [17]. При этом адсорбция возрастает с увеличением pH от 2 до 5 - 7 с последующим небольшим ростом (или стабильным значением) вплоть до pH 9 - 10. Было показано, что пониженные значения адсорбции в кислых растворах связаны с конкурирующей адсорбцией между ионами H^+ и Cs^+ . При низких (pH < 2) и высоких (pH > 11-12) значениях pH происходит разложение ферроцианидов и адсорбция резко падает.

На рисунке 4 представлены значения адсорбции цезия на синтезированные композитные волокна при различных значениях pH. Видно, что адсорбция минимальна в кислом растворе (pH ~ 2). Максимальное количество цезия было извлечено композитными волокнами из нейтрального раствора (pH ~ 7). С увеличением pH до 12 адсорбция немного снижается.

Уменьшение адсорбции в диапазоне pH 7 – 12 можно объяснить несколькими причинами: (1) в щелочном растворе происходит разложение ферроцианидной фазы; (2) при увеличении pH в щелочной области происходит вытеснение ионов цезия, сорбированных карбоксильными группами модифицированных ПАН волокон, ионами натрия.

Для выяснения причины уменьшения адсорбции в щелочном диапазоне была исследована химическая стабильность синтезированных композитных волокон в кислых (pH ~ 2) и щелочных (pH ~ 12) растворах путем сопоставления результатов адсорбции после одно- и десятидневных сорбционных экспериментов. Если композитные волокна являются химически нестабильными, то адсорбция после 10 дней их нахождения в агрессивной среде будет меньше однодневной адсорбции вследствие разложения ферроцианидной фазы и выделения ранее адсорбированного цезия в раствор.

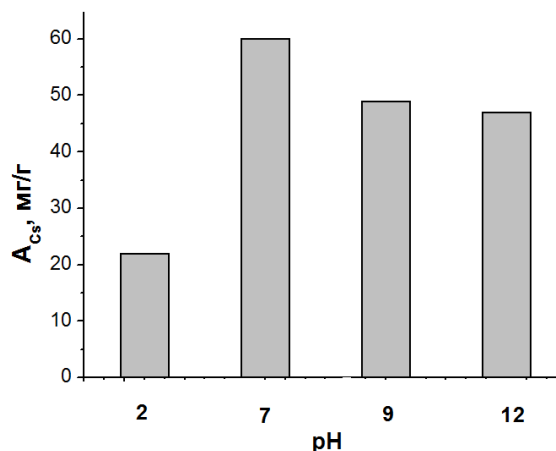


Рисунок 4. Зависимость адсорбции ионов цезия на композитные ПАН волокна с фазой ФЦ К-Си от pH раствора. $C_0 = 223$ мг/л.

Согласно результатам исследования, представленным на рисунке 5, адсорбция как в кислых, так

и щелочных растворах после однодневных экспериментов практически не отличается от адсорбции после десятидневных экспериментов, что позволяет сделать вывод о химической стабильности синтезированных композитных волокон как в кислых (до pH ~ 2), так и щелочных (до pH ~ 12) средах. Косвенным подтверждением химической стабильности композитных волокон также служат факты отсутствия изменения цвета композитных волокон, а также отсутствие осадка в реакционных колбах.

Модифицированные ПАН волокна, использованные в качестве матрицы для синтеза композитов, содержат карбоксильные группы, которые могут принимать участие в сорбционном процессе. В кислой среде слабые карбоксильные группы находятся в неионизованной форме и не принимают участия в адсорбции (ионообменном процессе). С ростом pH (pH > 4) карбоксильные группы переходят в ионизированную форму и уже могут адсорбировать ионы цезия. Однако, с увеличением pH происходит увеличение концентрации ионов натрия в растворе, поэтому с увеличением pH в щелочной области значение адсорбции цезия может уменьшаться за счет вытеснения ионов цезия, сорбированных карбоксильными группами модифицированных ПАН волокон, ионами натрия.

Таким образом, представленные результаты позволяют предположить, что уменьшение адсорбции цезия синтезированными композитными волокнами при увеличении pH от 7 до 12 связано с участием карбоксильных групп ПАН волокон в сорбционном процессе.

Похожие результаты были получены и для композитных ПАН волокон с фазой ферроцианида калия-никеля [14].

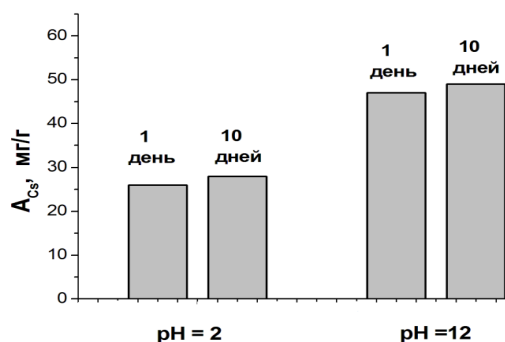


Рисунок 5. Адсорбция ионов цезия на композитные ПАН волокна с фазой ФЦ К-Си из кислых и щелочных растворов после одно- и десятидневных экспериментов. $C_0 = 223$ мг/л.

На рисунке 6 представлена зависимость адсорбции и эффективности адсорбции ионов цезия от

дозы (соотношения между жидкой и твердой фазами в растворе). Видно, что с увеличением дозы композитных волокон от 0,03 до 0,1 г, добавленных в очищаемый раствор ($V = 15$ мл), адсорбция уменьшается от 56 до 32 мг/г, в тоже время, эффективность адсорбции увеличивается от 51 до 97 %.

Были исследованы зависимость адсорбции и эффективность адсорбции ионов цезия из щелочного раствора ($pH = 9,2$) на синтезированные композитные волокна в зависимости от начальной концентрации цезия в растворе (рисунок 7) после сорбции 24 ч. Видно, что в широком диапазоне начальных концентраций (от 46 до 310 мг/л) эта зависимость почти линейная – с увеличением C_0 происходит увеличение адсорбции. В то же время, с увеличением C_0 эффективность адсорбции цезия композитными волокнами уменьшается. Так, эффективность адсорбции при $C_0 = 46$ мг/л составля-

ет ~100,0 %, при $C_0 = 89$ мг/л - 98,5 %, а при $C_0 = 310$ мг/л, E уменьшается до 61,0 %.

Такая тенденция интересна тем, что позволяет рассматривать синтезированные волокна в качестве перспективных сорбентов для селективного выделения радионуклидов цезия (^{134}Cs , ^{137}Cs) как из природных вод, так и из низкоактивных ЖРО, где концентрация этих радионуклидов чрезвычайно низка.

Для подтверждения способности синтезированных композитных волокон селективно извлекать ионы цезия из мультикомпонентных растворов, содержащих конкурирующие цезию ионы калия и натрия, были проведены исследования по сорбции Cs из дистиллированной воды и высокоминерализованного раствора, приготовленного на основе рапы из лимана Куяльник (Одесса).

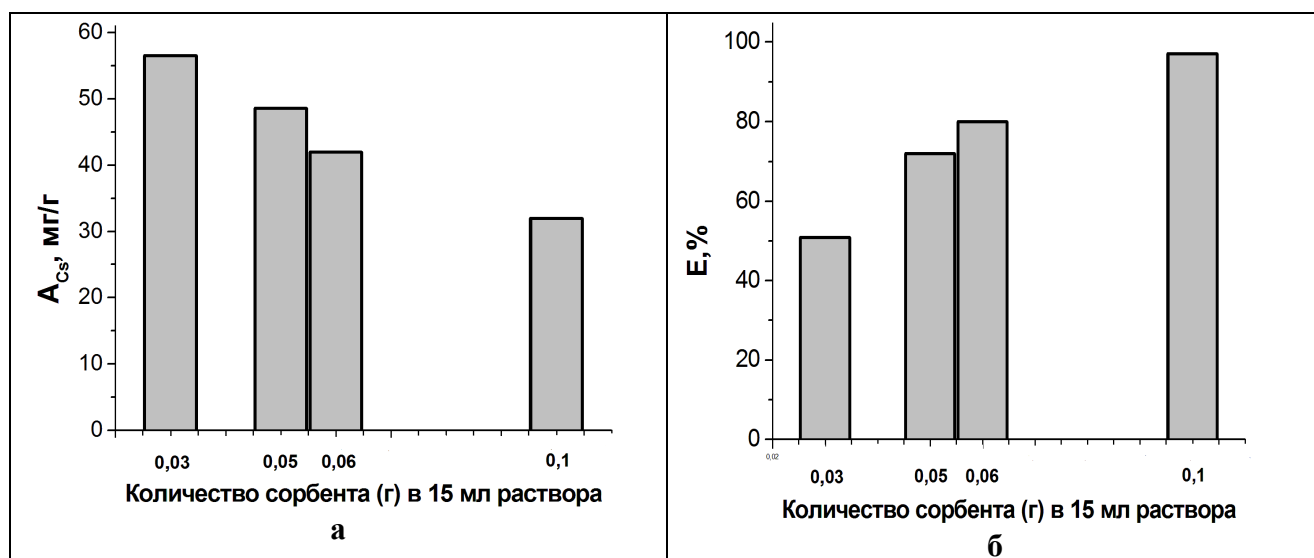


Рисунок 6. Зависимость адсорбции (а) и эффективности адсорбции (б) ионов цезия от количества композитных ПАН волокон с фазой ФЦ К-Си, добавленных в очищаемый раствор $C_0 = 223$ мг/л; $pH = 9,2$; $V = 15$ мл.

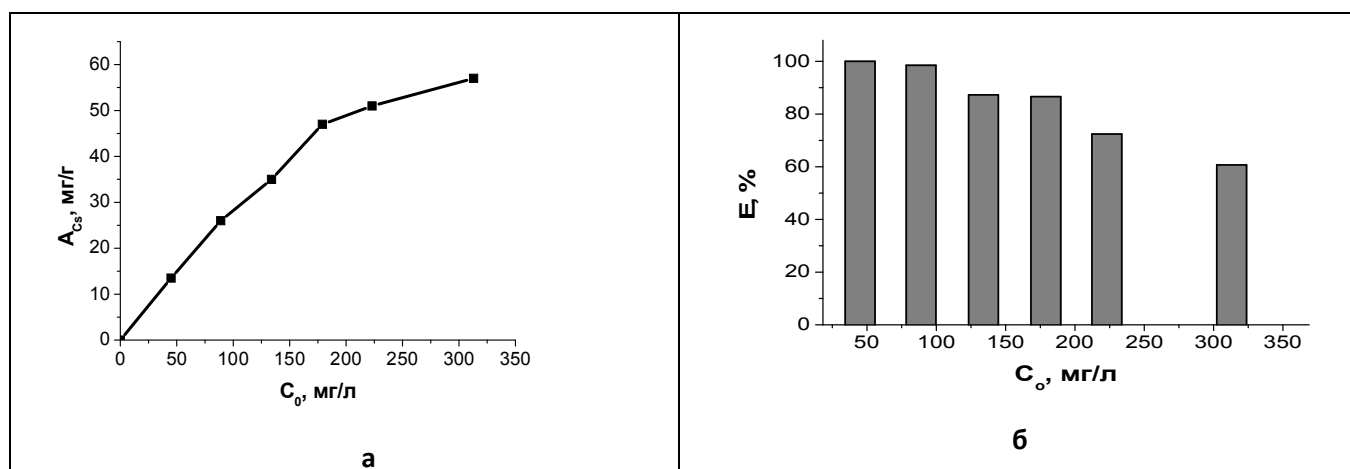


Рисунок 7. Зависимость адсорбции (а) и эффективности адсорбции (б) ионов цезия на композитные ПАН волокна с фазой ФЦ К-Си от начальной концентрации цезия в растворе ($pH = 9,2$).

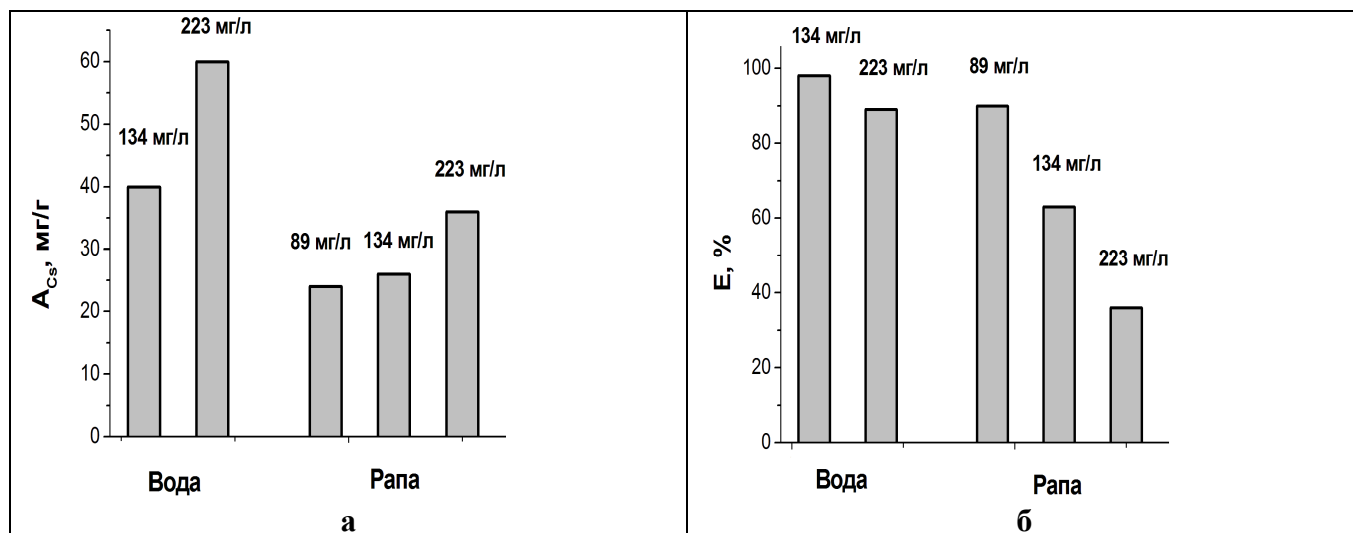


Рисунок 8. Зависимость адсорбции (а) и эффективности адсорбции (б) ионов цезия на композитные ПАН волокна с фазой ФЦ К-Си в растворах на основе дистиллированной воды и рапы из лимана Куяльник (pH ~ 7)

Конкурирующими ионами для цезия при сорбции из мультикомпонентных растворов являются ионы калия и, в значительно меньшей степени, натрия. Хотя механизм селективности цезия в нерастворимых ферроцианидах дискутируется, в большинстве работ показано, что только гидратированные катионы малого радиуса, такие как K, Rb, Cs и NH_4 , могут проникнуть в кристаллическую решетку ферроцианидов, в то время как гидратные формы ионов большего радиуса (Li, Na, двухвалентные металлы) сорбируются ими в малых количествах [6-10, 17].

По данным работы [18], вода (рапа) лимана Куяльник (ЛК) имеет хлоридный магниевонатриевый состав с суммарной минерализацией 94 - 132 г/л, и pH - 7,2 - 7,8. Основными составляющими рапы являются следующие компоненты, мг/л: анионы Cl^- (60529 - 86550), HCO_3^- (229 - 337), SO_4^{2-} (3183 - 4410); катионы $Na^+ + K^+$ (22951 - 34644), Mg^{2+} (4957 - 7470), Ca^{2+} (1425 - 2012). Присутствуют также и другие микрокомпоненты, как Br, F, B, Pb, Cd, Cu, Zn, V, Cr, Hg, кремневая кислота, фенолы, гуминовые кислоты, жирные кислоты, полисахариды. Данных по содержанию стабильного цезия в рапе приведено не было. Нами содержание цезия в рапе не определялось.

Были приготовлены растворы с pH ~ 7 на основе дистиллированной воды и рапы из лимана Куяльник. В колбы с дистиллированной водой и рапой были добавлены 2, 3 или 5 мл исходного раствора цезия ($C_0 = 670$ мг/л). После 24 ч сорбции определяли адсорбцию и эффективность адсорбции на композитные волокна (рисунок 8).

В приготовленных растворах на основе рапы воды имеется существенный избыток ионов калия и натрия по отношению к ионам цезия. По грубым расчетам (без учета возможного собственного цезия в исходной рапе), соотношения ионов цезия к

сумме ионов натрия и калия составляют ~ 1/1330 для $C_0 = 89$ мг/л, 1/800 для $C_0 = 134$ мг/л и 1/650 для $C_0 = 223$ мг/л.

Согласно данным, представленным на рисунок 8, можно видеть, что для растворов как на основе дистиллированной воды, так и рапы из лимана Куяльник сохраняется тенденция, отмеченная при обсуждении данных, представленных на рисунке 6: с увеличением C_0 происходит увеличение адсорбции, в то же время эффективность адсорбции ионов цезия композитными волокнами уменьшается с увеличением C_0 . Однако видно, что адсорбционные параметры в растворах на основе рапы меньше по сравнению с растворами на основе дистиллированной воды. Это связано с влиянием конкурирующих ионов калия и натрия. Тем не менее, композитные волокна демонстрируют высокую селективность при сорбции ионов цезия из мультикомпонентных растворов в присутствии значительного избытка конкурирующих ионов калия и натрия.

Похожие результаты были получены и для композитных ПАН волокон с осажденным слоем ФЦ К-Ni [14].

Выводы

Рассмотрен перспективный метод синтеза новых композитных волокон для селективного извлечения цезия из загрязненных вод путем *in situ* формирования фазы ферроцианида калия-меди на поверхности модифицированных ПАН волокон. Результаты электронно-микроскопического и инфракрасного исследований подтверждают формирование ферроцианидной фазы на поверхности волокон.

Сорбционные эксперименты с использованием

стабільного цезія показали, що композитні ПАН волокна:

- характеризуються високою швидкістю сорбції, показують рН-залежний характер сорбції з найвищими значеннями адсорбції в нейтральних розчинах;
- мають високу хімічну стабільність як в кислих, так і щелочних розчинах;
- характеризуються високою селективністю відносно іонів цезія в присутності значущого надлишку конкуруючих іонів калію і

натрія.

Синтезовані волокна можуть бути рекомендовані для виділення радіоізоотопів цезія з забруднених вод (природних і технологічних), а також для очищення низько- і середньоактивних ЖРО з високим вмістом конкуруючих іонів калію і натрія. По своїх параметрах композитні ПАН волокна з ФЦ К-Сі схожі на композитні волокна з осадженим шаром ФЦ К-Ні.

Список использованной литературы

1. Sebesta F., John J., Motl A., Stamberg K. Evaluation of Polyacrylonitrile (PAN) as a Binding Polymer for Absorbers Used to Treat Liquid Radioactive Wastes // SAND95-2729. – 1995.
2. Sebesta F., John J., Motl A. Phase II. Report on the Evaluation of Polyacrylonitrile (PAN) as a Binding Polymer for Absorbers Used to Treat Liquid Radioactive Wastes // SAND96-1088. – 1996.
3. Sebesta F. Composite sorbents of inorganic ion-exchangers and polyacrylonitrile binding matrix // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 1997. Vol. 220 (1). – P. 77–88.
4. Sebesta F., John J., Motl A. Development of Composite Ion Exchangers and Their Use in the Treatment of Liquid Radioactive Wastes // In IAEA-TECDOC-947. – 1997. – P. 97–103.
5. John J., Sebesta F., Motl A. (1999) Application of New Inorganic-Organic Composite Absorbers with Polyacrylonitrile Binding Matrix for Separation of Radionuclides from Liquid Radioactive Wastes. In: Choppin G.R., Khankhasayev M.K. (eds) Chemical Separation Technologies and Related Methods of Nuclear Waste Management. NATO Science Series (Series 2: Environmental Security), Vol 53. Springer, Dordrecht. – P. 155–158
6. Moon J.-K., Kim K.-W., Jung C.-H. et al. Preparation of organic-inorganic composite adsorbent beads for removal of radionuclides and heavy metal ions // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2000. – Vol. 246(2). – P. 299 – 307.
7. Nilchi A., Khanchi A., Atashi H., Bagheri A., Nematollahi L. The application and properties of composite sorbents of inorganic ion exchangers and polyacrylonitrile binding matrix // J. Hazard. Mater. – 2006. – Vol. 137. – P. 1271 – 1276.
8. Johnson B.E., Santschi P.H., Addleman R.S. et al. Collection of fission and activation product elements from fresh and ocean waters: A comparison of traditional and novel sorbents // Appl. Radiat. Isot. – 2011. – Vol. 69(1). – P. 205 – 216.
9. Kamenik, J., Dulaiova, H., Sebesta, F. et al. Fast concentration of dissolved forms of cesium radioisotopes from large seawater samples // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2013. – Vol. 296(2). – P. 841 – 846.
10. Vincent T., Vincent C., Guibal E. Immobilization of Metal Hexacyanoferrate Ion-Exchangers for the Synthesis of Metal Ion Sorbents – A Mini-Review // Molecules. – 2015. – Vol. 20. – P. 20582 – 20613.
11. Bondar Yu., Kuzenko S., Han D.-H. Development of novel nanocomposite adsorbent based on potassium nickel hexacyanoferrate-loaded polypropylene fabric // Nanoscale Res. Lett. – 2014. – Vol. 9. – P. 180.
12. Бондарь Ю.В., Коромысличенко Т.И. Композитний адсорбент на основі поліпропіленових волокон з осадженим шаром ферроціаніда калію-нікеля для концентрування ^{137}Cs із забруднених вод // Збірник наукових праць ДУ «ІГНС НАН України». – 2016, Вип. 25. – С. 56 – 63.
13. Ю. В. Бондарь, С. В. Кузенко, Н. В. Александрова, Т. И. Коромысличенко. Новые композитные волокна для селективного извлечения цезия из высокосолевых растворов // Ядерна енергетика та довкілля. 2014. – Вип. 3(1). – С. 50 – 55.
14. Бондарь Ю. В., Кузенко С. В., Сливинский В.М., Коромысличенко Т. И. Новые композитные волокна для очистки природных и сточных вод от радионуклидов цезия // Ядерна фізика та енергетика. 2017. – Т. 18 (1). – С. 106 – 114.
15. Mimura H, Lehto J, Harjula R: Chemical and thermal stability of potassium nickel hexacyanoferrate (II). J. Nucl. Sci. Technol. 1997. – Vol.34 (6). – P. 582-587.
16. Накамото К. Инфракрасные спектры неорганических и координационных соединений. – М.: Мир, 1991. – 536 с.
17. Тананаев И. В., Сейфер Г. Б., Харитонов Ю. Я. и др. Химия ферроцианидов. – М.: Наука, 1971. – 320 с.
18. Эннан А. А., Шихалеева Г. Н., Бабинцев С. К. и др. Особенности ионно-солевого состава воды Куяльницкого лимана // Вісник ОНУ. Хімія. – 2006. – Т. 11 (1–2). – С. 67 – 74.

Получено 17.10.2017

УДК 621.039:659.3:621.311.25 :657.6.504

*С. І. Азаров¹, О. С. Задунай², В.М. Євланов³*¹*Інститут ядерних досліджень НАН України, м. Київ, Україна*²*Державний науково-дослідний інститут спеціального зв'язку та захисту інформації, м. Київ, Україна*³*Державний науково-технічний центр з ядерної та радіаційної безпеки м. Київ, Україна*

МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ ЕКОЛОГІЧНОГО АУДИТУ АЕС

Обґрунтовано методологічні основи екологічного аудиту АЕС. Систематизовано основні завдання та принципи екологічного аудиту. Запропоновано основні розрахунки показників еколого-економічних процесів, що дає можливість екологічному аудиту визначити і оцінити обґрунтованість використання розробленої методології. Показано можливість використання еколого-економічних показників, що підтверджують об'єктивність і достовірність проведення екологічного аудиту.

Ключові слова: екологічний аудит, АЕС, екологічна безпека, інформаційна експертна система, ГІС-технології.

Вступ. В усьому світі сьогодні досить широко постає питання екологічної безпеки АЕС оскільки загальний стан екологічної безпеки в Україні є досить складним.

Існує широке різноманіття чинників (як природного, так і антропогенного характеру), які спричиняють в подальшому ускладнення її стану у просторово-часовому аспекті. Це в значній мірі впливає на довкілля та призводить до погіршення умов життєдіяльності.

Тому існує нагальна потреба комплексного вивчення та розв'язання проблем, пов'язаних з екологічною безпекою.

Актуальність питання про необхідність вдосконалення економічного механізму захисту довкілля від впливу АЕС, які мають екологічний і техногенно-небезпечний характер у даний час продиктовано рядом обставин.

По-перше, у зв'язку із зростанням шкідливого радіаційно-небезпечного виробництва і кількості екологічно-небезпечних радіаційно-небезпечних відходів (РАВ) та їх утилізації, а також впливом його на природне середовище, і по-друге, загрозу виникнення радіаційно - небезпечних аварій. Крім того необхідно враховувати, що при виникненні необхідності економічних витрат на ліквідацію негативних наслідків від аварії на АЕС, що буває більше ніж затрати на підтримку, своєчасного попередження та проведення всебічного моніторингу (або контролю) радіаційного стану навколо діючих АЕС та оцінки екологічного стану. Тому, екологічний аудит АЕС є важливим інструментом в системі національної безпеки країни.

Для обмеження негативного впливу АЕС на стан довкілля необхідно сформулювати відповідну ефективну систему екологічного контролю та аналізу, що перевірятиме виконання планів і заходів щодо раціонального природокористування, дотримання вимог українського екологічного законодавства та природоохоронних нормативів [1-7].

Вирішальне значення у розв'язанні цих проблем має науково обґрунтована система екологічного аудиту (ЕА). Окрім цього, у системі організаційно-економічних механізмів природокористування ЕА є засобом підвищення еколого-економічної ефективності діяльності на АЕС.

У 2004 році було прийнято Закон України "Про екологічний аудит", який є основним документом, що визначає основні правові і організаційні принципи здійснення екологічного аудиту і спрямований на підвищення еколого-економічної обґрунтованості та ефективності діяльності суб'єктів господарювання [8].

У 2004 році було створено Державний центр екологічної сертифікації Державного екологічного інституту Міністерства охорони навколишнього природного середовища України, який здійснює сертифікацію/реєстрацію екологічних аудиторів, екологічних аудитів і спрямований на підвищення екологічної обґрунтованості всіх суб'єктів господарювання.

Наказами Міністерства охорони навколишнього природного середовища України №27 від 29.01.2007р. було затверджено "Положення про ведення реєстру екологічних аудиторів та юридичних осіб, що мають право на здійснення екологічного аудиту" та № 121 від 27.03.2007р. – "Положення про сертифікацію екологічних аудиторів", якими замінили раніше затверджені накази №7 та №8 від 12.01.2005р.

На рівні Міністерства охорони навколишнього природного середовища України наприкінці 2005р. також було затверджено методичні рекомендації щодо підготовки, здійснення та оформлення звіту про ЕА, які розроблено відповідно до положень Законів України, інших нормативно-правових актів України, державних стандартів України ДСТУ ISO 19011-2003, ДСТУ ISO 14000-1997, з врахуванням рекомендацій Світового банку та положень Протоколу ЕА Європейського ба-

нку реконструкції та розвитку [9,10].

Разом з тим, питання щодо розробки адекватної українським реаліям процедури його проведення на АЕС залишається недостатньо висвітленими. У країнах Європейського Союзу ЕА є неодмінним елементом забезпечення реалізації екологічної політики, стратегії, вдосконалення систем екологічного управління, оцінки екологічної ефективності, запобігання негативному впливу на навколишнє природне середовище.

Отже потенціал ЕА в Україні в повній мірі було не реалізовано в зв'язку, насамперед, з проблемами законодавчої і нормативно-правової бази, відсутністю нового інструментарію для ведення аудиту, а також дефіцитом політичної волі держави до послідовної практичної реалізації екологічної політики з урахуванням рекомендацій ЄС.

Вирішальне значення у розв'язанні цих проблем має науково обгрунтована система ЕА. Окрім цього, у системі організаційно-економічних механізмів природокористування ЕА є засобом підвищення еколого-економічної ефективності діяльності суб'єктів господарювання.

Метою досліджень є розробка методичних засад перевірки діяльності АЕС в частині відповідності діючому законодавству України в сфері охорони навколишнього середовища і розпорядженням природоохоронних органів.

Методи і процедури екологічного аудиту. Екологічний аудит (аудит системи управління навколишнім середовищем) – це систематичний, документально оформлений процес перевірки об'єктивно отриманих і оцінюваних аудиторських даних для визначення відповідності або невідповідності критеріям аудиту визначених видів екологічної діяльності, умов, систем адміністративного управління або інформації щодо цих об'єктів, а також повідомлення оператору (екологу організації) результатів, які отримані в ході цього процесу.

Суть екологічного аудиту полягає в тому, що аудит є комплексним інструментом, здатним правильно оцінити фактори екологічної небезпеки і мінімізувати екологічні ризики функціонування АЕС.

Основні завдання екоаудиту АЕС, полягають у наступному[10] :

перевірці дотримання підприємством природоохоронного законодавства при здійсненні виробничої діяльності;

досягненні відповідності проведених підприємством екологічних операцій нормативним актам і достовірності статистичної (екологічної) звітності економічного суб'єкту;

обгрунтуванні екологічної стратегії та політики підприємства;

зниженні ризику виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних із забрудненням навколишньо-

го природного середовища;

здійсненні контролю виконання та оцінки ефективності природоохоронних заходів.

Екологічний аудит різних типів АЕС потребує обгрунтування методологічних засад, які включають об'єкт і предмет дослідження, сукупність специфічних методів і методик, критерії і процедури ЕА.

Загалом, методологія проведення такого аудиту для АЕС, заснована на:

- розумінні організації об'єкта аудиту як продукційної системи, що дає змогу представити знання у вигляді речень типу «якщо (умова), то (дія)»;

- процесному підході до оцінки діяльності організації шляхом аналізу основних виробничих технологічних процесів і забезпечення господарської діяльності підприємства, що виконуються із застосуванням відповідного обладнання, засобів, пристроїв і т.д. та впливають на навколишнє середовище;

- використанні результатів інвентаризації впливу на довкілля і джерел дії останнього на персонал, сировину, виробничі процеси, обладнання тощо; виробничого контролю (екологічного, земельного, поводження з відходами, стану атмосферного повітря та водних об'єктів і т.д.) і державного екологічного контролю, актів, висновків і приписів наглядових органів.

Об'єктом ЕА є господарська та інша діяльність, в тому числі і минула, пов'язана з використанням та впливом АЕС, на: землю, надра, ґрунти; поверхневі і підземні води; ліса та іншу рослинність; атмосферне повітря, озоновий шар атмосфери і навколоземний космічний простір, а також результати такої діяльності.

Предметом ЕА є промислові, технічні, фінансові і правові аспекти діяльності АЕС, що пов'язані з впливом на навколишнє середовище.

Суб'єктами ЕА є особи (фізичні та юридичні) й аудиторські фірми, які повноважним органом наділені правом надання екологічних послуг (у формі екологічного аудиту) підприємствам, організаціям, установам, територіальним органам управління.

В екоаудиті можна виділити чотири групи критеріїв.

По-перше, це правові норми, що регулюють проведення аудиту в Україні як виду підприємницької діяльності загалом та екологічного зокрема. Вони закріплюють ЕА як правову категорію та є основою правового регулювання аудиторської діяльності. Оскільки організаційні основи ЕА у вітчизняному законодавстві нерозвинені, до зазначеної групи критеріїв можливо віднести й міжнародні нормативні акти в цій сфері.

По-друге, залежно від особливості та масштабу екологічної діяльності АЕС, що перевіряється,

наявних аварій і надзвичайних ситуацій та подій, існуючої системи менеджменту та внутрішнього контролю визначаються етапи ЕА. На сукупність аналітичних процедур і застосовуваних методик впливає специфіка господарювання підприємства.

По-третє, це законодавчі акти України у сфері ядерної і радіаційної безпеки, екологічного права та нормативно-правові документи, що регулюють безпечну експлуатацію АЕС та об'єкти природокористування і навколишнього природного середовища.

По-четверте, це еколого-економічні показники об'єкта аудиту залежно від його специфіки та галузі діяльності.

Об'єкт, мета, завдання, принципи, функції та види ЕА, які визначає і встановлює аудитор, а також робоча документація в рамках кожної конкретної перевірки не повинні суперечити цій групі критеріїв.

Постановка конкретних цілей та завдань ЕА залежить від його обсягу й об'єкта, а також побажань замовника. Екологічний аудит як незалежна, комплексна, документована перевірка дотримання підприємством вимог у сфері охорони навколишнього природного середовища виконує попереджувальну та інформаційну функції. Так, він має попередити екологічні порушення, мінімізувати негативний вплив АЕС, на довкілля, надавати різним споживачам його результатів докладну інформацію про діяльність економічного суб'єкта в екологічній сфері.

Принципи ЕА можна розділити умовно на три групи:

- системо утворюючі (законність, повнота, структуризація, зворотний зв'язок);

- методологічні (наукова обґрунтованість, доказовість, вагомість, контекст сталого розвитку);

- якості та достовірності (незалежність, об'єктивність, вірогідність, безсторонність, конфіденційність, персональна відповідальність аудитора).

Принцип ефективності організації ЕА передбачає:

- попереднє знайомство з керівництвом підприємства та основними аспектами його господарської діяльності з метою виявлення найбільш значущих проблем і потенційних питань дослідження;

- адекватність застосовуваних методичних прийомів та способів проведення аудиту до вихідних даних і документації економічного суб'єкта.

Організація екоаудиту – тривала процедура, що передбачає розробку методологічних основ екологічного аудиту, визначення аудиторської стратегії, планування її застосування і контроль практичного проведення перевірки.

Основними стадіями екологічної перевірки є: планування аудиту; отримання аудиторських до-

казів; використання роботи інших осіб та контакти з керівництвом підприємства третіми сторонами; документування аудиту; узагальнення висновків, формування і висловлення думки про об'єкт перевірки.

Для початку проведення екологічної перевірки необхідно вибрати ефективний метод ЕА.

В екоаудиті АЕС, широко використовуються загальнонаукові і відповідні (специфічні) методи. До загальнонаукових методів належать: аналіз, синтез, індукція, дедукція, аналогія, моделювання, абстрагування, системний аналіз, функціонально-ціновий аналіз, причино - наслідковий аналіз.

Специфічні методи екоаудиту АЕС, наступні: екологічного балансу; експертних оцінок; еколого-економічних угруповань; матеріальних балансів і технологічних розрахунків; оцінка екологічної результативності і ефективності; спостереження; інспекції; оцінки. З методами екоаудиту пов'язані прийоми аудиторської перевірки (фото і відео зйомки; проведення натурних і лабораторних досліджень; інспектування виробничих об'єктів; аналіз документів; статистичне дослідження, тестування; прийоми економіко-математичних методів; логічна перевірка), які направлені на вирішення конкретної задачі та визначеному етапі використання методів.

Методологія досліджень ЕА – це сукупність прийомів, за допомогою яких оцінюється екологічний стан певних об'єктів і повинна забезпечувати найбільш ефективне досягнення мети і завдань ЕА.

Методологію організації ЕА можна поділяти за методом проведення перевірки (фактична і документальна) і за об'ємом даних, що перевіряються (суцільна і вибіркова). Методологію ЕА можна об'єднати в три групи.

За допомогою методичних прийомів першої групи визначають кількісний (контрольний огляд, перерахунок) і якісний екологічний стан АЕС, (документальна перевірка, перевірка правил дотримання обліку, інвентаризація, інспектування, перерахунок, перевірка дотримання правил обліку, підтвердження, усне опитування, простежування).

Аналітичні процедури використовуються при проведенні ЕА для другої групи:

- порівняння показників між звітними періодами; зіставлення залишків по рахунках за різні періоди;

- порівняння показників екологічної звітності з плановими і середніми показниками;

- оцінка співвідношень між різними статтями звітності та зіставлення їх з даними попередніх періодів;

- зіставлення еколого-економічних показників із середніми по підприємству і галузі;

- баланс сировини, матеріалів і виходу готової

продукції.

Прийоми третьої групи – це спеціальні методи ЕА, що застосовуються для вирішення нестандартних завдань, наприклад у ході оцінки екологічних зобов'язань підприємства. Спеціальні прийоми включають складання матриць, математичне моделювання та являють собою оцінку минулого, нинішнього і майбутнього стану об'єктів аудиту, логічне завершення процесу зіставлення: спеціальні прийоми, картування, матриця Леопольда, екологічний баланс (Рейнська модель), орієнтовані графі, математичне моделювання, комп'ютерна обробка даних.

Окремі методи, наприклад інвентаризація токсичних відходів, дають змогу не тільки переконатися в наявності, але й визначити умови зберігання, порядок обліку та документального оформлення об'єктів інвентаризації. Для визначення вартості робіт необхідно визначити сферу та обсяг ЕА.

Сфера ЕА включає аналіз загальних даних про об'єкт (місце розташування; організаційно-штатна структура адміністративного управління; вид основної діяльності; технології виробництва; організація діяльності у сфері природокористування, охорони навколишнього середовища, гарантування енергетичної та екологічної безпеки).

Обсяг ЕА – це сукупність взаємопов'язаних аудиторських процедур, задокументованих правилами, стандартами екоаудиторської діяльності, застосування яких є обов'язковим відповідно до плану і програми аудиту для збору аудиторських доказів і підготовки екоаудиторського звіту та досягнення мети в конкретних умовах його проведення.

Практичне впровадження ЕА, як інструменту системи екологічного менеджменту, передбачає забезпечення зниження витрат на екологічні платежі й штрафи, підвищення ефективності управління, іміджу підприємства, його конкурентоспроможності та інвестиційної привабливості.

В результаті дослідження різних суб'єктів господарювання необхідно виявить:

рівень інвестування коштів у сферу охорони довкілля;

пріоритетне використання коштів на поточні ремонти, а не витрати капітального ремонту;

видатки на охорону навколишнього природного середовища за рахунок бюджетних коштів;

обсяг капітальних витрат виробництва тощо.

Найдоцільнішим для контролю за розвитком проблем загальної безпеки при експлуатації АЕС, - є використання цільових показників ЕА на об'єкті екоаудитування.

До них відносяться: ресурсоемність, енергоемність, матеріалоемність, водоемність, відходоемність, екологоемність, екологічна фондоємність, екологічна капіталоемність, наукоємність тощо.

Ці показники дають змогу оцінити техніко-економічний, організаційний і екологічний рівень господарювання, використання природних ресурсів, технологічну ефективність та ефективність використання основних фондів, економічний збиток та можливість зменшення його величини.

Існують наступні види екоаудиту АЕС відповідності, управління, постачання, нерухомості, поводження з відходами території, енергопостачання, стратегічний, страховий, накопичення збитків, інвестиційний, тощо. Екологічний аудит може бути обов'язковим та ініціативним.

Визначають наступні типи аудиторів ЕА: внутрішні аудитори – аудитори першої сторони (штатні співробітники підприємств); зовнішні аудитори – аудитори другої сторони (співробітники організацій, зацікавлених в діяльності компанії, на якій проводиться аудит, наприклад, споживачі або інші особи від їх імені) і аудитори третьої сторони – співробітники зовнішніх незалежних організацій, які проводять сертифікацію або реєстрацію на відповідність вимогам ДСТУ ISO 19011:2003, ISO 9001 або ISO 14001 [11-15].

Зараз в країнах Європейської співдружності однією з умов розвитку промислових підприємств є дотримання екологічних норм, що підтверджується різними документами (національними стандартами України ДСТУ ISO 19011:2012 «Настанови щодо здійснення аудитів систем управління (ISO 19011:2011, IDT)», ДСТУ ISO 14001:2006 «Системи екологічного керування. Вимоги та настанови щодо застосування (ISO 14001:2004, IDT)», ДСТУ ISO 14004:2006 «Системи екологічного управління. Загальні настанови щодо принципів, систем та засобів забезпечення (ISO 14004:2004, IDT)» та ДСТУ ISO 14015:2005 «Екологічне керування. Екологічне оцінювання виробничих об'єктів та організацій (ISO 14015:2001, IDT)», з урахуванням Рекомендацій Світового Банку та положень Протоколу екологічного аудиту Європейського Банку Реконструкції та Розвитку та нормативно-правових актів України.

Результатом ЕА є висновки (спостереження) аудиту як результат оцінки свідоцтв аудиту, які зібрані, на відповідність або невідповідність критеріям або на можливість покращення; висновки за результатами аудиту у вигляді вихідних даних, представлених аудиторською групою після розгляду цілей і всіх висновків аудиту. В основу досліджень покладене те, що проведення екологічного аудиту на підприємстві потрібно здійснювати з використанням сучасних технічних і інформаційних систем для контролю над параметрами навколишнього природного середовища та визначення їх зміни на основі проведення моніторингу (модель представлено на рисунку 1).

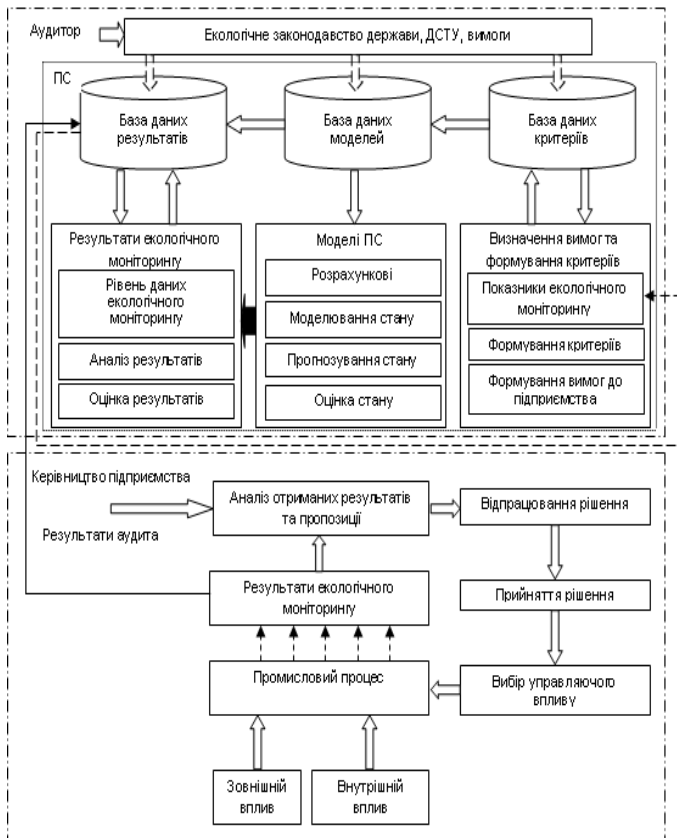


Рисунок 1. Структурна схема моделі проведення екологічного аудиту АЕС

Особливістю запропонованої моделі є проведення екологічного моніторингу з використанням геоінформаційних систем, які дають змогу враховувати: графічні матеріали забруднення території; рівні забруднення водних ресурсів у різні пори року; якість атмосфери і визначення кількості викидів у повітря; карти ґрунтів; міграцію хімічних елементів; дренажні системи і відкриті канали; топографічні карти місцевостей тощо [16].

В існуючу технологічну систему управління на АЕС запропоновано впровадити певні датчики контролю параметрів для постійного моніторингу екологічного стану.

Це дає можливість у разі критичної зміни екологічних параметрів повідомляти керівництво для прийняття рішення про проведення екологічного аудиту (внутрішнього), щодо визначення елементів виробництва, які впливають на екосистему регіону.

Для якісного врахування впливу необхідно сформулювати критерії та показники ефективності, за якими буде здійснено оцінювання впливу підприємства на навколишнє природне середовище. Результатами оцінювання АЕС є кількісна або якісна характеристика системи екологічного управління промисловими процесами.

Крім того, під час проведення екологічного аудиту АЕС виконують не тільки аналізування представленої динаміки зміни параметрів промислових

процесів, але і обґрунтовують використання додаткових критеріїв та показників, які дають змогу повніше оцінювати ефективність всієї діяльності підприємства.

Тому запропонований підхід доповнює існуючий підхід щодо проведення екологічного аудиту АЕС, на основі регламентуючої оцінки тих чи інших екологічних аспектів діяльності, відповідно висновками та рекомендаціями.

Екологічний менеджмент – це керування екологічними та *техногенно-небезпечними процесами*, яке забезпечує поєднання ефективного виробництва електроенергії з мінімальним впливом на природне навколишнє середовище.

Тому перш за все, необхідно удосконалити модель безпечного екологічного керування АЕС.

Це пов'язано з необхідністю зменшення впливу радіаційно небезпечних процесів на довкілля.

Структурна схема моделі керування представлена на рисунку 2.

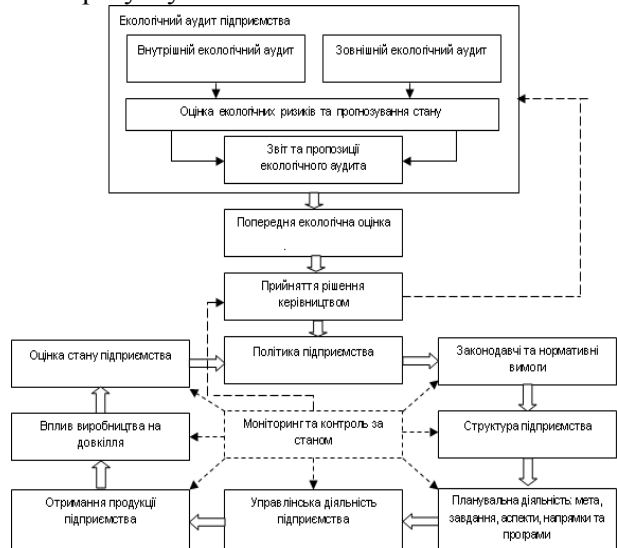


Рисунок 2. Структурна схема моделі екологічного керування на АЕС

Тому в основу моделі покладено визначення екологічних ризиків від АЕС та використано принцип постійного моніторингу за технологічним промисловим циклом зі своєчасним втручанням в екологічне керування АЕС для зниження радіаційних ризиків та впливу радіації на довкілля.

Обов'язковою умовою для своєчасного втручання в систему екологічного керування є проведення екологічного оцінювання. Метою такого оцінювання є збір необхідних даних про стан навколишнього природного середовища та їх аналізування для подальшої роботи системи в цілому. При цьому отримані дані вважають «початковими» або «встановленими», і порівнюють з даними, отриманими в наступних часових періодах. Підприємство повинно здійснювати постійний моніторинг і контроль за вимірюванням основних пара-

метрів тієї діяльності, яка може чинити істотний вплив на навколишнє природне середовище і стан людини. Тому для оцінювання виконання екологічних вимог підприємством здійснюють розрахунків за формулою [16]:

$$Q = \sum_{m=1}^z q_m h_m, \quad (1)$$

де q_m – значимість вимог;

h_m – ступінь виконання вимог підприємством;

m – кількість вимог.

Процедура оцінювання виконання екологічних вимог на АЕС має охоплювати всі сторони діяльності промислового процесу, починаючи з моменту надходження сировинних матеріалів (наприклад, твелів) і закінчуючи реалізацією готового продукту (наприклад, електроенергії) та всі аспекти, які так чи інакше можуть призводити до впливу на навколишнє середовище. Вони можуть стосуватися не тільки традиційних технологій, але і порядку інформування та навчання персоналу, взаємозв'язків із зовнішніми зацікавленими сторонами. Загальний перелік конкретних процедур, які підлягають документуванню, керівниками АЕС встановлює самостійно.

Екологічні показники характеризують процес виробництва, охоплює основну і допоміжну діяльність. Вони характеризують функціонування системи екологічного менеджменту та діяльність керівництва щодо поліпшення роботи всієї системи. Крім того, вони відображають інформацію про місцеві, регіональні, глобальні екологічні умови або стан навколишнього середовища в поточний момент часу. При цьому сукупні ризики на АЕС розглядають як суму ризиків техногенно-небезпечних процесів [17]:

$$R = \sum_{i=1}^n R_i, \quad (2)$$

де R_i – ризик i -го процесу;

n – кількість процесів.

Під ризиком i -го процесу розуміють суму ризиків, пов'язаних з екологічними аспектами (ЕА) даного процесу, які обчислюють як:

$$R = \sum_{j=1}^{L_i} r_{ij}, \quad (3)$$

де r_{ij} – ризик j -го екологічного аспекту i -го процесу, $j = \overline{1, L_i}$;

L_i – кількість екологічних аспектів i -го процесу.

При цьому ризик екологічного аспекту обчис-

люють за формулою:

$$r_{ij} = p_{ij} \times u_{ij}, \quad (4)$$

де p_{ij} – оцінка ймовірності перевищення нормативного показника для j -го екологічного аспекту i -го процесу;

u_{ij} – оцінка збитку від перевищення нормативного показника впливу j -го екологічного аспекту i -го процесу.

При одночасному впливі на навколишнє природне середовище декількох процесів, необхідно враховувати можливість прояву синергетичного ефекту. У цьому випадку ймовірність перевищення нормативного показника для двох спільних екологічних аспектів можна розрахувати як:

$$P_{ij} = P_{i1} + P_{i2} - P_{i1} \times P_{i2}, \quad (5)$$

Оцінку збитку від перевищення нормативного показника обчислюють як суму збитку довкілля. Загальний очікуваний збиток Z_{oz} визначають за формулою:

$$Z_{oz} = \sum_{j=1}^v Z_j, \quad (6)$$

де Z_{oz} – математичне очікування загального еколого-економічного збитку;

Z_j – математичне очікування екологічного збитку по ризику j -го екологічного аспекту.

Оцінку сукупності ризику розраховують відповідно до формул (2)–(6) та критеріїв стандарту ISO 14001 і оцінювання має проводитися періодично всієї системи екологічного менеджменту.

Всі процедури, їх результати, дані моніторингу тощо потрібно документувати. Запропонована модель діяльності у сфері екологічного керування АЕС може здійснити запобігання впливу на навколишнє природне середовище на основі постійного моніторингу і контролю за станом навколишнього природного середовища. Основні економічні вигоди запобігання впливу на навколишнє середовище та екологічного менеджменту визначаються різноманітними потенційними перевагами і додатковими можливостями, пов'язаними з подібною діяльністю.

Результати проведення екологічного аудиту повинні бути зведені в єдину базу даних, що дасть змогу відстежити і спрогнозувати поточну ситуацію, а також надасть можливість надавати чіткі висновки та рекомендації щодо впливу підприємства на довкілля та відносно гармонійне функціонування територій як складової частини регіону (див. рисунок 3).

Підвищення якості системи екологічного менеджменту на АЕС можна здійснити внаслідок ком-

плексування результатів від різних засобів екологічного спостереження і контролю з роботою геоінформаційних систем. Тому нами запропоновано новий підхід та розроблено механізми проведення екологічного аудиту АЕС з оцінкою його негативного впливу на довкілля.

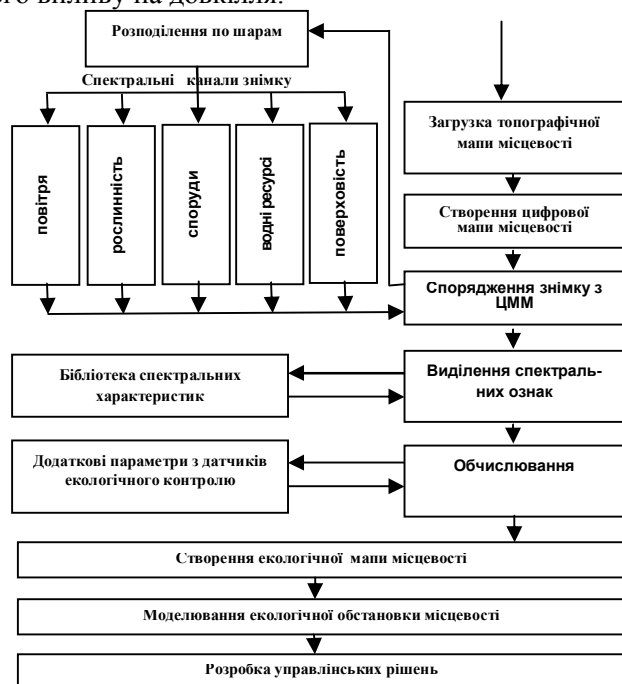


Рисунок 3. Структурна схема алгоритму проведення екологічного контролю параметрів на АЕС

Для здобуття об'єктивної інформації про стан та про рівень радіоактивного забрудненості довкілля АЕС необхідно мати надійні засоби та використовувати сучасні методи екологічного контролю. Для визначення впливу АЕС на стан навколишнього природного середовища необхідно порівнювати отримані результати з різних засобів контролю, у тому числі і дистанційних, з даними гранично допустимих викидів. А для підвищення об'єктивності отриманих результатів необхідні підвищення продуктивності, оперативності та регулярності вимірювань, збільшення масштабності охоплення одночасних технічних засобів контролю, а також автоматизація і оптимізація їх в технологічному процесі. Запропонований алгоритм проведення контролю екологічних параметрів для оцінювання радіаційного впливу на довкілля на основі аналізування виділених спектральних властивостей дає можливість здійснювати розпізнавання багато спектральних знімків процесів, що відбуваються. При цьому геоінформаційна система є система яка збирає, аналізує поточний стан на АЕС, а також проводить прогнозування екологічній ситуації (моделювання подій, що відбуваються), та виробляє за необхідності обґрунтовані управлінські рішення.

Практичне впровадження екологічного аудиту на АЕС. Аудиторський процес починається з

ухвалення рішення про необхідність проведення екоаудиту. Воно витікає з його можливості як одного з механізмів реалізації концепції стійкого розвитку. Саме це визначає його мету і завдання. Рішення приймається замовником. При цьому формування членів аудиторської комісії здійснюється на підборі провідних фахівців, що мають відповідну кваліфікацію і професійні знання, які володіють методикою екологічної оцінки, практичний досвід роботи у відповідній сфері не менше певного періоду, а також сертифікат на право проведення екологічного аудиту. Робота комісії базується на принципах компетентності, досвідченості, об'єктивності, незалежності, відвертості, чесності, знання в атомній енергетики.

Фахівці повинні мати вищу освіту, або спеціальні знання в проведенні екологічного аудитування АЕС і її геоекологічних особливостей не лише за документальною інформацією, але і по експериментальних даних. Особливістю проведення екологічного аудиту, є те що у разі потреби можливе залучення як консультантів висококваліфікованих фахівців інших сфер діяльності. Провідним методом роботи аудиторів є експертна оцінка, яка вважається в даний час загальнонауковим. В основу його полягає в дослідженні і вирішенні проблемних ситуацій професіоналами, спеціальними знаннями, що володіють, шляхом вибору найбільш аргументованих рішень.

Він застосовується, коли:

- неможлива експериментальна перевірка передбачуваного ходу процесу;
- є невизначені чинники, які не піддаються контролю;
- вирішення проблеми має багато варіантів;
- інформація, на основі якої приймається рішення, недостатньо повна. Крім того, в ході аудиторського дослідження використовуються також і конкретно-наукові методи.

В ході проведення екоаудиту АЕС збираються необхідні матеріали:

- результати польових досліджень;
- схеми генерального плану розвитку і функціонального зонування території;
- ландшафтна карта;
- дані комплексної оцінки геоекологічної ситуації в районі розміщення АЕС ;
- існуючий емпіричний і картографічний матеріал, що характеризує ґрунти, повітря, воду.

Радіаційний контроль в приміщеннях АЕС при проведенні ЕА включає :

- контроль потужності дози гамма-випромінювання в місцях, де проводяться роботи;
- контроль концентрації альфа- та бета-аерозолів в повітрі приміщень, де проводяться роботи та в повітрі на території промплощадки;
- контроль питомої та сумарної активності ну-

квідного складу аерозольних викидів в атмосферу;

- контроль потужності дози та питомої активності РАВ, які відправляють на захоронення;

- індивідуальний дозиметричний контроль зовнішнього та внутрішнього опромінення персоналу;

- контроль забруднення поверхонь приміщень, обладнання, спецодягу та кожних покривів персоналу;

- контроль рівня забруднення та активності зразків, які вивозяться за територію об'єкту;

- контроль за санітарною обробкою шкіряного покриву персоналу в санпропускнику з метою своєчасної та повної заміни спецодягу та засобів захисту.

В ході збору інформації за допомогою комплексного радіоекологічного моніторингу довкілля у районах розташування АЕС розв'язуються такі завдання [4, 6]:

- спостереження за всіма факторами впливу АЕС і станом довкілля;

- оцінка існуючого рівня забруднення елементів довкілля ;визначення чинників і шляхів їх впливу;

- створення моделей поведінки пріоритетних забруднювачів, у довкіллі і харчових ланцюжках;

- управління станом довкілля у районах розташування АЕС;

- визначення критичних елементів довкілля та критичних ланок у харчових ланцюжках з метою прогнозування рівня забруднення довкілля, дозових навантажень на населення, визначення критичних груп населення тощо.

Результати оцінки екологічного стану довкілля, в зонне впливу АЕС, отримане дані по комплексному радіоекологічному моніторингу, необхідно використовувати при розробці і ухваленні рішень щодо ступеня зниження радіаційного ризику або необхідності його обмеження.

Управління радіаційним ризиком здійснюється, виходячи з основних принципів забезпечення радіаційної безпеки: виправданість, не перевищення та оптимізація:

Елементи спостереження, збору і оцінки рівнів радіоактивного забруднення довкілля навколо АЕС повинен мати:

- районування території спостереження;

- формування мережі пунктів спостереження;

- вибір пріоритетних забруднюючих речовин;

- врахування особливостей джерела викиду, скидання та міграційних властивостей транспортуемого середовища;

- врахування балансу речовини;

- врахування властивостей забруднюючих речовин ;

- визначення запасу, розподілу забруднюючих речовин;

- визначення напряму міграції забруднюючих речовин;

- визначення місць накопичення забруднюючих речовин;

- застосування або побудова адекватних моделей міграції забруднюючих речовин;

- нормування рівнів забруднення або впливу;

- врахування сполученої дії забруднюючих речовин на довкілля;

- визначення критичних чинників і шляхів їх дії на довкілля;

- визначення критичних ланок трофічного ланцюжка;

- визначення критичних ланок у с/г природних ценозах;

- визначення критичних груп населення;

- визначення екологічної ємності екосистем або їх елементів ;

- визначення нормативів забруднення екосистем або їх елементів ;

- рекомендації щодо планування і проведення заходів, спрямованих на поліпшення екологічних характеристик і зниження радіаційного ризику;

- вибір рівнів втручання;

- вибір контрзаходів у разі надзвичайних ситуацій.

Структурно, алгоритм екологічного аудиту АЕС повинен включати:

- Аналіз існуючої ситуації і вибір пріоритетних напрямів, де розпочнеться процес реалізації екологічного аудиту.

- Вибір та обґрунтування етапів.

- Навчання персоналу і фахівців.

- Оцінку результативності екологічного аудиту, включаючи зміну ставлення, поведінки та посилення економічної відповідальності за вплив на навколишнє природне середовище.

- Інформування населення та активізацію участі громадськості.

- У цілому порядок проведення екоаудиту включає:

- планування аудиту на основі попереднього аналізу організації оцінки масштабу майбутніх робіт, а також визначення процедури, яку слід використовувати в процесі перевірки;

- аналіз і оцінку системи обліку і звітності в галузі охорони навколишнього природного середовища та використання природних ресурсів, системи діючих та планованих природоохоронних заходів;

- збір аудиторських доказів з метою оцінки відповідності діяльності економічного суб'єкта в сфері охорони навколишнього природного середовища та природокористування законодавчим і нормативним актам, а також перевірку їх достовірності;

- документальне оформлення аудиторських доказів, виклад підсумків перевірки у вигляді аудиторського звіту і висновку.

Залежно від специфіки та пріоритетності завдань, екоаудит АЕС може включати такі основні блоки:

- огляд стану навколишнього природного середовища (вода і водопостачання, енергозабезпечення та енергозбереження, забруднення атмосфери, ґрунту, сфера поводження з відходами, транспортне обслуговування, шум, біота, тощо);

- політику та програми в галузі охорони навколишнього природного середовища (оцінка стану екологічної політики і системи управління, фінансове регулювання);

- пропозиції щодо удосконалення екологічної політики на територіальному рівні.

Проведення ЕА може бути представлено, як поетапний алгоритм, який залежно від специфіки АЕС, складається з наступних етапів, (див. рисунок 4).

Нами пропонується новий інструментарій проведення екоаудиту АЕС, який складається з декількох етапів[16,17]:

Передаудиторський етап:

- ухвалення рішення про необхідність проведення ЕА;

- призначення аудиторської комісії і організація її роботи;

- визначення мети ЕА, кола питань, які розглядатимуться під час аудитування;

- розробка протоколу аудиту (порядку його проведення на підставі певної мети, кола питань і вихідної інформації), що включає перелік вимог, підходів, процедур, яких повинні дотримуватись аудиторів;

- підготовка плану ЕА, що включає три пункти: визначення персонального складу групи з розподілом функцій між її членами, графік проведення аудиту; план організаційно-технічних заходів щодо проведення аудиту;

- збори аудиторів у зв'язку з початком роботи (затвердження аудиторського колективу, розподіл обов'язків тощо);

- робота зі збору інформації і встановлення загальних положень про об'єкт екоаудиту.

Проведення екологічного аудиту (аналітичний етап) як науково-практичного виду діяльності, що передбачає комплексну геоecологічну оцінку території з елементами аналізу, територіальної організації, а також метою вироблення заходів по її стабілізації і забезпечення стійкого розвитку регіону. Висновки аудиторської діяльності знаходять своє відображення в звітній документації.

Етап аудиторської звітності. Підведення підсумків проведеної роботи і їх спільне обговорення: список попередніх результатів; завершальна нарада; підготовка і подача звіту про аудит; звіт перед замовником аудиту.

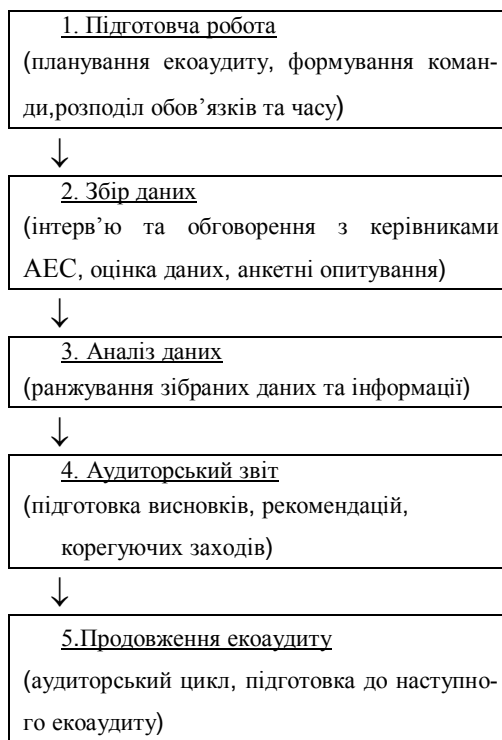


Рисунок 4 Етапи проведення екологічного аудиту на АЕС.

Аудиторська комісія може адресувати свої пропозиції до вище стоячих організацій та землекористувачам (землевласникам) цієї території в разі згоди замовника (окрім результатів обов'язкового зовнішнього аудиту).

Остаточні висновки, що фіксуються в аудиторському висновку, приймаються в ході спільного обговорення попередніх результатів аудиту і передаються замовникові. Разом з цим, екологічний аудит піднімає питання стратегічного розвитку як АЕС так і прилеглої території: розробки цільових програм, направлених на вирішення певних проблем, територіальних планів і схем розвитку, схем землекористування і тому подібне, тому результати аудиторської роботи за узгодженням із замовником можуть бути передані у відповідні вищестоящі інстанції. Оскільки замовник зацікавлений в аудиті, то питання примусовості реалізації висновків автоматично знімається. Він має право вільно розпоряджатися звітною документацією.

Отже, аудиторська комісія може виходити з рекомендаціями по організації механізму коадаптації в межах регіону і адресувати свої пропозиції вищестоящим організаціям не виходячи за рамки прямих інтересів.

З іншого боку, для підвищення якості проведення екологічного аудиту АЕС, в роботі розроблена нова методика особливістю якої є використання геоінформаційних технологій для проведення моніторингу і контролю за поточним станом та врахування впливу промислових процесів АЕС на довкілля, яка складається з:

1. Підготовча робота. Побудова екологічної системи управління АЕС на основі розробленої моделі. При цьому вирішується завдання щодо екологічно-економічної оцінки.

1.1. Постановка завдання ЕА, мета та основні напрямки проведення. Відповідно до вимог стандартів ДСТУ ISO 14001:2006 та ДСТУ ISO 14001:2005 щодо ідентифікації та визначення важливіших напрямків ЕА, перед підприємством виникає завдання оцінювання ступеня значимості ЕА і побудови рейтингу ЕА.

1.2. Визначають критерії та ставлять багатокритеріальну задачу оцінювання значимості екологічних аспектів, яка охоплює такі процедури:

1.2.1. Визначення для кожного критерію екологічного аспекту

порогового параметру (фіксованих значень, які визначають вимоги, за яких один екологічний аспект перевершує інший);

типи змінних (чіткий кількісний, нечіткий кількісний, лінгвістичний);

цілі (максимізація – великі значення критерію краще менших, мінімізація – менші значення краще великих);

1.2.2. Обчислення семантичної відстані (різниця між значеннями альтернатив);

1.2.3. Розрахунок ступеня переваги одного ЕА над іншим щодо кожного критерію.

1.2.4. Розрахунок позитивного ефекту.

1.2.5. Розрахунок інформаційної складової відповідно зазначеного критерію.

1.2.6. Розрахунок позитивного і негативного потоків (визначення підсумкового ранжирування екологічного аспекту).

2. Робота щодо збору інформації. Вибір методів збору інформації. Застосування методів та методик щодо отримання різних характеристик впливу промислового процесу на навколишнє природне середовище.

Проводять збір даних під час проведення екологічного аудиту на підприємстві з використанням геоінформаційних систем та здійснювати контроль параметрів навколишнього природного середовища та визначення його змін на основі проведення моніторингу. При цьому промислове підприємство поділяється за шарами впливу та заповнюється отриманими параметрами.

3. Оцінка результатів. На основі отриманих результатів проводять аналіз матеріалів аудиту і розробляють висновок аудиту щодо впливу промислового підприємства на навколишнє природне середовище.

3.1. Оцінюють ризики найбільш значущих екологічних аспектів.

Для аналізування значущих екологічних аспектів пропонується уточнення параметрів впливу АЕС на навколишнє природне середовище та за

необхідності прогнозування ситуації. Виявляють причини і джерела виникнення перевищення нормативних значень небезпечних чинників, а також наслідки або несприятливі події, до яких вони можуть призвести.

Після оцінювання ступеня значимості екологічного аспекту стає зрозуміло, які аспекти потребують подальшого аналізування з точки зору уточнення ймовірності їх реалізації та розміру збитку.

3.2. Оцінюють ймовірність перевищення нормативних значень екологічного аспекту за допомогою логіко-ймовірнісного методу.

На основі даних, отриманих в результаті аудиту, будують сценарії, що відображають причинно-наслідкові зв'язки між перевищеннями нормативного показника ЕА, джерелами та ініціувальними подіями.

Оцінку ймовірності перевищення нормативного екологічного аспекту розраховують за допомогою логіко-ймовірнісного методу, який охоплює такі етапи:

– побудова функції алгебри логіки з використанням операцій, кон'юнкції і диз'юнкції на основі сценаріїв перевищення впливів екологічних аспектів;

– побудова ймовірнісної функції на основі функції алгебри, логіки;

– розрахунок ймовірності перевищення нормативного показника впливу на навколишнє природне середовище за допомогою ймовірнісної функції.

3.3. Оцінюють ймовірність перевищення нормативних значень екологічних аспектів на основі порівняння та визначення критичності.

3.4. Оцінюють збитки від перевищення впливу екологічних аспектів на навколишнє природне середовище. Оцінку збитків від перевищення впливу екологічних аспектів розраховують як суму збитку навколишнього природного середовища.

Залежно від виду екологічних аспектів пропонується кілька варіантів оцінювання впливу на навколишнє природне середовище. Перевищення нормативних показників може бути пов'язано з забрудненням атмосфери, водних ресурсів, ґрунту, біологічних (у тому числі лісових масивів) ресурсів.

3.5. Оцінюють сукупний ризик підприємства.

4. Оформлення звіту. Оформлюють звіт для передавання його для вивчення керівництвом підприємства та подають пропозиції для подальшого використання їх щодо покращення екологічного менеджменту на підприємстві.

Результати та рекомендації проведеного екологічного аудиту доводяться до місцевих органів влади, які повинні зробити оцінку поточного стану навколишнього природного середовища, розробити відповідні коригувальні заходи і здійснити за-

пропоновані інструкції [18-21].

Спираючись на зарубіжний досвід розвитку екологічного аудиту, можна використовувати для збору інформації анкети та опитувальні листи огляду стану навколишнього природного середовища (огляд екологічних ефектів), анкети проведення аудиту щодо дотримання екологічних вимог (оцінка регіональної політики і програми в галузі охорони навколишнього середовища, системи екологічного управління, оцінка джерел фінансування тощо).

Висновки

Таким чином, завданням екоаудиту є пошук оптимальних шляхів поєднання економічного та екологічного регулювання діяльності АЕС. Його мета полягає у сприянні своєчасному запобіганню соціального та економічного збитку, що виникають внаслідок впливу АЕС на стан навколишнього природного середовища. Результуючим показником екоаудиту є надання достовірної та об'єктивної інформації, заснованої на ретельному аналізі численних факторів, що визначають міру співвідношення між економічною ефективністю експлуатації АЕС та якістю навколишнього природного середовища.

Екологічний аудит як і будь-який вид діяльності слід розглядати з позицій системного підходу, у центрі якого – незалежна аудиторська компанія, що здійснює перевірку екологічний аудитор або внутрішня служба підприємства, яка планує та

реалізовує екологічний аудит.

Отже, екоаудит – це не тільки процес контролю за вкладанням капіталу у відтворення виробництва на АЕС, а й універсальний інструмент, здатний мінімізувати негативний вплив від радіації на навколишнє природне середовище, сприяти ефективному використанню та відновленню природних ресурсів, а також підвищити інвестиційну привабливість АЕС.

Еколого-економічна оцінка технологічних процесів на АЕС дає можливість аудитору встановити контроль за використанням матеріально-технічних і природних ресурсів об'єкта аудиту і визначити рівень координованості та контрольованості складових системи екологічного менеджменту. На основі застосування певних показників та їх взаємодії, а також необхідного обсягу даних, що отримуються в процесі проведення ЕА, необхідно узгодити соціальні та еколого-економічні інтереси в суспільному виробництві. При проведенні екоаудиту АЕС необхідно впроваджувати нові методики на основі застосування сучасних ГІС-технологій та методів нечіткого логічного висновку для управління ЕБ в умовах невизначеності. На сьогоднішній день ГІС-технології дозволяють розглянути більш детальніше територію АЕС при нормальній експлуатації та його впливу на навколишнє природне середовище, а також відслідкувати екологічні наслідки від аварій.

Використання ГІС-технологій дають можливість провести моделювання та прогнозування наслідків та побудувати динамічну карту змін навколишнього природного середовища біля АЕС.

Список використаної літератури

1. Розпорядження Кабінету міністрів України від 17 жовтня 2007 р. № 880-р «Концепції національної екологічної політики України на період до 2020 року» // Офіційний вісник України. — 2007. — № 79. — С. 171–179.
2. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» № 1264-XII від 25.07.1991.
3. Закон України «Про екологічну експертизу» № 45/95-ВР від 09.02.1995.
4. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» №39/ 95-ВР від 08.02.1995
5. Закон України «Про дозвільну діяльність у сфері використання ядерної енергії» № 1370-XIV від 11.01.2000.
6. Закон України «Про захист людини від впливу іонізуючого випромінювання» № 15/ 98-ВР від 14.01.1998.
7. Постанова Кабінету Міністрів України "Про перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку" від 27 липня 1995 р. № 554 (Офіційний вісник України, 1995 р., № 32, стор. 132).
8. Закон України «Про екологічний аудит», м. Київ, 24 червня 2004 року №1862-IV. Відомості Верховної Ради (ВВР), 2004.
9. Міжнародний стандарт ISO14010: 1996(E). Керівні положення щодо здійснення екологічного аудиту. Загальні принципи. – 1997. – 6 с.
10. ДСТУ ISO 19011:2003 «Керівництво до здійснення аудитів систем управління якістю і (або) екологічного управління» // Держспоживстандарт України. – ДО., 2004. – 24с.
11. ISO 14004. Environmental management systems – General guidelines on principles, systems and supporting techniques (1996). Brussels:ISO, 1996.
12. ISO 14010 Guidelines for Environmental Auditing – Audit.
13. ISO 14011 Procedures – Part 1: Auditing of Environmental Management Systems Guidelines for Environmental Auditing.
14. ISO 14012 Qualification Criteria for Environmental Auditors.
15. ISO 14040 Life Cycle Assessment General Principles and Practices.
16. Коваль О.О. Екологічний аудит як інструмент оцінки та контролю за станом навколишнього природного

- го середовища підприємства / О.О. Коваль // Наука і техніка Повітряних Сил Збройних Сил України. – 2014. – № 4 (17). – С. 118-120. 17. Коваль О.О. Розробка моделі визначення екологічних ризиків на техногенно-небезпечних підприємствах / О.О. Коваль // Системи обробки інформації. – 2015. – № 1 (126). – С. 195-198.
18. Закон України «Про ратифікацію Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище в транскордонному контексті» № 534-XIV від 19.03.1999.
19. Закон України «Про ратифікацію Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля» № 832-XIV від 06.07.1999.
20. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку проведення громадських слухань з питань використання ядерної енергії та радіаційної безпеки» № 1122 від 18.07.1998.
21. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку залучення громадськості до обговорення питань щодо прийняття рішень, які можуть впливати на стан довкілля» № 771 від 29.06.2011..

Отримано 20.12.2017

УДК 536.24:621.039.584

С. В. Альохіна^{1,2}¹Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного Національної академії наук України²Харківський національний університет ім. В.Н. Каразіна

ТЕПЛОВІ РЕЖИМИ ЗБЕРІГАННЯ ВІДПРАЦЬОВАНИХ ПАЛИВНИХ ЗБІРОК У ВЕНТИЛЬОВАНИХ КОНТЕЙНЕРАХ

Шляхом комп'ютерного моделювання проведені дослідження теплового стану корзини з відпрацьованими тепловиділяючими збірками реакторів ВВЕР-1000, що розташовані в герметичній корзині зберігання відпрацьованого ядерного палива. Задача розглянута в квазістаціонарній тривимірній спряженій постановці з урахуванням дії механізмів природної конвекції та променевого теплообміну. Проведені обчислення різних варіантів заповнення корзини збірками. Визначено варіант безпечного розміщення тепловиділяючих збірок в корзині зберігання, який дозволяє зменшити загальний рівень температур. Визначена зміна температур протягом всього строку зберігання.

Ключові слова: відпрацьоване ядерне паливо, сухе зберігання, вентильований контейнер, теплові режими, теплообмін.

За даними Міжнародної агенції з ядерної енергетики (МАГАТЕ) до 2017 року у світі було накопичено близько 273 тис. тон відпрацьованого ядерного палива (ВЯП) та щороку ця кількість збільшується майже на 7 тис. тон [1]. Як відомо, існує декілька основних підходів до поводження з ВЯП, серед яких домінує «сухий» спосіб зберігання. Сухі сховища успішно експлуатуються у Франції, Німеччині, Литві, Чехії, Угорщині, великий досвід використання технологій сухого зберігання ВЯП накопичено у США. В Україні з 2001 року на Запорізькій АЕС успішно експлуатується перше сухе сховище відпрацьованого ядерного палива (ССВЯП) та будується Централізоване сховище відпрацьованого ядерного палива (ЦСВЯП) у Чорнобильській зоні, яке також буде використовувати технологію сухого зберігання.

В ССВЯП Запорізької АЕС використовуються контейнери, подібні до контейнерів марки VSC-24 американської компанії Sierra Nuclear Corporation [2]. Вентильовані контейнери зберігання ВЯП реакторів ВВЕР-1000 (ВКЗ-ВВЕР) спроектовані для зберігання відпрацьованих тепловиділяючих збірок (ВТВЗ) з залишковою інтенсивністю тепловиділення, що не перевищує 1 кВт на збірку. Однак, починаючи з 2003 р. на Запорізькій АЕС використовуються тепловиділяючі збірки альтернативної конструкції (ВТВЗ-А) зі збільшеним до 50-55 МВт·доб/кгU енерговиділенням [3]. Такі збірки після 5 років витримки у басейні мають більшу інтенсивність залишкового тепловиділення порівняно з стандартними ВТВЗ, отже безпека зберігання їх у ССВЯП потребує додаткових досліджень.

Безпека зберігання відпрацьованих ВТВЗ-А (ВТВЗ-А) в ліцензованому обладнанні ССВЯП Запорізької АЕС має дві основні проблеми: дотримання норм ядерної та радіаційної безпеки, та

дотримання теплових режимів зберігання. За першим напрямком відомо ряд досліджень, які спрямовані на дослідження радіаційної безпеки зберігання, оптимізацію розміщення ВТВЗ та ВТВЗ-А в контейнері, а також створення рекомендацій щодо зменшення рівня випромінювання [5,4]. Другий напрямок, на жаль, не отримав достатньої уваги.

Метою роботи є обґрунтування теплових режимів зберігання ВТВЗ реакторів ВВЕР-1000 у вентильованих контейнерах ССВЯП Запорізької АЕС. При цьому необхідно дослідити тепловий стан контейнера зберігання зважаючи на можливість розміщення ВТВЗ-А разом із ВТВЗ або окремо, а також розглянути різні варіанти заповнення корзини відпрацьованими паливними збірками з різною інтенсивністю тепловиділення.

Постановка задачі. Вентильований контейнер зберігання має структуру, наведену на рисунку 1 [2]. Конструктивно контейнер призначений для послаблення нейтронного і гамма-випромінювання ВЯП, протидії розповсюдженню радіонуклідів ВЯП в навколишнє середовище і забезпечення ефективного тепловідведення від багатомісної герметичної корзини (БГК) з 24 ВТВЗ. Вентиляційне повітря потрапляє у нижні вентиляційні канали, проходить по каналу між стінкою контейнера та БГК, охолоджуючи останню. Герметична корзина з ВТВЗ заповнена інертним газом – гелієм для забезпечення рівномірного і ефективного тепловідведення, тиск внутрішнього газового середовища протягом терміну зберігання підтримується на рівні близькому до 1 атмосфери.

Тепловиділення ВТВЗ зменшується протягом років зберігання за рахунок розпаду продуктів поділу і актиноїдів, які накопичилися за час кампанії в ВЯП (рисунк 2) [6]. Розподіл тепловиділення по висоті ВТВЗ при моделюванні припускався рівномірним, його рівень визначався відповідно до [7,8].

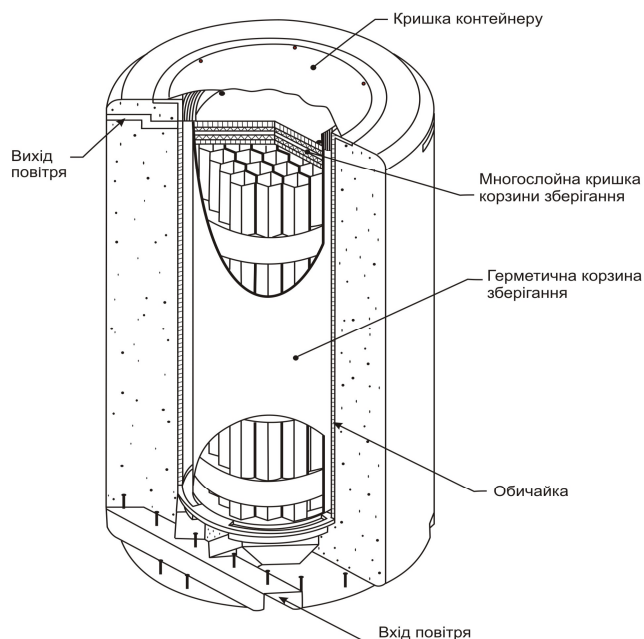


Рисунок 1. Структура вентильованого контейнера зберігання

Для розрахункового дослідження теплового стану ВКЗ-ВВЕР температура зовнішнього повітря приймалася рівною 24°C , що відповідає умовам нормальної експлуатації, та 40°C – для екстремального теплового стану. Обидва варіанти розглядалися в умовах штучно.

Математична модель. Для визначення теплового стану контейнерів з ВЯП була використана методологія [9]. Сутність її полягає у зменшенні обсягів обчислювальних ресурсів, які зазвичай потрібні при визначенні теплового стану контейнерів з ВЯП, завдяки розділенню розрахункової області на окремі компоненти. Отже алгоритм обчислення виглядає наступним чином. На першому етапі визначається тепловий стан контейнера з ВЯП за умови, що корзина з ВТВЗ розглядається як суцільне тіло з певними теплофізичними властивостями. Далі на поверхні цього тіла визначаються коефіцієнти тепловіддачі, які на наступному етапі слугують граничними умовами для розрахункової області, яка містить лише корзину зберігання з певною деталізацією, а відпрацьовані паливні збірки представлені суцільним тілом. Наступним етапом, за аналогією з попереднім, визначаються граничні умови для кожної з ВТВЗ. Далі детально розглядається кожна ВТВЗ і, зрештою, кожен з твелів збірки. Таким чином з'являється можливість, на відміну від консервативного підходу, визначити реальні температури оболонок твелів, які є критерієм безпеки сухого зберігання ВЯП.

Особливістю запропонованої методології є комбінація використання розв'язків прямих та обернених задач теплообміну.

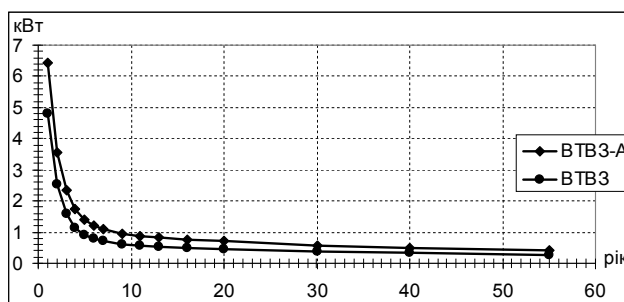


Рисунок 2. Зменшення інтенсивності тепловиділення відпрацьованих паливних збірок протягом терміну зберігання

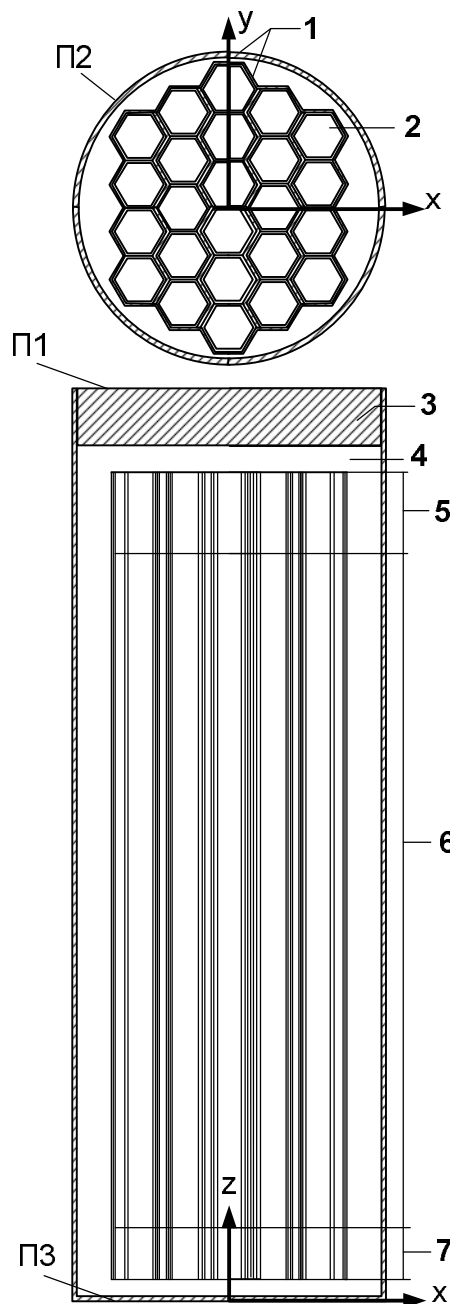


Рисунок 3. Розрахункова область для моделювання теплових процесів в багатомісній герметичній корзині : 1 – металевий корпус та направляючі труби, 2 – збірки, 3 – кришка корзини, 4 – гелій, 5 – зона оголовків збірок, 6 – зона палива, 7 – зона хвостовиків.

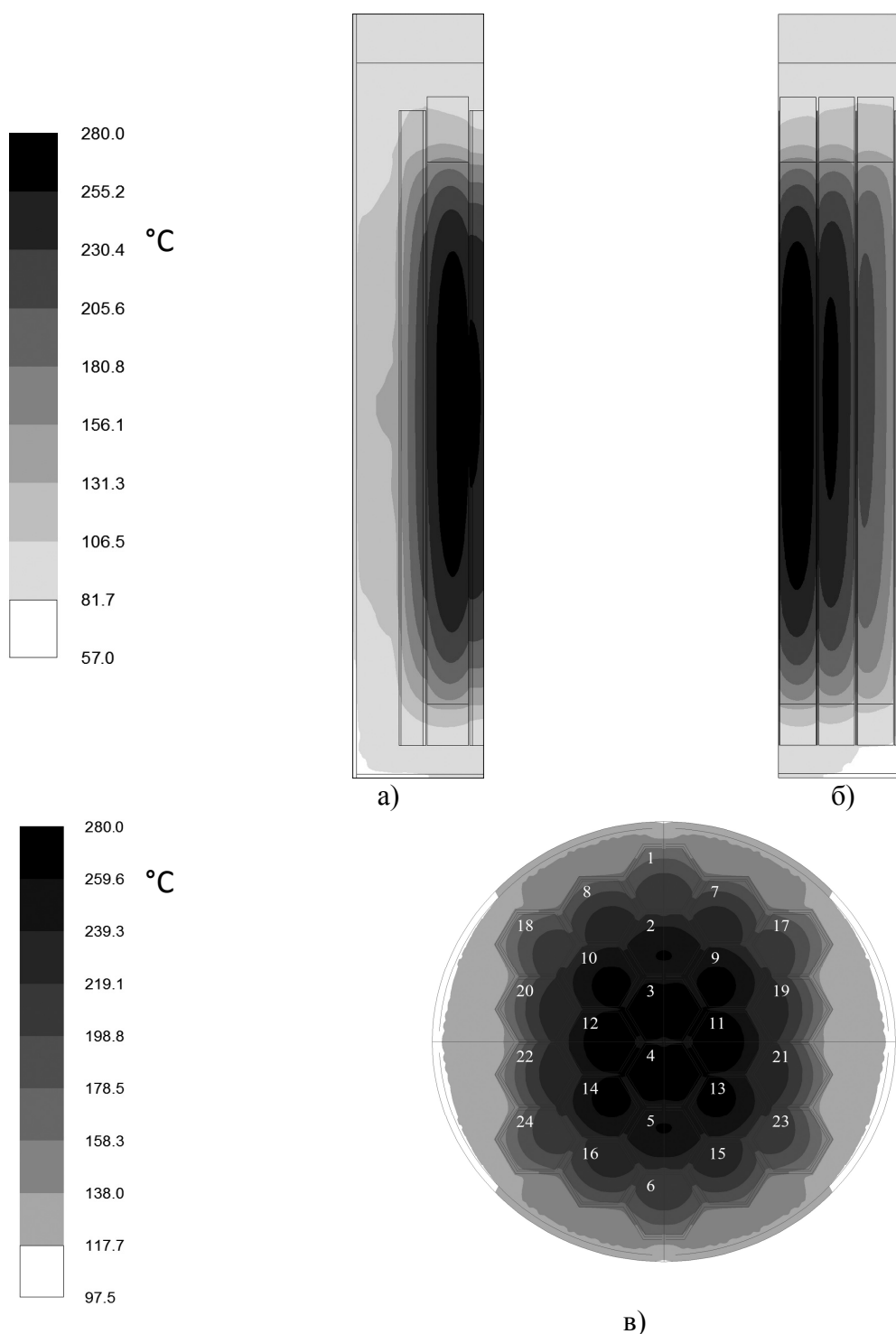


Рисунок 4. Температурне поле корзини зберігання при $T_a = 40^\circ\text{C}$ та $Q = 909\text{ Вт}$: а) – перетин у площині x_0x ; б) – перетин у площині x_0y ; в) – горизонтальний перетин, що проходить крізь точку з максимальною температурою збірок у корзині зберігання

Розв'язання прямих спряжених задач теплообміну використовуються для визначення теплового стану окремих елементів розрахункової області, а розв'язання обернених – для визначення граничних умов та еквівалентних властивостей тіл, що замінюють певні елементи конструкції.

Для задачі, що розглядається у цій роботі, методологія була використана частково – детально враховувалась структура корзини зберігання, а відпрацьовані паливні збірки були представлені

суцільним тілом з еквівалентною теплопровідністю, заданою відповідно до [8].

Для розрахункового дослідження теплового стану ВТВЗ всередині БГК була використана розрахункова область, наведена на рисунку 3. Моделювання вхідних та вихідних вентиляційних каналів виконано з урахуванням їх фактичного гідралічного опору, що дозволило змодельовати реальний рух гелію у БГК. Впливом віконних переділів у шестиграних напрямних трубах всередині БГК

на гідравлічні характеристики каналів між збірками та напрямними трубами через малі розміри переділів можна знехтувати, приймаючи підвід робочого середовища всередині герметичної корзини до кожного каналу навколо збірки рівномірним.

Для розрахунку були прийняті такі граничні умови:

– на поверхні П1 та П2 коефіцієнти тепловіддачі та температура охолоджуючого повітря [10] (для задач, що розглядались, 24 °С та 40 °С);

– на поверхні ПЗ тепловий потік, який відповідає кількості тепла, що відводиться крізь нижню поверхню БГК у бетонний контейнер, в якому вона розташована (див. рисунок 1).

При проведенні досліджень ВТВЗ розглядались як сукупність однорідних тіл (оголовок, зона палива, хвостовик) з еквівалентним значенням теплопровідності [8] 1,04 Вт/(м·К). Металеві частини (корпус БГК та направляючі труби) мали теплопровідність 45,00 Вт/(м·К), багат шарова кришка БГК розглядалась як однорідне тіло з еквівалентною теплопровідністю 3,06 Вт/(м·К).

Беручи до уваги характер залежності потужності тепловідведення ВТВЗ, від терміну її зберігання, задача оцінки теплового стану контейнерів розглядається в квазістаціонарній постановці.

Результати розрахунку. У ході дослідження розглядалась можливість заповнення БГК лише ВТВЗ-А з різною інтенсивністю тепловідведення, ВТВЗ-А разом із стандартними ВТВЗ у різних комбінаціях, та зміна температур у центрі збірок з часом.

На рисунку 4 зображене температурне поле БГК при зберіганні стандартної ВТВЗ після 5 років витримки у басейні (залишкова потужність тепловідведення кожної збірки $Q = 909$ Вт) при екстремальних умовах зберігання на майданчику ССВЯП ($T_a = 40$ °С). Картина температурного поля при більш низькому рівні температури атмосферного повітря ($T_a = 24$ °С) має подібний вигляд. В таблиці 1 наведені значення максимальних температур для кожної збірки, що знаходиться в розрахунковій області. Як видно з рисунку та таблиці, максимальний рівень температури всередині корзини припадає на ВТВЗ, що розміщені поблизу вісі корзини (збірки 3, 4). Максимальна температура в цих збірках складає 274,8 °С при $T_a = 24$ °С і 280,0 °С при $T_a = 40$ °С. В збірках, що розташовані ближче до стінки корзини, температура нижче. Максимальна температура в самих холодних збірках (1 та 6) складає 206,8 °С при $T_a = 24$ °С і 214,0 °С при $T_a = 40$ °С.

Таблиця 1. Максимальні значення температури у ВТВЗ при $Q = 909$ Вт

T_a , °С	Номер збірки							
	1	2	3	8	10	12	18	20
24	206,8	254,7	273,5	229,2	261,5	269,3	211,9	230,0
40	214,0	260,6	280,0	235,8	267,4	274,8	218,6	236,2

Таблиця 2 – Максимальні значення температур у ВТВЗ-А при $Q = 1410$ Вт

T_a , °С	Номер збірки							
	1	2	3	8	10	12	18	20
24	278,3 (–)	349,2 (–)	377,1 (27,1)	313,2 (–)	361,0 (11,0)	371,6 (21,6)	290,3 (–)	316,3 (–)
40	287,9 (–)	357,3 (7,3)	384,3 (34,3)	322,2 (–)	369,1 (19,1)	379,2 (29,2)	299,5 (–)	324,8 (–)

Підвищення температури зовнішнього повітря з 24 °С до 40 °С призводить до підвищення максимальної температури в кожній ВТВЗ на 5,2–7,2 °С. При цьому температура збірок не перевищує припустимого рівня у 350 °С. Таким чином, можна зробити висновок про можливість зберігання ВТВЗ після 5-річної витримки в басейні та при довгострокових впливах погодних умов з температурою повітря 40 °С.

Оскільки однією з цілей створення ССВЯП була мінімізація кількості ВТВЗ в басейнах витримки АЕС, доцільно розглянути можливість завантаження у БГК ВТВЗ-А після 5 років витримки у басейні. При цьому залишкова потужність тепловідведення кожної збірки складатиме 1410 Вт. Максимальні значення температур для кожної збірки наведені у таблиці 2. Там же у дужках надано перевищення температури по кожній збірці над припустимою температурою 350 °С.

З таблиці 2 видно, що вже при $T_a = 24$ °С температура у ВТВЗ № 3, 10, та 12 перевищує припустиму. При підвищенні температури зовнішнього повітря з 24 °С до 40 °С температура збірок підвищується на 7,2–9,6 °С, в результаті чого і в збірці № 2 також спостерігається перевищення припустимої температури. При цьому в найбільш нагрітій збірці № 3 перевищення допустимої температури складає 34,3 °С. Таким чином, зберігання 24-х ВТВЗ-А 5-річної витримки в одному контейнері не припустимо.

Дослідимо можливість зберігання ВТВЗ-А більш тривалого строку витримки в басейні. В таблиці 3 наведені максимальні значення температури у випадку зберігання ВТВЗ-А після 6 та 7 років витримки в басейні. При цьому потужність тепловідведення кожної збірки складає відповідно 1220 і 1100 Вт. Картина розподілу температури в корзині при зберіганні ВТВЗ-А одного й того ж строку витримки подібна до зображеної на рисунку 4.

Таблиця 3 – Максимальні значення температури у ВТВЗ-А

Строк витримки	T_a , °С	Номер збірки							
		1	2	3	8	10	12	18	20
6 років $Q = 1220$ Вт	24	249,0	310,6	335,4	278,8	320,4	329,9	258,6	281,4
	40	257,7	317,8	341,8	286,9	327,6	336,7	266,8	288,9
7 років $Q = 1100$ Вт	24	232,2	288,7	311,8	259,2	297,3	306,2	239,9	261,0
	40	240,2	295,4	317,8	266,7	304,0	312,5	247,5	268,0

Як видно з таблиці 3, вже після 6-річної витримки в басейні дотримується тепловий критерій безпечного зберігання ВТВЗ-А в ССВЯП. При цьому температура у найбільш гарячій збірці № 3 менше за припустиму на 8,2 °С навіть у випадку довгострокового впливу погодних умов при температурі зовнішнього повітря 40 °С.

Разом з цим необхідно відмітити, що радіаційна безпека при зберіганні ВТВЗ у ССВЯП передбачає не тільки дотримання теплового критерія безпеки, що направлений на виключення випадків розгерметизації ВТВЗ, але також й неперевищення припустимого рівня радіаційного випромінювання у зовнішнє середовище непошкоджених ВТВЗ. Дослідження, що проведені співробітниками Харківського національного університету ім. В.Н. Каразіна, показали, що заповнення корзини лише збірками ВТВЗ-А після 6 років їх витримки в басейні неприпустимо саме через велике радіаційне випромінювання, що створюється контейнером. Тому для мінімізації кількості ВТВЗ в басейнах витримки АЕС доцільно розглянути можливість зберігання в одному контейнері збірок різних строків витримки (6 і 7 років).

Найбільш прийнятним з точки зору мінімізації радіаційного випромінювання в зовнішнє середовище є варіант розміщення, в якому ВТВЗ з більш високою радіоактивністю (6 років витримки в басейні) розміщуються ближче до центру корзини зберігання, а збірки з менш високою радіоактивністю (7 років витримки) – по периферії. При цьому останні будуть слугувати додатковим бар'єром радіаційного захисту від випромінювання, що створюється першими. У даному випадку на місцях № 2, 3, 10, 12 розміщуються ВТВЗ-А після 6 років витримки в басейні ($Q = 1220$ Вт), а на місцях № 1, 8, 18, 20 – після 7 років витримки ($Q = 1100$ Вт). Очевидно, що внаслідок зменшення потужності залишкового тепловиділення периферійних ВТВЗ таке розміщення збірок призведе до зменшення рівня температур у корзині порівняно з варіантом її заповнення лише збірками 6-річної витримки. Це підтверджується й результатами розрахунків. В таблиці 4 наведені максимальні значення температур, отримані при такій комбінації збірок.

З таблиць 2 та 4 видно, що заміна периферійних збірок на збірки більшого строку витримки в басейні призвела до зменшення температур в центральних збірках на 6,1–7,0 °С. При цьому температура найбільш теплонавантаженої збірки № 3, що розміщена найближче до вісі корзини, не перевищує 335,7 °С. Іншими словами, існує запас у 14,3 °С до досягнення критичної температури 350 °С.

Таблиця 4 – Максимальні значення температури збірок при комбінації в одній корзині ВТВЗ-А різного строку витримки

$T_a, ^\circ\text{C}$	Номер збірки							
	1	2	3	8	10	12	18	20
24	241,2	304,3	329,4	271,4	313,6	323,2	250,4	272,8
40	249,5	311,4	335,7	279,2	320,6	329,8	258,3	280,1

Ця обставина може бути корисною при експлуатації ССВЯП в умовах тривалих вітрових навантажень, оскільки, як показали проведені нами дослідження [4], у цьому випадку відбувається запирання вентиляційних каналів контейнера, внаслідок чого температура збірок, що зберігаються в ньому, підвищується.

В процесі переходу Запорізької АЕС на експлуатацію тепловиділяючих збірок альтернативної конструкції та не менш п'яти років після повної заміни ними традиційного палива, що використовується нині в реакторах, у басейнах витримки АЕС будуть зберігатися і стандартні ВТВЗ, і ВТВЗ-А. Очевидно, що й відправка їх у ССВЯП також буде відбуватись паралельно. При цьому ситуація, коли у ССВЯП будуть відправлятися 24 ВТВЗ-А та 24 традиційні ВТВЗ, у результаті чого однотипні збірки можна помістити в окремі контейнери, є маловірогідною. Тому необхідно розглянути варіанти комбінації розміщення в одному контейнері стандартних ВТВЗ п'ятирічної витримки та ВТВЗ-А шестирічної витримки.

У загальному випадку завантаження корзини зберігання може здійснюватися збірками різного типу та після різного строку витримки їх в басейні. Найбільш вірогідні два типи розташування збірок в корзині зберігання:

1. ВТВЗ-А розміщуються в центральній частині корзини максимально близько до її вісі;

2. ВТВЗ-А розміщуються на максимальному віддаленні від вісі корзини, ближче до її стінок.

Переваги першого варіанту розміщення полягають у тому, що стандартні ВТВЗ, які розміщені по периметру групи збірок, будуть слугувати додатковим бар'єром радіаційного захисту для більш випромінюючих ВТВЗ-А. Однак, така схема розміщення може призвести до перевищення максимальних температур в корзині зберігання, оскільки збірки, розташовані в центрі групи, охолоджуються менше, ніж збірки периферійної частини. Це підтверджується аналізом температурних полів при заповненні корзини збірками з однаковим тепловиділенням (див. рисунок 4). Максимальні температури спостерігаються саме у центральній частині корзини. У зв'язку з цим ВТВЗ-А в центральній частині корзини як найбільш тепловиділяючі та найменш охолоджувані збірки, можуть мати температури, які перевищать припустимі.

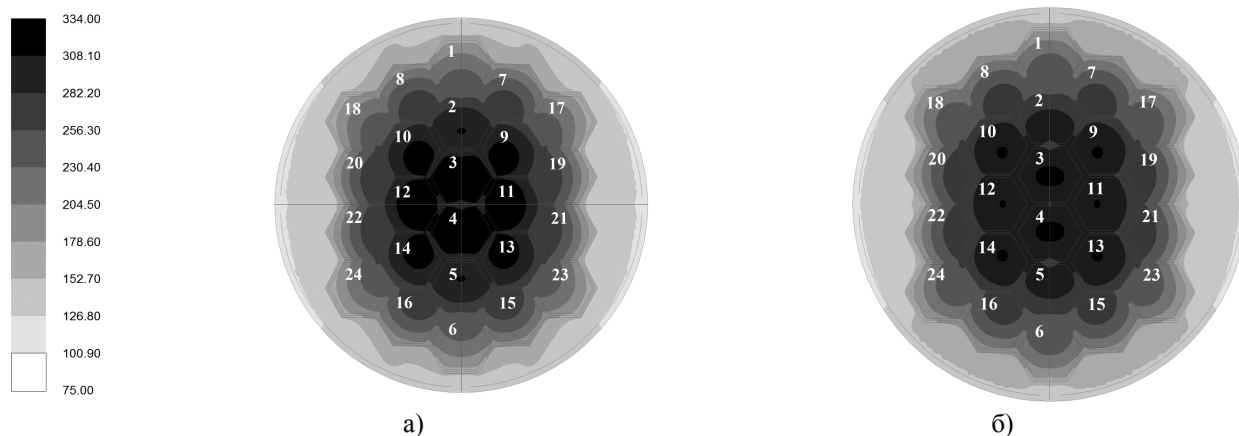


Рисунок 5. Температурні поля у багатомісній герметичній корзині при зберіганні ВТВ3-А та стандартних ВТВ3:

а) ВТВ3-А в центрі, б) ВТВ3-А на периферії

Ризик перевищення припустимих температур може бути зведений до мінімуму при другому варіанті розміщення збірок – розміщенні ВТВ3-А максимально близько до стінок корзини. У такому випадку ВТВ3-А будуть більш інтенсивно охолоджуватись гелієм, що циркулює у вузьких та широких каналах, а в зону максимальних температур потраплять стандартні ВТВ3, які мають мінімальну з усіх завантажених збірок потужність тепловиділення. Недоліком такого варіанту розміщення може стати підвищення доз випромінювання, оскільки буде відсутній додатковий бар'єр радіаційного захисту у вигляді менш випромінюючих стандартних ВТВ3.

Були розглянуті наступні варіанти розташування збірок у корзині:

1. 18 ВТВ3-А (збірки № 2-5, 7-16, 19-22) з потужністю тепловиділення $Q = 1220$ Вт та 6 стандартних ВТВ3 (збірки № 1, 6, 17, 18, 23, 24) с $Q = 909$ Вт;

2. 6 стандартних ВТВ3 (збірки № 2-5, 11, 12) з потужністю тепловиділення $Q = 1220$ Вт та 18 ВТВ3-А (збірки № 1, 6-10, 13-24) с $Q = 909$ Вт;

У першому варіанті збірки з більш високою радіоактивністю (ВТВ3-А) розміщені ближче до центру, а з менш високою (стандартні ВТВ3) – до периферії. У другому варіанті – навпаки. Розрахункові дослідження проведені при температурі зовнішнього повітря 40°C . На рисунку 5 представлені температурні поля в горизонтальному перетині, що проходить крізь точку з максимальною температурою в корзині. Максимальні температури в кожній збірці представлені в таблиці 5.

Як видно з рисунку 5 та таблиці 5, з підвищенням кількості ВТВ3-А в центральній частині корзини температура збірок підвищується. При цьому найбільші значення спостерігаються в центрі корзини (№ 3, 4).

При одній і тій же сумарній потужності тепловиділення в корзині зберігання ($27,4$ кВт) розмі-

щення ВТВ3-А на периферії порівняно з їх розташуванням в центрі корзини призводить до більш рівномірного температурного поля (розкид максимальних значень температури збірок $64,3^\circ\text{C}$ проти $90,5^\circ\text{C}$) та зниження температури у найбільш нагрітих збірках ($311,6^\circ\text{C}$ проти $333,8^\circ\text{C}$). Таким чином, запас до досягнення критичної температури 350°C збільшується з $16,2^\circ\text{C}$ до $38,4^\circ\text{C}$. Можна зробити висновок, що з точки зору оптимізації теплового режиму варіант 2 кращий за варіант 1. Разом з цим при розміщенні ВТВ3-А на периферії, а стандартних ВТВ3 в центрі корзини, коли останні перестають грати роль додаткового бар'єру радіаційного захисту по відношенню до перших, потребує проведення додаткових досліджень щодо радіаційної безпеки такого варіанту розташування збірок.

Для аналізу зміни температурного стану ВТВ3-А за час зберігання на майданчику ССВЯП була розглянута корзина з 24 ВТВ3-А, яка розміщена у ВКЗ-ВВЕР на майданчику ССВЯП, у штильову погоду при $T_n = 40^\circ\text{C}$ для $Q = 1220$ Вт. При цьому не враховувалось, що фактичні температури навколишнього повітря протягом року змінюються від максимальних (влітку) до мінімальних (взимку), коли остигання збірок буде більш інтенсивним.

Результати розрахунку наведені на рисунку 6. Для всіх ВТВ3-А найбільш швидке зниження температури в їх центрі проходить за перші 6 років остигання.

Таблиця 5 – Максимальні значення температур в збірках при $T_a = 40^\circ\text{C}$

Номер варіанту	Номер збірки							
	1	2	3	8	10	12	18	20
1	243,3	308,7	333,8	276,6	318,0	327,9	252,1	278,6
2	247,3	292,4	311,6	272,8	309,3	308,7	255,9	275,1

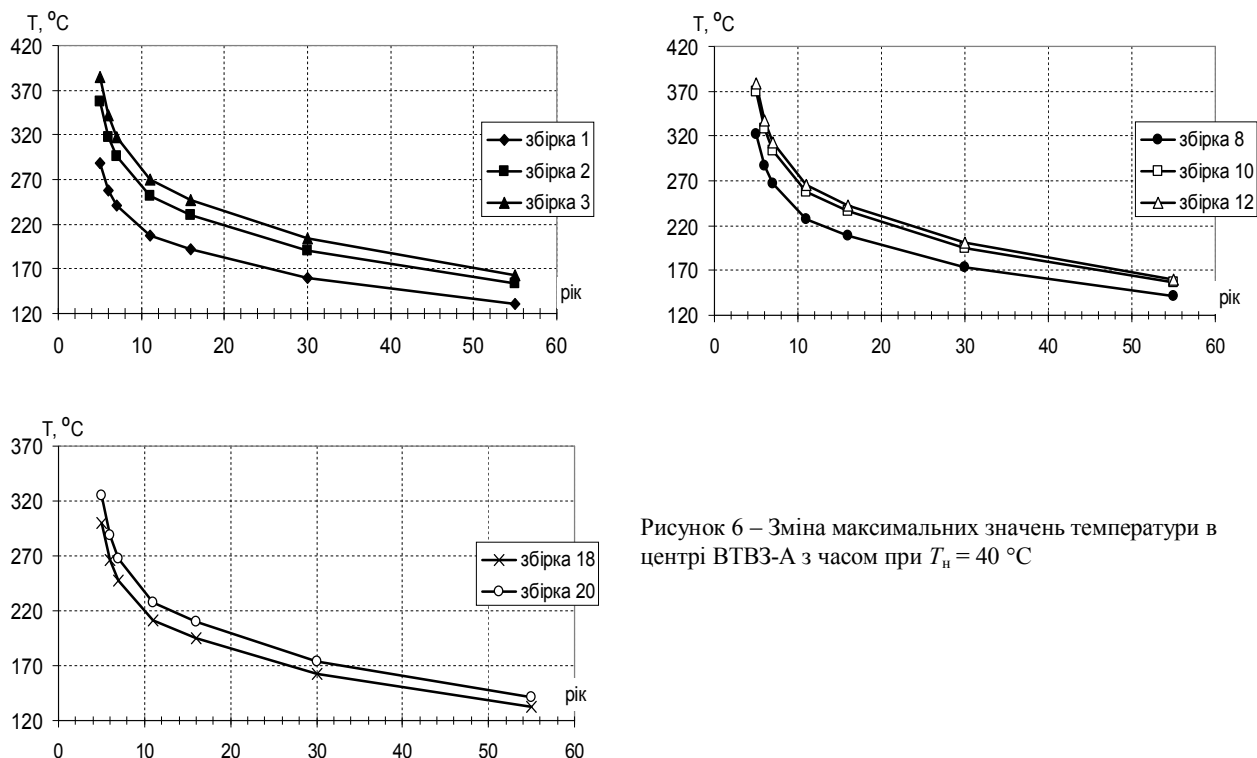


Рисунок 6 – Зміна максимальних значень температури в центрі ВТВ3-А з часом при $T_n = 40\text{ }^\circ\text{C}$

У міру остигання більш гарячими залишаються збірки, що розташовані в центральній частині БГК. Якщо за перший рік зберігання температура збірок № 3 та 4 знижується від $384,3\text{ }^\circ\text{C}$ до $341,8\text{ }^\circ\text{C}$ (на $42,5$ градуса), то в подальші 25 років зберігання – від $341,8\text{ }^\circ\text{C}$ до $163,3\text{ }^\circ\text{C}$. Темп остигання залишається приблизно однаковим для всіх збірок в корзині зберігання, що обумовлено механізмом відводу тепла від збірок.

Висновки

Дослідження теплового стану контейнерів, в яких зберігаються відпрацьовані паливні збірки, проводилося із застосуванням розв'язання спряжених задач теплообміну з урахуванням конвективних та променевих складових теплових потоків.

Проведені розрахунки показали, що розміщенням збірок з різною інтенсивністю тепловиділення в багатомісній герметичній корзині можна як вирівнювати температуру корзини, так і знижувати максимальні температури в ній при одночасному

забезпеченні радіаційної безпеки на майданчику ССВЯП. При комбінації в одній корзині зберігання відпрацьованих збірок з різним залишковим тепловиділенням та радіоактивністю можлива відправка ВТВ3-А у сховище після їх витримки в басейнах витримки протягом 6 років.

Розміщення 24 ВТВ3-А з залишковим тепловиділенням кожної $1,220\text{ кВт}$ в контейнері не призводить до перевищення припустимої температури зберігання. Таке ж тепловиділення мають стандартні ВТВ3 після витримки протягом 3,8 року. Відповідно, теплове навантаження на контейнер припускає його заповнення стандартними ВТВ3 як з витримкою 5 років (згідно з вимогами Звіту з аналізу безпеки [8]), так і з витримкою більше 3,8 років. Умови радіаційної безпеки при цьому слід оцінити окремо, як було показано в [5], однак можна запропонувати схему завантаження, при якій у зовнішньому шарі корзини зберігання розмістяться 14 стандартних ВТВ3 з витримкою 5 років, а всередині – з витримкою 3,8 років, що практично збереже існуючі радіаційні умови навколо контейнера зберігання.

Список використаної літератури

1. Nuclear technology review 2017. GC(61)/INF/4. – International Atomic Energy Agency, Vienna, 2017 – 45 p.
2. Безопасность сухого хранения отработавшего ядер-

ного топлива / В. Г. Рудычев, С. В. Алёхина, В. Н. Голощапов и др. / Под общ. ред. акад. НАН Украины Ю. М. Мацевитого, чл.-кор. НАН Украины И. И. Залюбовского. – Х.: ХНУ имени В. Н. Каразина,

2013. – 200 с.
3. Депенчук А. А. Опыт эксплуатации ТВСА на Запорожской АЭС / А. А. Депенчук, Ю. А. Шишков, О. С. Кабаков // Труды Одесского политехнического университета. – Одесса, 2008, вып. 1(29) – С. 23 – 29
 4. Azarenkov N.A., V.G. Rudychev, S.A. Pismenetskiy, Y.V. Rudychev, P.S. Badzym, S.I. Shapar, O.V. Vystavna, Reducing radiation exposure under radioactive waste management, The 4th International Conference “Current Problems in Nuclear Physics and Atomic Energy” September 3 - 7, 2012, Kyiv, UKRAINE, Books of Abstracts, 127-128.
 5. Gamma Radiation in a Dry Spent Fuel Storage, V.T.Lazurik, V.P.Moskvin, Yu.V.Rogov, V.G.Rudychev, Proceedings "International Conference on the Physics of Nuclear Science and Technology ", October 5-8, Long Island, New York, V.2, 1998, p.1005-1011.
 6. Zalyubovskii I. I., Pismenetskii S. A., Rudychev V. G., Klimov S. P., Luchnaya A. E., Rudychev E. V., External radiation of a container used for dry storage of spent WWER-1000 nuclear fuel from the Zaporozhie nuclear power plant. – Atomic Energy, V. 109, I. 6, 2011, pp. 396 – 403, DOI: 10.1007/s10512-011-9374-8
 7. Bergel'son B. R., Gerasimov A. S., Zaritskaya T. S., Tikhomirov G. V. Residual energy release and actinide and fission product radiotoxicities during long-term storage of high burnup spent VVER fuel – Atomic Energy, V. 102, I. 5, pp 364–368, DOI: 10.1007/s10512-007-0057-4
 8. Отчет по анализу безопасности сухого хранилища отработавшего ядерного топлива Запорожской АЭС. Версия 3.01.1 / ОП «Запорожская АЭС» – Инв. № 1526(3). –Энергодар, 2008 – 624 с.
 9. Alyokhina S. Simulation of thermal state of containers with spent nuclear fuel: multistage approach / S. Alyokhina, V. Goloshchapov, A. Kostikov, Yu. Matsevity // International Journal of Energy Research. – 2015. – V. 39, Iss. 14, Nov. – P. 1917–1924, DOI: 10.1002/er.3387
 10. Звіт про НДР «Визначення граничних умов для обчислення теплового стану корзини з відпрацьованими тепловиділяючими збірками при їх сухому зберіганні», Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного НАН України, Харків, 2010 – 49 с..

Отримано 19.12.2017

УДК 621.039:659

Г. М. Новосолов¹, П. М. Вірич², О. М. Коріков²¹ ДП «Державний науково-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування», м. Київ² ВП «Южно-Українська АЕС» ДП НАЕК «Енергоатом», м. Южноукраїнськ

ГРОМАДСЬКЕ ОБГОВОРЕННЯ МАТЕРІАЛІВ ОЦІНКИ ВПЛИВІВ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ ПІДНЯТТЯ РІВНЯ ОЛЕКСАНДРІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ДО ПРОЕКТНОЇ ПОЗНАЧКИ 20,7 М

В статті представлена інформація щодо процедури та результатів громадського обговорення матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м, яке проводилось ВП «ЮУАЕС» у період з 12 січня по 29 квітня 2017 року.

Ключові слова: АЕС, ГАЕС, ГЕС, громадське обговорення, оцінка впливів на навколишнє середовище, водосховище.

Виконання оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) об'єктів та видів діяльності, які становлять підвищену екологічну небезпеку, а також широке обговорення результатів цієї оцінки з громадськістю є необхідними умовами прийняття відповідних рішень, які передбачаються ратифікованими Україною міжнародними угодами [1-2], законами України [3-5] та нормативно-правовими актами [6-9].

ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м була виконана Державним підприємством «Екоінформ» НАН України в рамках реалізації проекту «Завершення будівництва Ташлицької ГАЕС» [10]. Замовник роботи - ВП «Южно-Українська АЕС» ДП НАЕК «Енергоатом» (далі – ЮУАЕС).

Організатором громадського обговорення матеріалів ОВНС виступав ВП «ЮУАЕС». Організаційно-технічний та науковий супровід процесу обговорення здійснювало ДП «Державний науко-

во-інженерний центр систем контролю та аварійного реагування» (ДНІЦ СКАР, м. Київ).

Дана стаття присвячена розгляду процедури та результатів громадського обговорення (ГО) матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища, яке проводилось ВП «ЮУАЕС» у період з 12 січня по 29 квітня 2017 року.

1. Щодо створення та використання Олександрівського водосховища. Олександрівське водосховище розташоване на території Миколаївської області в межах Арбузинського, Вознесенського та Доманівського районів в руслі р. Південний Буг між населеними пунктами м. Южноукраїнськ та смт. Олександрівка.

Водосховище входить до складу Южно-Українського енергетичного комплексу (рисунк 1) у якості нижньої водойми Ташлицької гідроакумулюючої електростанції (ТГАЕС).



Рисунок 1. Південноукраїнський енергокомплекс:

- 1 - Южно-Українська АЕС; 2 - Ташлицька водойма-охолоджувач ЮУАЕС;
- 3 - Ташлицька ГАЕС; 4 - Олександрівський гідровузол;
- 5 - Олександрівське водосховище; 6 - Прибузьке водосховище;
- 7 - м. Южноукраїнськ, 8 – смт. Олександрівка; 9 - с. Костянтинівка

Олександрівське водосховище має комплексне призначення та використовується для гідроенергетики (забезпечення роботи Олександрівської ГЕС та Ташлицької ГАЕС), зрошування та питного водопостачання.

Основне призначення ТГАЕС – покриття пікових навантажень, заповнення нічних «провалів» в об'єднаній енергосистемі України і створення аварійного резерву швидкодіючих потужностей в Південному регіоні України, в тому числі для ЮУАЕС, яка має суттєву нерівномірність добового графіка навантажень.

Розроблений у 80-х роках проект гідрокомплексу (Генеральний проектувальник - ПАТ «Укргідропроект», м. Харків) передбачає нормальний підпірний рівень (НПР) водосховища 20,7 м. Роботи з підготовки до заповнення водосховища виконувалися Миколаївським облвиконкомом з 1986 по 1990 рік.

В 1999 році був прийнятий в експлуатацію пусковий комплекс Олександрівської ГЕС загальною потужністю 11,5 тис. кВт при позначці водосховища НПР – 8,0 м. Навесні 2006 року Олександрівське водосховище було заповнено до НПР 14,7 м; в грудні 2006 року введено в експлуатацію агрегат №1 ТГАЕС, а в серпні 2007 р. - агрегат № 2.

У 2010 році Олександрівське водосховище було заповнено до НПР 16,0 м, який зберігається і дотепер. При роботі двох агрегатів ТГАЕС у якості її верхньої водойми з НПР 103 м використовується підвідний канал. Два агрегати ТГАЕС, працюючи у турбінному режимі за наявною потужністю 302 МВт, протягом 2,3 години скидають в нижнє Олександрівське водосховище об'єм води, що складає 3,55 млн. м³. Під час нічного «провалу» навантаження станції цей об'єм перекачується у зворотному напрямку у верхню водойму одним гідроагрегатом за 4,22 години.

Основні показники, що характеризують ситуацію на даний час, та яка передбачається при завершенні будівництва Ташлицької ГАЕС, наведені в таблиці 1.

Рівень Олександрівського водосховища 20,7 м з додатковою регулюючою ємністю в обсязі 46,1 млн.м³ дозволить вирішити питання забезпечення мінімального допустимого санітарного попуску 17,0 м³/с в нижній течії річки Південний Буг впродовж 65 діб у період тривалої межени (як приклад, в посушливий 2015 рік попуск складав 12,8 м³/с).

2. Законодавчо-нормативні вимоги щодо громадського обговорення планованої діяльності, що може негативно впливати на стан довкілля. Право вільного доступу громадян до інформації про екологічний стан навколишнього середовища, на участь в розгляді питань розміщення, проектування, спорудження об'єктів, які потенційно можуть негативно впливати на стан довкілля, визначається Конституцією України, положеннями ряду ратифікованих Україною міжнародних угод, законів України та інших чинних нормативно-правових актів [1-9].

Таблиця 1. Основні показники, що характеризують сучасний стан заповнення Олександрівського водосховища з НПР 16,0 м та з проектним НПР 20,7 м

НПР	16,0 м	20,7 м
Корисна ємність	20,95 млн. м ³	72,6 млн. м ³
у тому числі для Ташлицької ГАЕС	3,55 млн. м ³	14,40 млн. м ³
для компенсації безповоротних втрат (випаровування)	3,60 млн. м ³	5,10 млн. м ³
для додаткового водоспоживання ЮУАЕС	-	7,00 млн. м ³
для водогосподарських потреб Миколаївської області (у тому числі для забезпечення санітарно-екологічних попусків у маловодні роки)	13,80 млн. м ³	46,10 млн. м ³
Кількість агрегатів ТГАЕС	2	6
Загальна потужність	302 МВт	906 МВт

Міжнародні конвенції, ратифіковані Україною [1,2], передбачають вільний доступ громадськості до інформації щодо запроєктованої діяльності. В Ст. 6 Конвенції [2] визначається склад інформації, що надається громадськості. Така інформація повинна включати наступне:

« а) опис промислового об'єкта, фізичні та технічні характеристики запропонованої діяльності, включаючи оцінки передбачуваних залишків і викидів;

б) опис найсуттєвіших факторів впливу на навколишнє середовище;

с) опис заходів, передбачених для запобігання та/або зменшення впливу, включаючи викиди;

д) популярне резюме вищезгаданого;

е) огляд основних альтернатив, розглянутих заявником;

ф) відповідно до національного законодавства основні звіти та рекомендації, адресовані державному органу на момент, коли зацікавленій громадськості буде надано інформацію...

Процедури участі громадськості дають їй можливість подавати в письмовій формі або, у разі потреби, під час громадських слухань або розгляду питання за участю заявника будь-які зауваження, інформацію, аналіз або міркування, які, на її думку, стосуються запланованої діяльності.

Кожна із Сторін забезпечує, щоб у відповідному рішенні належним чином було враховано результати участі громадськості».

Згідно Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» [3] «кожний громадянин України має право на... участь в обговоренні та внесення пропозицій до проектів нормативно-правових актів, матеріалів щодо розміщення, будівництва і реконструкції об'єктів, які можуть негативно впливати на стан навколишнього

го природного середовища, внесення пропозицій до органів державної влади та органів місцевого самоврядування, юридичних осіб, що беруть участь в прийнятті рішень з цих питань» (Ст. 9).

Законом України «Про оцінку впливу на довкілля» [5] проведення громадського обговорення розглядається як складова частина процедури оцінки впливу на довкілля (Ст.2). Основними формами громадського обговорення в [6] визнаються підготовка та подання пропозицій (зауважень) і громадські слухання (ГС).

Порядок проведення громадських слухань встановлюється Кабінетом Міністрів України ([4]), зокрема, Постановами КМ України [6,7]. У відповідності до п.12 Постанови [6] «проведення громадських слухань є обов'язковим у разі прийняття рішень щодо об'єктів та видів діяльності, які становлять підвищену екологічну небезпеку» [11].

3. Структура діяльності з громадського обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища.

Діяльність з громадського обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища включала:

Підготовчі заходи

- інформування місцевих органів влади та консультації стосовно проведення ГС, оприлюднення прийнятих рішень;
- розроблення плану заходів громадського обговорення матеріалів ОВНС;
- розроблення та підготовку вихідних інформаційних матеріалів для громадського обговорення;
- складання Плану залучення зацікавлених сторін до процесу обговорення;
- підготовку офісів для громадськості;
- підготовку організаційно-технічного забезпечення проведення громадських заходів.

Початок та проведення громадського обговорення

- інформування про початок обговорення (розміщення прес-релізу на веб-сайті, надсилання його ЗМІ, громадським організаціям та іншим зацікавленим сторонам);
- відкриття та робота офісів для громадськості;
- розміщення вихідної інформації на веб-сайті та надання доступу до неї в офісах для громадськості;
- інформаційне забезпечення та організаційно-технічна підтримка круглих столів з питань ГО та 5 громадських слухань, що були заплановані у населених пунктах зони потенційного впливу проекту;
- складання стенограм дискусійних частин громадських слухань;
- розміщення на веб-сайті та розсилка ЗМІ прес-релізу за результатами проведення ГО.

Заклучні заходи

- збір запитань, зауважень, пропозицій громадськості та складання відповідей;
- формування одержаних матеріалів у «Книзі запитань-відповідей»;
- підготовка заключного звіту;
- оприлюднення результатів громадського обговорення.

4. Підготовчі заходи.

4.1 Інформування місцевих органів влади та консультації стосовно проведення громадського обговорення, оприлюднення прийнятих рішень.

Органам виконавчої влади і органам місцевого самоврядування територій, що входять в зону спостереження ЮУАЕС та в зону потенційного впливу Олександрівського водосховища і ТГАЕС, заздалегідь була надана вихідна інформація щодо планованої діяльності з підняття рівня Олександрівського водосховища і виконаної ОВНС та намірів ЮУАЕС розпочати процес громадського обговорення цих питань.

Слід відзначити, що у відповідності з попереднім планом організації громадського обговорення передбачалось проведення громадських слухань в чотирьох населених пунктах: смт Арбузинка, м. Вознесенськ, смт Доманівка і м. Южноукраїнськ. Але після подальших обговорень цього питання, з врахуванням вимог ратифікованих Україною міжнародних угод [1,2] щодо надання у процесі консультацій найбільшої уваги зацікавленій громадськості «на яку справляє або може справити вплив процес прийняття рішень з питань, що стосуються навколишнього середовища» [2], було вирішено зосередитись саме на населених пунктах території, яка в звіті ОВНС визнана зоною впливу ТГАЕС і Олександрівського водосховища.

Рішення щодо проведення громадських слухань з обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектною позначки 20,7 м висловили органи місцевої влади населених пунктів: с. Богданівка Доманівського району, смт Олександрівка Вознесенського району, с. Прибужжя Доманівського району і смт Костянтинівка Арбузинського району Миколаївської області. Крім того, адміністрацією ЮУАЕС, як замовником проекту, було прийняте рішення про проведення ГС також в м. Южноукраїнськ.

У відповідності з нормативними вимогами інформація про проведення громадських слухань (тематика, час і місце проведення) подавалась у засобах масової інформації не пізніше, ніж за 30 днів до початку кожного із слухань, і періодично повторювалась. Інформація надавалась на офіційному сайті Южно-Українського енергокомплексу, у місцевих газетах Арбузинського, Доманівського районів, міст Вознесенська та Южноукраїнська, на радіо («Твій Всесвіт», «Імідж», «ЮУАЕС»), у телевізійних програмах новин ЮУАЕС, а також на

численних інформаційних стендах населених пунктів зони впливу ТГАЕС.

Крім того, всім громадським організаціям екологічного профілю та зацікавленим сторонам, електронні адреси яких були відомі організаторам процесу обговорення, повідомлення про початок обговорення та заплановані заходи разом з прес-релізом були надіслані електронною поштою з адреси pc.awstorage@gmail.com в перші ж дні, а поточна інформація про зміни – протягом процесу обговорення.

4.2 Розроблення Плану залучення зацікавлених сторін

Одним із підготовчих заходів ГО було розроблення Плану залучення зацікавлених сторін (ПЗЗС) з визначенням всіх сторін, що мають зацікавленість до проекту.

Основними цілями ПЗЗС є:

публічне розкриття Ініціатором (замовником) проекту необхідної інформації для забезпечення консультацій із зацікавленими сторонами;

змістовні консультації із сторонами потенційного впливу;

розроблення процедури чи стратегії, згідно якої громадяни можуть висловити запитання, пропозиції та зауваження щодо проекту;

розроблення рекомендацій щодо складу і послідовності дій, спрямованих на розв'язання наявних і недопущення потенційно можливих конфліктних ситуацій, пов'язаних з реалізацією проекту.

Остаточна редакція ПЗЗС (див. [12], том 1, Додаток А) містить повний перелік зацікавлених сторін, який включає національні, регіональні та місцеві державні установи, місцеві та міжнародні неурядові організації та інші зацікавлені сторони. У примітці до переліку першої редакції ПЗЗС відзначалось, що наведений в ньому перелік зацікавлених сторін не є остаточним – додаткові зацікавлені сторони можуть бути включені до переліку в наступних редакціях ПЗЗС протягом процесу громадського обговорення.

4.3 Вихідні інформаційні матеріали для громадського обговорення

Основним документом, представленим на громадське обговорення, є звіт «Оцінка впливу на навколишнє середовище (ОВНС) підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м» [10].

В ОВНС оцінені впливи на наступні компоненти навколишнього середовища:

а) навколишнє природне середовище, включаючи:

- повітряне середовище,
- геологічне середовище,
- водне середовище,
- ґрунти,
- рослинний і тваринний світ,

- заповідні об'єкти;

б) навколишнє соціальне середовище;

в) навколишнє техногенне середовище.

Додаток В звіту ОВНС містить «Заяву про наміри підняття нормального підпірного рівня (НПР) Олександрівського водосховища на р. Південний Буг до позначки +20,7 м в рамках реалізації проекту «Завершення будівництва Ташлицької ГАЕС» та інформацію щодо її публікації в інформаційному віснику «Енергетик» за 23 вересня 2015 р.

Враховуючи значний обсяг звіту ОВНС та його здебільше науково-технічну спрямованість, для ознайомлення громадськості з основними положеннями цього документа був складений «Інформаційно-аналітичний огляд матеріалів (нетехнічне резюме) оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м» (далі - ІАО; [12], Том 1, Додаток Б), що вимагається положеннями конвенцій [1,2] та вітчизняними нормативними вимогами [9].

У додатку до ІАО міститься також «Заява про екологічні наслідки діяльності щодо підвищення нормального підпірного рівня (НПР) Олександрівського водосховища на р. Південний Буг до позначки +20,7 м в рамках реалізації проекту «Завершення будівництва Ташлицької ГАЕС».

5. Початок та проведення громадського обговорення

5.1 Інформування про початок процесу громадського обговорення

З метою інформування громадськості, громадських організацій та засобів масової інформації про початок активної фази процесу громадського обговорення 12 січня 2017 року на офіційному веб-сайті ВП «Южно-Українська АЕС» був розміщений спеціально підготований для цього «Прес-реліз про процес громадського обговорення матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м» ([12], Том 1, Додаток В).

Для інформування засобів масової інформації про початок громадського обговорення та заплановані заходи з цього приводу Управлінням інформації та громадських зв'язків ВП «ЮУАЕС» в той же день, 12.01.2017 р., була здійснена розсилка Прес-релізу до редакцій ЗМІ. Перелік ЗМІ для інформування про початок процесу громадського обговорення наведений у Додатку А2 ПЗЗС.

Згідно Плану залучення зацікавлених сторін всім громадським організаціям екологічного профілю та зацікавленим сторонам, електронні адреси яких були відомі організаторам процесу обговорення, повідомлення про початок обговорення разом з прес-релізом були надіслані електронною поштою в перші ж дні з початку ГО.

5.2 Щодо інформування суміжних держав про можливий вплив у транскордонному контексті

«Конвенція про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті» (Конвенція Еспоо) [1] встановлює обов'язки країн стосовно запланованих видів діяльності, які можуть чинити значний шкідливий транскордонний вплив, виконання оцінки впливу на навколишнє середовище та підготовки документації з ОВНС. На країну, якою запланований такий вид діяльності, з метою забезпечення проведення відповідних консультацій, покладається загальна вимога оповіщення будь-якої іншої країни, котра, на її думку, може бути зачепленою. При цьому, згідно Ст.1 Конвенції Еспоо, ОВНС означає національну процедуру оцінки можливого впливу запланованої діяльності на навколишнє середовище.

В звіті ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м [10] визнається: «Планована діяльність буде здійснюватись на існуючому об'єкті і не належить до таких, що становлять підвищену екологічну небезпеку. Транскордонний вплив відсутній».

Таким чином, для цієї діяльності відповідне інформування та консультації з суміжними країнами не потребуються і не здійснювались.

5.3 Відкриття та робота офісів для громадськості

Для забезпечення можливості контактів із зацікавленими громадянами та представниками громадських організацій, відповідно до ПЗЗС, протягом всієї активної фази громадського обговорення з першого ж дня її були відкриті та працювали протягом всього періоду обговорення два офісу для громадськості, у м. Київ та м. Южноукраїнськ.

Офіси працювали за адресами:

04213, м. Київ, пр-т Героїв Сталінграду, 64/56, ДП «ДНІЦ СКАР», к.224,225

факс: +38 044 411 92 70, часи роботи: пн. – пт. з 9³⁰ до 17¹⁵;

м. Южноукраїнськ, бул. Шевченка, 8а, ІЦ «Імпульс» (хол), Управління інформації та громадських зв'язків ВП «ЮУАЕС»

часи роботи: пн.-пт. з 9⁰⁰ до 17⁰⁰; тел.: (05136) 56444,28669.

Для електронних запитів була відкрита єдина адреса: pc.awstorage@gmail.com

Основним призначенням офісів було:

надання громадськості інформаційних пакетів документації;

надання можливості доступу до більш детальної інформації в разі зацікавленості;

збирання запитань, зауважень та пропозицій громадян.

Кожний відвідувач реєструвався черговим співробітником офісу у журналі реєстрації та отримував наступні матеріали:

«Інформаційно-аналітичний огляд матеріалів (нетехнічне резюме) оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м»,

прес-реліз про процес громадського обговорення,

бланк реєстрації запитань, зауважень і пропозицій.

Одержані в офісах запитання, зауваження та пропозиції громадян щодо питань підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м збирались для подальшого опрацювання та надання на них відповідей фахівців.

5.4 Розміщення вихідної інформації на веб-сайтах ВП «ЮУАЕС» і ДП «ДНІЦ СКАР» та надання доступу до неї в офісах для громадськості

На офіційному веб-сайті ВП «ЮУАЕС» (<http://www.sunpp.mk.ua/>) вже з початку активної фази громадського обговорення був створений окремий розділ «Позначка 20,7 м». В цьому розділі розміщувалась основна інформація за темою обговорення - як вихідна документація, так і поточна інформація стосовно процесу ГО.

З першого ж дня початку активної фази громадського обговорення на веб-сайті ЮУАЕС та на веб-сайті ДНІЦ СКАР (<http://dnic.com.ua/>) були розміщені:

Прес-реліз про початок громадського обговорення;

План залучення зацікавлених сторін;

«Інформаційно-аналітичний огляд матеріалів (нетехнічне резюме) ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м», який включає Заяву про екологічні наслідки діяльності щодо підвищення нормального підпірного рівня Олександрівського водосховища на р. Південний Буг до позначки +20,7 м в рамках реалізації проекту «Завершення будівництва Ташлицької ГАЕС».

Крім того, на сайті ЮУАЕС протягом всього процесу обговорення був доступний в повному обсязі документ

«Оцінка впливу на навколишнє середовище (ОВНС) підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м», одним із додатків якого є «Заява про наміри підвищення нормального підпірного рівня (НПР) Олександрівського водосховища на р. Південний Буг до позначки +20,7 м в рамках реалізації проекту «Завершення будівництва Ташлицької ГАЕС»,

а також інші поточні документи стосовно процесу обговорення.

Всі інформаційні матеріали, наведені вище, були доступні і в двох офісах для громадськості в м. Київ і м. Южноукраїнськ, а в разі запиту надсилались також електронною поштою.

5.5 Круглі столи з обговорення питань підняття

рівня Олександрівського водосховища.

В рамках заходів громадського обговорення 13 лютого 2017 року фахівцями Южно-Українського енергокомплексу було проведено круглий стіл з обговорення питань підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м, в якому взяли участь представники громадських організацій, Южноукраїнської міськради, періодичних друкованих та інтернет-видань регіону. До початку дискусії для гостей було організовано екскурсію об'єктами гідрокомплексу ЮУАЕС.

Аналогічні заходи були організовані 31 березня 2017 року для студентів Університету третього покоління м. Вознесенська Миколаївської області та фахівців Вознесенського територіального центру соціального обслуговування, а також 11 квітня 2017 року - для представників Олександрівської об'єднаної територіальної громади.

5.6 Громадські слухання з розгляду питань підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м

За рішеннями місцевих органів влади населених пунктів зони впливу ТГАЕС і Олександрівського водосховища - в с. Богданівка, смт Олександрівка, с. Прибужжя і смт Костянтинівка, а також за рішенням замовника проекту - в м. Южноукраїнськ в період з 18 по 29 квітня 2017 р. було проведено 5 громадських слухань з розгляду питань підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м та обговорення матеріалів з оцінки впливів цієї діяльності на навколишнє середовище (Таблиця 2).

Перед початком громадських слухань при реєстрації кожному учаснику надавався пакет вихідної інформації, який включав:

ІАО;

прес-реліз про процес громадського обговорення;

бланк реєстрації запитань, зауважень і пропозицій;

презентаційні матеріали ЮУАЕС.

До початку засідання учасникам демонструвався спеціально підготовлений інформаційно-популярний фільм, присвячений проекту підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м.

Типовий порядок денний громадських слухань передбачав:

Відкриття громадських слухань

вступне слово представника організатора слухань, вибір головуючого та секретаря слухань;

прийняття порядку денного, представлення офіційних учасників громадських слухань.

Доповідь представника ЮУАЕС «Підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м та оцінка впливів цієї діяльності на навколишнє середовище».

Таблиця 2. Графік проведення ГС з розгляду питань підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м

Населений пункт	Дата	Час	Кількість учасників
с. Богданівка	18.04.2017	17.00 - 20.20	48
смт Олександрівка	21.04.2017	16.00 - 19.00	132
с. Прибужжя	22.04.2017	14.00 - 17.00	59
смт Костянтинівка	28.04.2017	17.30 - 19:45	46
м. Южноукраїнськ	29.04.2017	11.00 - 15:15	299

Обговорення питань підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м:

виступи учасників слухань

відповіді на запитання

доповнення, коментарі.

Закриття громадських слухань

заключне слово головуючого.

Для надання інформації за темою обговорення, відповідей на запитання, зауваження та пропозиції учасників у всіх громадських слуханнях приймала участь група фахівців - представників ЮУАЕС.

На всіх слуханнях здійснювався аудіозапис для подальшого відтворення стенограм дискусійних частин з метою збирання та опрацювання висловлених запитань, зауважень та пропозицій громадськості.

Протоколи громадських слухань з підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м та оцінки впливів цієї діяльності на навколишнє середовище наведені у Додатках Г-К Тому 1 Звіту [12]; стенограми дискусійних частин та деякі інші матеріали, пов'язані з організацією та проведенням ГС – в Томі 3 цього ж звіту.

Загалом в громадських слуханнях з обговорення питань підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м та матеріалів оцінки впливів цієї діяльності на навколишнє середовище, наведених у Таблиці 2, взяли участь 682 особи.

5.7 Завершення активної фази громадського обговорення

На завершення активної фази громадського обговорення її підсумки були підведені випуском заключного прес-релізу (Додаток Л Тому 1 [12]). Цей «Прес-реліз про процес громадського обговорення матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м» 05 травня 2017 року був розміщений на веб-сайті ЮУАЕС, а також розісланий до редакцій ЗМІ за тим же списком, за яким здійснювалось інформування про початок громадського обговорення.

6. Заклучні заходи

6.1 Збирання запитань, зауважень, пропозицій громадськості та надання відповідей на них

Запитання, зауваження та пропозиції стосовно проекту підняття рівня Олександрівського водосховища до позначки 20,7 м та матеріалів з оцінки впливів цієї діяльності на навколишнє середовище отримувались в усній та письмовій формі протягом всього процесу громадського обговорення:

в офісах для громадськості в м. Южноукраїнськ та м. Київ, що працювали у період з 12 січня до 30 квітня 2017 року.

електронною поштою, що надходили на єдину офісну адресу *pc.awstorage@gmail.com*;

на круглому столі з обговорення питань підняття рівня Олександрівського водосховища, організованому фахівцями Южно-Українського енергокомплексу 13.02.2017 р.;

на 5 громадських слуханнях, проведених у період з 18 по 29 квітня 2017 року в населених пунктах території, визнаною зоною впливу ТГАЕС і Олександрівського водосховища.

На запитання, зауваження та коментарі, одержані на круглому столі та громадських слуханнях в усній формі, чи в письмовій у вигляді записок, відповіді фахівців надавались безпосередньо на цих слуханнях. Однак іноді, коли для відповіді на одержане запитання бракувало часу або необхідних даних, відповіді на них готувались пізніше і надавались вже в письмовій формі.

6.2 Включення одержаних матеріалів до «Книги запитань-відповідей»

Всі запитання, зауваження і пропозиції громадськості, одержані в усній чи письмовій формі протягом процесу обговорення, збирались для їх подальшого опрацювання.

Опрацювання одержаних протягом процесу ГО матеріалів – аналіз та систематизація всіх запитань, зауважень і пропозицій громадськості, їх узагальнення - здійснювалось для розміщення разом з відповідями на них у «Книзі запитань-відповідей щодо проекту підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м та оцінки впливу цієї діяльності на навколишнє середовище» («Книга запитань-відповідей», Том 2 Звіту [12]).

Оскільки деякі однакові за суттю запитання та пропозиції громадськості неодноразово повторювались, то при опрацюванні вони були сформульовані в узагальненій (не персоніфікованій) формі, на яку надавалась відповідь в Книзі запитань-відповідей. При цьому персоніфіковані запитання, зауваження та пропозиції, у формі, в якій вони були надані авторами, теж наведені в Книзі.

Для зручності користування всі запитання, зауваження і пропозиції з відповідями на них у Книзі запитань-відповідей розділені за десятьма тематичними напрямками:

1. Процедурні питання організації процесу громадського обговорення;

2. Правові питання підвищення рівня Олександрівського водосховища;

дрівського водосховища;

3. Земельні питання;

4. Водокористування та потреби у воді;

5. Клімат і мікроклімат;

6. Вплив на рослинний і тваринний світ;

7. Історична і культурна спадщина;

8. Питання безпеки;

9. Соціально-економічна компенсація ризику;

10. Загальні питання паливно-енергетичного комплексу.

В окремий розділ Книги були включені зауваження та пропозиції, що стосуються безпосередньо звіту ОВНС та його можливого доопрацювання.

Це, перш за все, 77 питань «Зауваження Національного екологічного центру України до Оцінки впливу на навколишнє середовище (ОВНС) підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м» від 29 квітня 2017 року. Оскільки ці Зауваження цілком і дослівно повторюються в численних запитах, що членами НЕЦУ надсилались електронною поштою на різні адреси (оргокомітету ГО, Генерального директора ЮУАЕС, Президента НАЕК «Енергоатом», Міністра Міненерговугілля України, Прем'єр-міністра та Президента України), то в розділі 5 «Зауваження та пропозиції щодо звіту ОВНС» Книги всі зауваження та пропозиції наводяться також в оригінальній (не узагальненій) формі.

6.3 Підготовка заключного звіту

По завершенню всіх запланованих заходів в рамках громадського обговорення матеріалів ОВНС «Підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м» був складений заключний «Звіт про громадське обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м» [12], що містить опис діяльності та її результатів за всіма планованими напрямками (див. вище п.3).

Звіт складається з трьох томів:

Том 1 «Основний звіт»;

Том 2 «Книга запитань-відповідей щодо підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м»;

Том 3 «Стенограми дискусійних частин круглого столу і громадських слухань та підготовчі матеріали до слухань».

7. Інформація про заходи, що відбулись після завершення терміну громадського обговорення

Згідно п.2.2 «Положення про участь громадськості у прийнятті рішень у сфері охорони довкілля», затвердженого Наказом Мінприроди від 18.12.2003 р. № 168 [8], тривалість громадського обговорення для державних програм і планів, здійснення яких може справити негативний вплив на стан довкілля, не може перевищувати 3 місяців. І лише за певних обставин тривалість ГО може бути продовжена, але не більше, ніж на 1 місяць

(п.2.3 [8]). Новим Законом України «Про оцінку впливу на довкілля» [5], прийнятого вже після завершення ГО, що розглядаються, передбачається ще менша тривалість такого обговорення: «не менше 25 робочих днів і не більше 35 робочих днів» ([5], Ст.7, п.6).

Активна фаза ГО матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м, яке здійснювалось ВП «ЮУАЕС» ДП «НАЕК «Енергоатом», тривала з 12 січня по 29 квітня 2017 року.

Дещо пізніше після зазначеного терміну, здебільше в червні-липні 2017 року, відбувся ряд інших заходів, організатором яких було не ДП «НАЕК «Енергоатом», але які безпосередньо пов'язані з темою проведених обговорень, зокрема:

XXIV сесія Южноукраїнської міської ради Миколаївської області від 27.04.2017р.;

XV сесія сьомого скликання Богданівської сільської ради Доманівського району Миколаївської області від 05.05.2017 р.;

Громадські слухання в м. Первомайськ Миколаївської області від 03.06.2017 р.;

V сесія восьмого скликання Бузької сільської ради Вознесенського району Миколаївської області від 06.07.2017 р.;

III сесія восьмого скликання Дорошівської сільської ради Вознесенського району Миколаївської області від 14.07.2017 р.;

XXI сесія сьомого скликання Новогригорівської сільської ради Вознесенського району Миколаївської області від 14.07.2017 р.;

VII сесія 8 скликання Олександрівської селищної ради Миколаївської області Вознесенського району від 14.07.2017 р.

Матеріали цих заходів теж включені до заключного Звіту ([12], Том 1, Додаток Л).

8. Оприлюднення результатів громадського обговорення

«Звіт про громадське обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м» ([12]) у повному обсязі розміщений на офіційному веб-сайті ВП «Южно-Українська АЕС».

Звіт про ГО, як складова частина ОВНС, в складі інших проектних матеріалів поданий до Мінприроди України для проходження державної екологічної експертизи.

Висновки

Наведена у цій статті інформація дозволяє зробити наступні основні висновки:

1. В ході громадського обговорення були виконані всі вимоги чинного законодавства стосовно порядку, термінів та обсягів інформування громадськості щодо запланованої діяльності та її

впливів на довкілля¹. Можливість участі в громадському обговоренні була надана всім громадським організаціям та громадянам, які виявили свою зацікавленість в цьому. В той же час заходами процесу обговорення в більшій мірі була охоплена територія, яка, згідно звіту ОВНС визнана зоною впливу ТГАЕС і Олександрівського водосховища, і населення якої в соціально-економічному плані найбільше пов'язане з запланованою діяльністю.

2. Для забезпечення можливості контактів із зацікавленими громадянами та представниками громадських організацій, відповідно до розробленого Плану залучення зацікавлених сторін (ПЗЗС), протягом всієї активної фази громадського обговорення працювали два офіси у м. Южноукраїнськ та м. Київ. Основним призначенням їх було надання громадськості інформаційних пакетів документації щодо запланованої діяльності і можливості доступу до більш детальної інформації, збирання запитань, зауважень та пропозицій за темою обговорення.

3. Обговорення з громадськістю охоплювало всі аспекти питань підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної позначки 20,7 м та впливу цієї діяльності на навколишнє середовище, включаючи впливи на навколишнє природне середовище (повітряне, геологічне, водне середовище, ґрунти, рослинний і тваринний світ, заповідні об'єкти), навколишнє соціальне середовище та навколишнє техногенне середовище.

До процесу обговорення були залучені провідні фахівці ЮУАЕС, що спеціалізуються за вказаними аспектами.

4. Відповідно до ПЗЗС здійснювалась інформаційна та організаційно-технічна підтримка круглого столу на ВП «ЮУАЕС» від 13.02.2017 р., та 5 громадських слухань, які провадились у населених пунктах зони впливу ТГАЕС і Олександрівського водосховища у період з 18 по 29 квітня 2017 року. Усього в громадських слуханнях взяли участь 682 особи.

5. Всі запитання, зауваження та пропозиції громадськості, висловлені в процесі обговорення, як в усній, так і в письмовій формі, були зібрані для подальшого опрацювання. На всі запитання, зауваження та пропозиції були підготовлені та надані фахові відповіді.

6. Вся сукупність інформації, отримана в ході громадського обговорення, була систематизована та проаналізована для врахування в подальшій діяльності ВП «ЮУАЕС».

¹ Слід зауважити, що розглянуте в статті громадське обговорення провадилось до прийняття Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» № 2059-VIII від 23.05.2017 р. [5]. Введення в дію цього Закону та пов'язаних з ним підзаконних актів, зокрема [7], дещо змінює вимоги до процедури проведення ГО

Список використаної літератури

1. Закон України «Про ратифікацію Конвенції про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті», №534-XIV від 19.03.1999 р.
2. Закон України «Про ратифікацію Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля», №832-XIV від 06.07.1999 р.
3. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» №1264-XII від 25.07.1991 р.
4. Закон України «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» №39/95-ВР від 08.02.1995 р.
5. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» № 2059VIII від 23.05.2017 р.
6. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку залучення громадськості до обговорення питань щодо прийняття рішень, які можуть впливати на стан довкілля» від 29.06.2011 р. № 771.
7. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку проведення громадських слухань у процесі оцінки впливу на довкілля» від 13.12.2017 р. № 989.
8. Наказ Мінприроди України «Про затвердження Положення про участь громадськості у прийнятті рішень у сфері охорони довкілля» №168 від 18.12.2003 р.
9. ДБН А.2.2-1-2003. Державні будівельні норми України. Проектування. Склад і зміст матеріалів оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) при проектуванні і будівництві підприємств, будинків і споруд. Держбуд України, Київ 2004.
10. «Оцінка впливу на навколишнє середовище (ОВНС) підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м». ДУ «ІГНС НАН України», ДП «Екоінформ», 2016 р.
11. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліку видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку» № 808 від 28.08.2013 р.
12. «Звіт про громадське обговорення матеріалів ОВНС підняття рівня Олександрівського водосховища до проектної відмітки 20,7 м». ВП «ЮУАЕС» ДП «НАЕК «Енергоатом», ДП «ДНІЦ СКАР», Южноукраїнськ, 2017.

Отримано 19.12.2017

УДК 621.175.845.001.57

А.Н. Усс¹, С.Т. Пацюк¹, А.В. Вавилов¹, А.В. Панченко²,
А.В. Шавлаков³, Д.Х. Харлампиди⁴

¹Публичное акционерное общество «Турбоатом», г. Харьков, Украина

²ОП «Запорожская АЭС», Украина

³ГП НАЭК «Энергоатом», г. Киев, Украина

⁴Институт проблем машиностроения им. А.Н. Подгорного НАН Украины, г. Харьков, Украина

МОДЕРНИЗАЦИЯ КОНДЕНСАТОРА ТУРБОУСТАНОВКИ К-1000-60/1500-2 ОП «ЗАПОРОВСКАЯ АЭС»

Проведена модернизация конденсаторов турбоустановки К-1000-60/1500-2 ОП «Запорожская АЭС» на энергоблоке № 3, в результате которой произведена замена трубных систем с охлаждающими трубами из медно-никелевого сплава и наружными досками из углеродистой стали на новые системы с охлаждающими трубами и наружными досками из коррозионно-стойкой стали аустенитного класса.

Предложенная «блочно-модульная» конструкция конденсатора нового поколения повышает надежность, работоспособность, безопасность и увеличивает срок службы.

Ключевые слова: паротурбинная установка, конденсатор, трубная система, охлаждающие трубы, эрозия-коррозия.

Введение. Конденсационные устройства паротурбинных установок в значительной мере определяют надежную и экономичную работу энергоблоков АЭС [1]. В некоторых случаях нарушения в их работе приводят к вынужденному снижению электрической мощности энергоблока и ухудшению надежности, а также к существенной недовыработке электроэнергии [2].

Основной причиной повреждения металла входных участков охлаждающих труб конденсатора является эрозия-коррозия под воздействием турбулентного потока насыщенной кислородом охлаждающей воды, содержащей твердые частицы [3]. В малой степени данный вид повреждения металла трубных систем конденсаторов устраняется после нанесения полимерного антикоррозионного покрытия на трубные доски и входные участки труб, что приводит к некоторому снижению количества заглушаемых труб, но не решает проблему в целом.

После длительной эксплуатации в конденсаторах паровых турбин начинают проявляться дефекты, приводящие к присосам охлаждающей воды. Эти дефекты начинают проявляться через определенное время, имеют тенденцию к постепенному росту и приводят к отклонениям водно-химического режима второго контура турбоустановки по концентрации «хлорид-ионов» в продувочной воде парогенераторов (ПГ) и концентрации «ионов натрия» в основном конденсате. На рисунке 1 показаны дефекты трубных систем в период эксплуатации на конденсаторах паровых турбин АЭС.

На основании анализа состояния трубных систем работающих конденсаторов и факторов, влияющих на их повреждаемость, можно сделать вы-

вод, что наиболее вероятными причинами возникновения данного вида дефектов являются следующие: коррозионное растрескивание металла в местах локального механического воздействия, развитие питтинго-язвенного дефекта или приложения нагрузок (в местах вальцовочных соединений); механические повреждения труб; протечки в трубах конденсатора в связи с развитием водно-капельной эрозии и аммиачной коррозии со стороны прохождения пара; развитие фосфатно-шламовой коррозии вследствие добавления фосфорных соединений в пароводяной контур; нарушение целостности полимерного антикоррозионного покрытия в местах вальцовки труб в трубной доске, развитие щелевой коррозии в зоне повреждения, усиливающейся созданием контактной электрохимической пары «медь-железо»; эрозионно-коррозионные размывы на участках, непокрытых полимерным или другим видом покрытия.

Следовательно, протечки охлаждающей воды в конденсаторах паровой турбины являются источником поступления в цикл турбоустановки коррозионно-агрессивных примесей – хлорид-ионов и сульфат-ионов, которые вызывают коррозию металла вспомогательного оборудования турбоустановки, в частности, парогенераторов, что является весьма серьезной проблемой. Хлорид-ионы в значительной степени определяют следующие виды коррозии: коррозионное растрескивание под напряжением аустенитной стали, дентинг. Концентрированные сульфат-ионы агрессивны по отношению к сталям и могут вызывать межкристаллитное и транскристаллитное коррозионное растрескивание, а также ускоряют коррозию и таким образом могут приводить к дентингу.

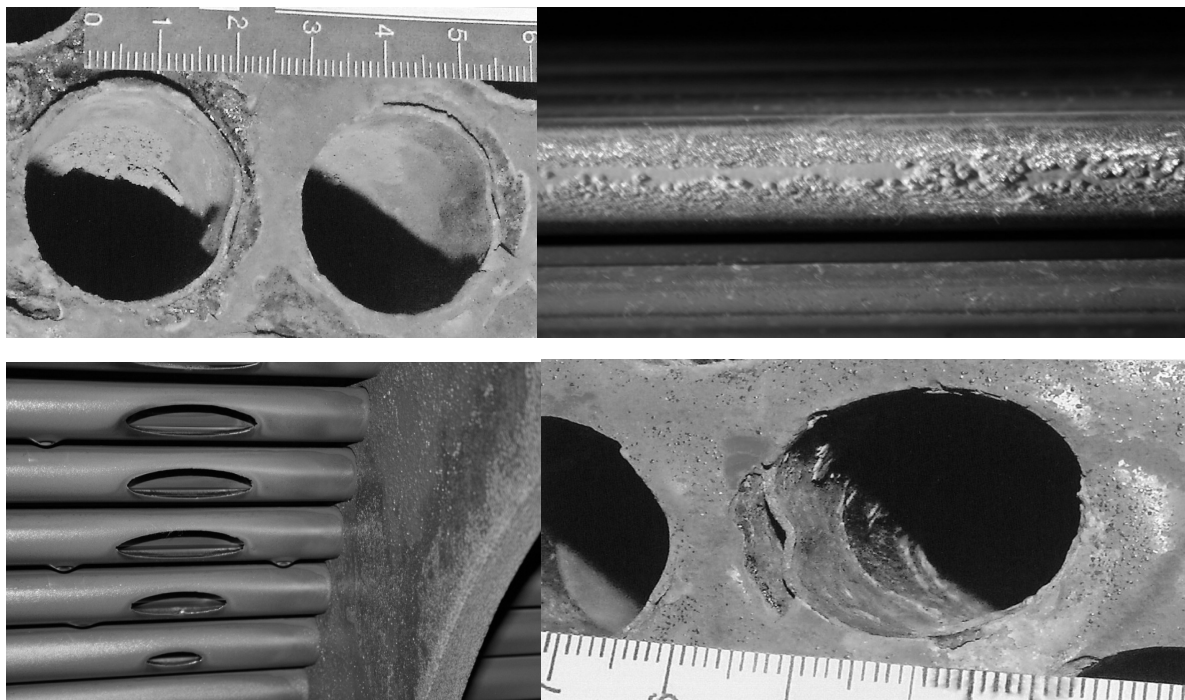


Рисунок 1. Дефекты трубных систем в период эксплуатации

Кроме того, трубные системы существующих конденсаторов, изготовленные из медьсодержащих материалов, являются главным источником поступления соединений меди в цикл турбоустановки и, как следствие, в парогенераторы. Медь и её окислы, накапливающиеся в элементах конструкции парогенераторов, приводят к коррозионному повреждению металла вследствие образования контактной пары в среде электролита, при этом процессы дентинга и питтинга значительно ускоряются в присутствии соединений хлорид-ионов и сульфат-ионов. Исключение из оборудования второго контура медьсодержащих материалов и полное отсутствие протечек воды охлаждающей в конденсаторах являются приоритетными и главными задачами для обеспечения надежной и безопасной работы оборудования турбоустановки и, в конечном итоге, улучшения показателей работы энергоблоков АЭС.

Таким образом, целью модернизации конденсатора является:

- исключение медьсодержащих сплавов из оборудования 2-го контура турбоустановок;
- достижение герметичности (плотности) трубной системы конденсатора, повышение надежности, безопасности и работоспособности вакуумной системы; продление срока службы;
- сокращение срока при монтаже;
- сохранение существующих габаритных размеров и установка на существующий фундамент;
- повышение надежности и безопасности оборудования 1-го контура, в частности, парогенераторов;
- улучшение показателей по мощности и удель-

ному расходу теплоты брутто энергоблока.

Особенности модернизации конденсатора. Надежная и экономичная работа конденсаторов может достигаться за счет: применения современных коррозионно-стойких материалов для трубных систем и материалов для других узлов; усовершенствования конструктивных элементов; обеспечения плотности крепления охлаждающих труб в наружных досках; устранения влияния на герметичность конденсатора разности тепловых расширений охлаждающих труб и корпуса; выбора оптимальных расстояний между промежуточными досками с целью уменьшения вибрации труб и применения эффективной компоновки трубных пучков, обеспечивающих оптимальные скорости потока пара; применения блочно-модульной компоновки трубного пучка; организации приёма пароводяных потоков в конденсатор с целью ликвидации размывов охлаждающих труб.

Принципиальные концепции при модернизации конструкции конденсатора состоят в следующем: обеспечение вакуумной и водяной плотности конденсатора и требований, связанных с деаэрацией конденсата; обеспечение расчетного значения давления отработавшего пара турбины в процессе ее эксплуатации; надежность работы в стационарных, переменных и переходных режимах эксплуатации; высокая маневренность в широком диапазоне режимов эксплуатации турбоустановки.

Повышенные требования к водяной плотности конденсаторов мощных паровых турбин АЭС привели к применению трубных систем из более стойких материалов против эрозионных и корро-

зионных разрушений – коррозионно-стойких сталей аустенитного класса. Разработка и освоение конденсаторов с трубными системами из сталей такого класса для паровых турбин К-1000-60/1500-2 выполнялись в связи с особыми требованиями к химическому составу охлаждающей воды, её качеству по содержанию органическим, биологическим и другим отложениям, которые влияют на коррозионную стойкость систем трубных конденсаторов, приводят к нарушению их водяной плотности и водно-химического режима.

На основании мировой практики и опыта эксплуатации энергоблоков мощных АЭС было установлено, что в конденсаторах паровых турбин этих энергоблоков трубные системы с использованием охлаждающих труб из медно-никелевого сплава марки МНЖ5-1/МНЖц30-1, в зависимости от химического состава охлаждающей воды, срока службы и вакуумной плотности, необходимо заменить на трубные системы с применением охлаждающих труб из коррозионно-стойкой стали аустенитного класса [4]. Для охлаждающей воды с достаточно высоким содержанием солей до 3000 мг/л рекомендован материал для трубных систем конденсаторов – коррозионно-стойкая сталь аустенитного класса с высоким содержанием хрома и никеля, с добавлением молибдена или титана, что позволяет повысить коррозионные свойства применяемых материалов, а также вакуумную и водяную плотность, улучшает деаэрацию конденсата, надежность конструкции и увеличивает срок службы.

При модернизации конденсатора использован опыт создания, как боковых, так и конденсаторов подвального расположения мощных паровых турбин [5]. В процессе работы решались следующие задачи: разработка «блочно-модульной» конструкции трубного пучка; оптимизация поверхности теплообмена; расчетная вибрационная отстройка охлаждающих труб; повышение деаэрирующей способности конденсатора; исключение стояночной коррозии в охлаждающих трубах; оптимизация массовых характеристик и нагрузок на фундамент; снижение расчетного давления пара в конденсаторе; получение прироста электрической мощности турбоустановки на зажимах генератора при различных температурах охлаждающей воды; конструктивные усовершенствования элементов конденсатора – сбросов дренажей в конденсатор, защита охлаждающих труб в модулях, применение камеры задней сферической конструкции и ужесточение конструкции устройств приёмно-сбросных.

Конструктивные особенности конденсатора.

Конденсационное устройство турбоустановки К-1000-60/1500-2 состоит из трех конденсаторов подвального расположения, установленных поперечно относительно оси паровой турбины в ма-

шинном зале.

Конденсатор поверхностного типа, двухходовой, двухпоточный по охлаждающей воде, конструктивно выполнен из корпуса, водяных камер, крышек, переходного патрубка с приёмно-сбросными устройствами и конденсаторосборников, и устанавливается на существующие стержневые опоры фундамента, без изменения его характеристик, с сохранением геометрических размеров и без изменения компоновочных решений по машинному залу турбоустановки (рисунок 2).

При модернизации габаритные размеры конденсатора были сохранены, а присоединительные размеры патрубков под трубопроводы изменены в связи с изменением количества промежуточных досок с 10-ти до 16-ти штук. При выборе расстояний между наружными и промежуточными досками конструкция трубной системы конденсатора была рассчитана на вибрационную прочность и устойчивость, с учетом воздействия механических сил, водяного потока и аэродинамических возбуждающих сил. В зависимости от собственной частоты колебаний труб, длины пролета и расчетной вибрационной отстройки труб в конструкции было принято 16 промежуточных досок с оптимальным расстоянием между ними 808,5 мм. Толщина наружных досок и шаг расположения охлаждающих труб в них обеспечивают плотность вальцовочного соединения и сварку.

В отличие от ранее применявшихся в конденсаторах паровых турбин «ленточных» компоновок трубных пучков для данной конструкции конденсатора разработана новая «модульная» компоновка трубного пучка с учетом требований по сварке модулей между собой на монтаже, имеющая оптимальную тепловую эффективность и оптимальные габариты по поверхности теплообмена. Применение такой компоновки трубного пучка позволило спроектировать конденсатор в «блочно-модульном» исполнении, что обеспечило изготовление «блоков-модулей» полной заводской готовности, их транспортировку и удобство выполнения монтажных работ на АЭС (рисунок 3).

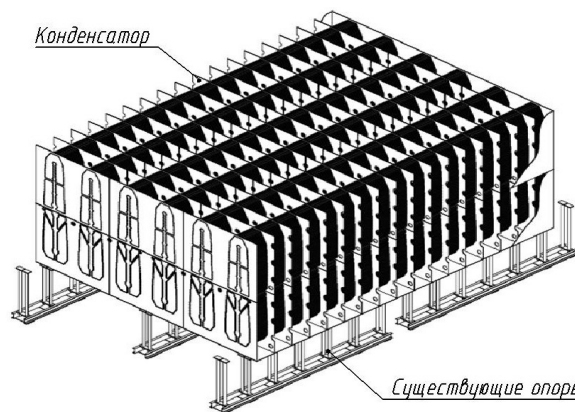


Рисунок 2. Конденсатор поверхностного типа, двухходовой, двухпоточный по охлаждающей воде

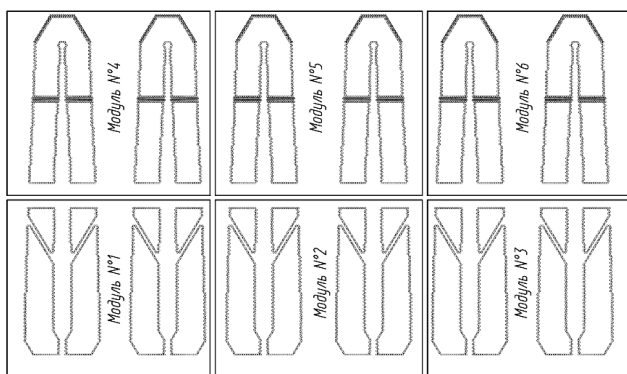


Рисунок 3. Расположение модулей 1-го корпус-конденсатора (3-и нижних и 3-и верхних модуля)

Конструкция конденсатора обеспечивает снижение расчетного давления пара в конденсаторе (вакуума) с расчетным приростом электрической мощности турбоустановки на зажимах генератора, работоспособность при форсировании тепловой мощности реакторной установки до 3210 МВт (107 %), полную конденсацию пара, поступающего из цилиндров низкого давления паровой турбины, герметичность соединения охлаждающих труб с наружными досками; отвод несконденсировавшейся паровоздушной смеси из межтрубного пространства конденсатора; приём пара от системы БРУ-К в нестационарных режимах работы турбоустановки; проведение эксплуатационного контроля мест соединения; исключение термического напряжения в местах соединения охлаждающих труб с наружными досками при относительном перемещении корпуса и труб; свободный доступ персонала через люки, расположенные на камерах передней и задней; герметичность, исключение присосов воздуха в конденсатно-питательный тракт, исключение поступления охлаждающей воды в паровое пространство конденсатора; приём дренажей турбоустановки и химически очищенной воды в режимах нормальной эксплуатации; работу при разных температурах охлаждающей воды.

К конструктивным мероприятиям, с помощью которых достигается высокая герметичность, относятся, в первую очередь, применение охлаждающих труб и наружных досок из материалов, стойких против эрозионных и коррозионных воздействий со стороны воды и пара, предотвращение механических повреждений охлаждающих труб при их вибрации и повышение плотности их крепления.

Оба конца охлаждающих труб развальцовываются в наружных досках и привариваются к ним (рисунок 4). Это позволяет обеспечить работоспособность и надежность, а также повышает водяную плотность и увеличивает срок службы конденсаторов.

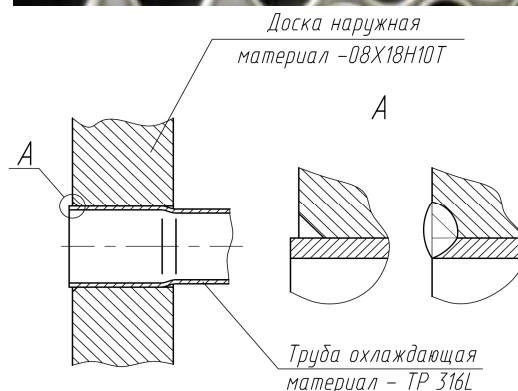


Рисунок 4. Крепление охлаждающих труб в наружных досках

В конструкции конденсатора предусмотрены охлаждающие трубы сортамента $\varnothing 23 \times 0,5 \times 14060$ мм и $\varnothing 23 \times 1,0 \times 14060$ мм из коррозионно-стойкой нержавеющей стали марки TP 316L ASTM 249 (аналог стали марки 03X17H14M3). Сварные трубы с повышенными техническими требованиями к контролю изготавливаются на специальных технологических станах с применением современной технологии сварки (тип сварки «Tig / Laser») прямо в стане и удовлетворяют всем требованиям к качеству труб согласно стандарту и спецификации на поставку. Преимуществом сварных труб, изготавливаемых из штрипца, является высокая однородность, стабильность структуры, механических и коррозионных свойств металла по сечению и длине труб, что обеспечивается способом их производства [4]. Кроме того, при прокате на стане имеются технологические средства, обеспечивающие достижение высокого качества наружной поверхности, применение термообработки в линии стана («светлый отжиг») и совмещенных видов контроля – 100 % ультразвуковой контроль и 100 % вихретоковый контроль прямо в стане, а также выполнение дополнительно пневматических испытаний в объеме 100 %.

В результате расчёта собственных частот колебаний охлаждающие трубы сортамента $\varnothing 23 \times 0,5 \times 14060$ мм и $\varnothing 23 \times 1,0 \times 14060$ мм отстроены, имеют запас от основной возмущающей силы (базовой частоты вращения валопривода паровой

турбины 25 Гц, 2-й кратности частоты вынуждающей силы 50 Гц, 3-й кратности частоты вынуждающей силы 75 Гц), соответствуют требованиям ПН АЭ Г-7-002-86 и рекомендациям, указанным в МУ 34-70-122-85 не менее 25 % для свободных колебаний труб первого порядка основного тона и не менее 12 - 15 % для колебаний следующих порядков, имеют запас от базовой частоты и обеспечивают вибрационную прочность.

Конструкция трубной системы рассчитана на статическую, вибрационную, циклическую прочность и устойчивость, в том числе, от воздействия механических и аэродинамических возбуждающих сил, при оптимизации расстояния между наружными и промежуточными досками. Толщина наружной доски и шаг расположения охлаждающих труб в ней обеспечивают плотность и прочность вальцовочного и сварного соединений [6]. Конструкция корпуса предусматривает исключение термического напряжения в охлаждающих трубах в местах сварки в наружных досках при относительном перемещении корпуса и охлаждающих труб. Термические напряжения в местах соединения «труба – доска наружная» учитываются при оценке прочности элементов конструкции конденсатора при расчете размахов приведенных напряжений (σ)RV и амплитуды приведенных напряжений (σ aF)V. Снижение в деталях и узлах конденсатора до уровня требований ПН АЭ Г-7-002-86 температурных и компенсационных напряжений достигается оптимальным соотношением жесткостных характеристик сопрягаемых элементов конструкции [6].

Конструкция трубной системы конденсатора предотвращает переохлаждение конденсата и насыщение его неконденсирующимися газами. В трубных пучках нижних модулей конденсатора имеются зоны отвода неконденсировавшейся паровоздушной смеси. Со стороны задних камер из центральной части трубного пучка каждого потока организовано удаление неконденсировавшейся смеси с помощью коробов. На крайних переходных патрубках установлены по два приёмно-сбросных устройства дроссельно-охладительного типа, служащие для приема сбрасываемого пара в конденсатор после БРУ-К.

Конструкция корпуса конденсатора исключает возникновение стояночной коррозии, для исключения которой охлаждающие трубы в наружных и промежуточных досках устанавливаются конструктивно по типу «лук» по технологии предприятия-изготовителя (рисунок 5). В промежуточных досках имеются вырезы для выравнивания давления по длине конденсатора, через вырезы в нижней части промежуточных досок осуществляется перелив конденсата к конденсатосборникам.

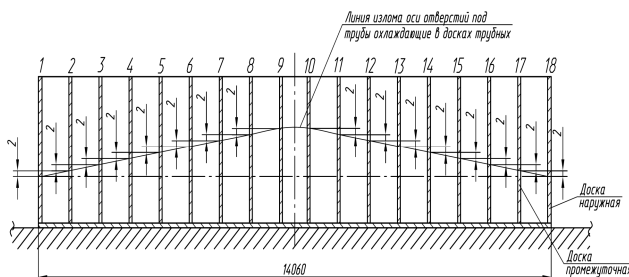


Рисунок 5. Схема установки охлаждающих труб в наружных и промежуточных досках по типу «лук»

Передние камеры со стороны подвода и слива охлаждающей воды с крышками и горизонтальными перегородками между ходами охлаждающей воды, а также задние сферические камеры привариваются к корпусу.

Конденсатор работает совместно с существующей системой шариковой очистки охлаждающих труб и фильтрами дополнительной очистки охлаждающей воды. Его конструкция предусматривает исключение застойных зон – зон возможного скопления шариков.

Технологичность конструкции узлов конденсатора при изготовлении и монтаже подтверждается технологией изготовления, а геометрическая совместимость модулей конденсатора друг с другом при изготовлении и монтаже обеспечивается поэтапной контрольной сборкой модулей без охлаждающих труб и с ними. Полная сборка узлов конденсатора выполняется согласно инструкции по монтажу конденсатора и осуществляется на монтаже специализированной организацией под техническим руководством ПАО «Турбоатом».

Тепловые и гидравлические расчеты модернизированного конденсатора выполнены в соответствии с «Руководящими указаниями по тепловому расчету поверхностных конденсаторов мощных турбин тепловых и атомных электростанций» [7].

Характеристики конденсатора до и после модернизации представлены в таблице 1, а эффективность модернизации представлена в таблице 2.

Выводы

Надежная и экономичная работа модернизированного конденсатора «блочно-модульного» исполнения в составе паровой турбины достигнута за счет: применения коррозионно-стойких материалов охлаждающих труб и наружных досок; обеспечения надежности и плотности закрепления труб (вальцовка и сварка охлаждающих труб в наружных досках); предотвращения стояночной коррозии; выбора оптимальных расстояний между промежуточными досками с целью уменьшения вибрации и применения эффективной компоновки трубных пучков, обеспечивающей оптимальные скорости пара; организации приёма пароводяных потоков в конденсатор с целью ликвидации разрывов охлаждающих труб; поставки модулей полной заводской готовности с обеспечением необходимого контроля и высокого качества.

Таблица 1. Конструктивные характеристики конденсатора до и после модернизации

№ п/п	Наименование	Единица изме- рений	Конденсатор:	
			до модернизации	после модернизации
1	Конструктивные характеристики:			
1.1	Тип		Поверхностный, К-33160	Поверхностный, К-38080
1.2	Поверхность охлаждения	м ²	33160	38080
1.3	Тип трубы		цельная	сварная
1.4	Сортамент труб	мм	Ø28х1х8970 Ø28х2х8970	Ø23х0,5х14060 Ø23х1,0х14060
1.5	Количество труб		26940	37644
1.6	Крепление труб в досках нару- жных		вальцовка	вальцовка и сварка
1.7	Число ходов / потоков		2 / 2	2 / 2
2	Расчетные характеристики на один конденсатор:			
2.1	Расход пара	т/ч	1114,22	1114,22
2.2	Давление пара	кгс/см ²	0,0390	0,0364
2.3	Расход охлаждающей воды в трубах	т/ч	56600	56000
2.4	Расчетная температура охлажда- ющей воды	°С	15	15
2.5	Скорость воды в трубах	м/с	2,1	2,0
3	Материалы:			
3.1	Труба охлаждающая		сплав марки МНЖ 5-1	сталь ТР 316L
3.2	Доска наружная		Сталь 20	сталь 08Х18Н10Т
3.3	Доска промежуточная		сталь Ст.3 сп5	сталь 09Г2С
3.4	Другие детали и узлы		сталь Ст.3 сп5	сталь Сталь 20
4	Массовые характеристики:			
4.1	Конденсатор (без опор)	кг	621000	523000

Таблица 2. Режимные характеристики конденсатора

№ п/п	Расчетная температура охлаждающей воды на входе в первый корпус конденсатора, °С	Среднее значение давления пара существующего конденсатора, кгс/см ²	Среднее значение давления пара модернизированного конденсатора, кгс/см ²	Прирост электрической мощности турбоустановки на зажимах генератора после модернизации конденсатора, МВт
1	15	0,0390	0,0364	0,90
2	20	0,0502	0,0476	2,10
3	25	0,0654	0,0622	3,10
4	30	0,0851	0,0812	4,10
5	35	0,1106	0,1056	5,20

Список использованной литературы

1. Кирсанов, И. Н. Конденсационные установки / И. Н. Кирсанов. – М.-Л.: Энергия, 1965. – 376 с.
2. Паротурбинные установки атомных электростанций/ Под ред. Ю.Ф. Косяка. – М.: Энергия, 1978. – 312 с.
3. Томашов Н.Д. Теория коррозии и коррозионностойкие конструкционные сплавы // Н.Д. Томашов, Г.П. Чернова. – М.: Металлургия, 1986. – 359 с.
4. Буряк Т. Н. Анализ материаловедческих аспектов в оценке эксплуатационной надежности сварных труб из коррозионностойкой стали для конденсаторов АЭС/ Т. Н. Буряк, Н. В. Ярошенко, А. А. Тараненко// Ядерна та радіаційна безпека. –2(66).–2015 – с. 31-38.– ISSN 2073-6237.
5. Швецов В.Л. Модернизация конденсаторов турбоустановок К-1000-60/1500-2М Ростовской и Балаков-

ской АЭС путем замены материала трубных систем и создания «Блочно-модульной» конструкции / В.Л. Швецов, А.Н. Усс, В.В. Гаврилова // Энергетичні та теплотехнічні процеси й устаткування. – №8. – 2012. – с. 26-35.

6. ПН АЭ Г-7-002-86 Правила и нормы в атомной энергетике. Нормы расчета на прочность оборудования и трубопроводов атомных энергетических установок/ Энергоатомиздат, Москва, 1989. – 525 с.

7. Руководящие указания по тепловому расчету поверхностных конденсаторов мощных турбин тепловых и атомных электростанций/ Л.Д Бerman, Э.П. Зернова. – ВТИ, Москва, 1982. – 100 с.

Получено 18.12.2017

Реферати опублікованих статей / Summaries

УДК/UDC 539.4

В. О. Посох, А. І. Абдурашитов, Р. М. Шахбанов

Розрахунок сейсмостійкості трубопроводів АЕС з використанням кінцевих елементів типу «pipe»

В статті розглянуто чисельний метод розрахунку напружено-деформованого стану та власних коливань просторових моделей трубопроводів АЕС з використанням різних типів кінцевих елементів (КЕ). Показана збіжність отриманих результатів, а також відзначені переваги і недоліки моделей на основі стрижневих і оболонкових КЕ.

УДК/UDC 621.039

О. А. Пуртов, О. М. Масько

Оновлена концепція зняття з експлуатації енергоблоків Южно-Української АЕС

Представлені основні положення оновленої Концепції зняття з експлуатації енергоблоків Южно-Української АЕС. Розглянуто два основні варіанти зняття з експлуатації енергоблоків АЕС - негайний демонтаж і відкладений демонтаж. Оптимальним варіантом ЗЕ енергоблоків №1,2,3 ЮУАЕС визначено відкладений демонтаж з тривалістю стадії витримки 20, 27 і 31 рік відповідно. Оптимальний варіант ЗЕ з відкладеним демонтажем забезпечує суттєві переваги з точки зору рівномірності трудовитрат і завантаженості установок з переробки РАВ на стадії демонтажу. Оцінені фінансові витрати на окремих стадіях ЗЕ енергоблоків №1, 2, 3, розміри щорічних відрахувань на ЗЕ і на захоронення РАВ від ЗЕ енергоблоків відповідно до оновленої Концепції.

УДК/UDC 621.039.7

Ю.А. Ольховик, Ю.В. Литвиненко

Оценка лимитов безопасной активности в траншеях хранилища «Буряковка»

Введенный в эксплуатацию в 1987 году ПЗРО «Буряковка» не соответствует требованию применения для приповерхностного захоронения отходов мультибарьерной системы, состоящей из инженерных и геологических барьеров. Проведен расчет лимитов безопасной активности радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{241}Am , которые присущи площадке ПЗРО «Буряковка» с траншеями, которые заполнены некондиционированными ТРО.

Расчет безопасных лимитов активности предусматривает применение упрощенных моделей и рассмотрение наиболее реалистичных путей миграции, скомпонованных в отдельные модули - «выход радионуклидов за пределы хранилища» - «нисходящая миграция в зоне аэрации» - «латеральная миграция в водонасыщенном слое». Показано, что существующие два инженерных барьера безопасности - верхний глиняный слой, ограничивающий проникновение воды в траншеи, и нижний глиняный слой, ограничивающий миграцию радионуклидов в геосферу благодаря своим сорбционным свойствам, недостаточно эффективны для долгосрочной изоляции ^{90}Sr и ^{239}Pu .

Непревышение безопасного уровня ^{90}Sr и ^{239}Pu в воде верхнего водоносного горизонта возможно обеспечить

V. Posokh, A. Abdurashitov, R. Shahbanov

Calculation of NPP pipelines seismic resistance with use of type «pipe» finite elements

The numerical method for calculating the stress-strain state and natural oscillation of spatial models NPP pipelines using different type of finite elements (FE) is considered in the article. The convergence of the obtained results is shown, and the advantages and disadvantages of models based on rod and shell FE are noted

O. Purtoy, A. Masko

Updated concept of South-Ukrainian NPP units decommission

The main provisions of the renewed Decommissioning Concept for South Ukrainian NPP units are presented. Two main options for decommissioning NPP units are considered: immediate dismantling and deferred dismantling. The optimal version of SUNPP units No 1, 2, 3 decommission is defined as postponed dismantling with the duration of the delay stage 20, 27 and 31 years, respectively. The optimal version of decommission with deferred dismantling provides significant advantages in terms of uniformity of labor costs and utilization of RW processing plants at the stage of dismantling. The financial costs at the individual stages of units No 1, 2, 3, the size of the annual allocations for decommission and for the disposal of radioactive waste from the power units in accordance with the updated Concept.

Yu. Olkhovik, Yu. Lytvynenko

Assessment of safe activity limits for the Buryakivka storage trenches

The Buryakivka storage, commissioned in 1987, does not meet the requirements for the use of a multi-barrier system consisting of engineering and geological barriers for near-surface disposal. The calculation of the limits for the safe activity of radionuclides ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{239}Pu , ^{241}Am , which are inherent to the field of the "Buryakivka" PZRO, with trenches, which are filled with non-conditioned SRW.

The calculation of safe activity limits provides for the use of simplified models and consideration of the most realistic migration routes, assembled into separate modules - "radionuclide release outside the storage" - "downward migration in the aeration zone" - "lateral migration in the water-saturated layer". It is shown that the existing two engineering safety barriers-the upper clay layer that limits the penetration of water into the trenches and the lower clay layer that limits the migration of radionuclides to the geosphere due to its sorption properties, are not effective enough for the long-term isolation of ^{90}Sr and ^{239}Pu .

The excess of the safe level of ^{90}Sr and ^{239}Pu in the water of the upper aquifer can only be ensured with the use of protective properties of geological barriers - the sorption properties of the upper aquifer horizons located outside the existing limits of the Buryakivka field. The safety of the near-surface disposal of radioactive waste should be increased by

только с привлечением защитных свойств геологических барьеров - сорбционных свойств грунтов верхнего водоносного горизонта, расположенных вне существующих пределов площадки ПЗРО «Буряковка». Безопасность приповерхностного захоронения радиоактивных отходов должна быть повышена путем принятия органами государственного управления решения о предоставлении зоне отчуждения, в которой расположены хранилища ПЗРО «Буряковка», статуса зоны специального промышленного использования, которая пожизненно является непригодной для проживания.

УДК/UDC 504.3:614.841

С. И. Азаров, В. Л. Сидоренко, А. С. Задунай

Радиационные и экологические последствия пожаров в Чернобыльской зоне отчуждения

На основании данных о площади и видах пожаров в Чернобыльской зоне отчуждения, уровне радиоактивного загрязнения территории и горючего материала оценены ожидаемые эффективные дозы облучения и риски для участников пожаротушения. Приведены оценки радиационного и токсического риска для работников пожарно-спасательных подразделений при тушении пожаров в зоне отчуждения. Показано, что предел риска для здоровья пожарного в этих условиях может превышать предельный индивидуальный риск.

УДК/UDC 628.33:546.791

М. А. Кейміров

Очищения урановмісних вод монтморилонітом Огланлінського родовища (Туркменістан), модифікованим поліаміном

Представлено результати досліджень впливу модифікування поліаміном (низькомолекулярним поліетиленіміном розгалуженої структури) природного шаруватого алюмосилікату – монтморилоніту Огланлінського родовища (Туркменістан) на його сорбційну здатність щодо урану (VI). Встановлено, що ступінь вилучення урану (VI) з водних розчинів модифікованим мінералом істотно вищий ніж природним. Оцінено вплив рН водного середовища, природи та концентрації макрокомпонентів природних вод та комплексоутворюючих реагентів на сорбційне вилучення урану (VI) модифікованим поліаміном монтморилонітом в статичному режимі. Показано, що найбільшу ефективність вказаний матеріал проявляє в області рН (4,0 ÷ 9,0).

УДК/UDC 502.65:621.039.75:628.3

Ю. В. Бондар, С. В. Кузенко

Нові композитні волокна на основі поліакрилонітрильних волокон з фероціанідною фазою для очищення забруднених вод від радіонуклідів цезію

Синтезований новий композитний сорбент для очищення забруднених вод від радіонуклідів цезію шляхом *in situ* формування неорганічної фази (фероціанід калію-міді) на поверхні модифікованих поліакрилонітрильних волокон. Результати електронно-мікроскопічного і інфрачервоного досліджень підтвердили формування фероціанідної фази на поверхні волокон. Показано, що композитні волокна хімічно стійкі як в кислих, так і в лужних розчинах, характеризуються високою селективністю по відношенню до іонів цезію і можуть бути використані для очищення природних вод і високосольових розчинів від радіонуклідів цезію.

the decision of the government to provide the exclusion zone in which the Buryakivka storage facilities are located, the status of a special industrial use zone that is permanently unfit for habitation.

S. Azarov, V. Sydorenko, O. Zadunay

Radiation and environmental consequences of fire in Chernobyl exclusion zone

Based on the data on the area and types of fires in the Chernobyl exclusion zone, the level of radionuclide pollution of the territory and the combustible material, estimated expected effective radiation dose and risk for fire extinguishers. The estimation of radiation and toxic risk for workers of fire and rescue units during extinguishing of fires in the exclusion zone is given. It has been shown that the fire risk limit in these conditions may exceed the maximum individual risk.

M. Keymirov

Water purification of uranium (VI) with the use of montmorillonite of the Oglanlyn deposit (Turkmenistan), modified polyamine

The results of the influence of the modification of polyamine (a low molecular weight polyethyleneimine of the branched structure) of natural layered aluminosilicate – montmorillonite of the Oglanlyn deposit (Turkmenistan) on its sorption capacity with respect to uranium (VI) are presented. It has been established that the degree of extraction of the radionuclide from the aqueous solutions is significantly lower on the original natural mineral than on the modified one. The influence of the pH of the aquatic environment, the presence of macrocomponents of natural waters and complexing reagents on the sorption recovery of uranium (VI) on the modified polyamine montmorillonite in the static regime is estimated. It is shown that this material shows the greatest efficiency in the pH range (4.0 ÷ 9.0).

Yu. Bondar, S. Kuzenko

New composite adsorbents based on polyacrylonitrile fibers with ferrocyanide phase for purification of contaminated water from cesium radionuclides

Novel composite adsorbent based on modified polyacrylonitrile fibers is synthesized by *in situ* formation of inorganic phase (potassium-copper ferrocyanide) on the fibers' surface. Results of scanning electron microscopy, and infrared spectroscopy confirmed the formation of ferrocyanide phase on the fibers' surface. Composite fibers are characterized by chemical stability in both acidic and alkaline solutions and high selectivity towards cesium ions. They can be used for purification of natural waters and high-salt solutions from cesium radionuclides.

УДК/UDC 621.039:659.3:621.311.25 :657.6.504

С. И. Азаров, О. С. Задунай, В. М. Євланов

Методические основы экологического аудита АЕС

Обоснованно методологические основы экологического аудита АЕС. Систематизированы основные задания и принципы экологического аудита. Предложены основные расчеты показателей эколого-экономических процессов, что дает возможность экологическому аудитору определить и оценить обоснованность использования разработанной методологии. Показана возможность использования эколого-экономических показателей, которые подтверждают объективность и достоверность проведения экологического аудита.

УДК/UDC 536.24:621.039.584

С. В. Алёхина

Тепловые режимы хранения отработавших топливных сборок в вентилируемых контейнерах

Путем компьютерного моделирования проведено исследование теплового состояния корзины с отработавшими топливными сборками реакторов ВВЭР-1000, которые расположены в герметичной корзине хранения отработавшего ядерного топлива. Задача рассмотрена в квазистационарной трехмерной сопряженной постановке с учетом действия механизмов естественной конвекции и лучевого теплообмена. Проведены расчеты различных вариантов заполнения корзины сборками. Определен вариант безопасного размещения топливных сборок в корзине хранения, который позволяет снизить общий уровень температур. Определено изменение температур на протяжении всего периода хранения.

УДК/UDC 621.039.659

Г. М. Новоселов, П. М. Вирич, О. Н. Кориков

Общественное обсуждение материалов оценки воздействий на окружающую среду поднятия уровня Александровского водохранилища до проектной отметки 20,7 м

В статье представлена информация о процедуре и результатах общественного обсуждения материалов оценки воздействий на окружающую среду поднятия уровня Александровского водохранилища до проектной отметки 20,7 м, которое проводилось ОП «ЮУАЭС» в период с 12 января по 29 апреля 2017 года.

УДК/UDC 621.175.845.001.57

О. М. Усс, С. Т. Пацюк, О. В. Вавілов, О. В. Панченко, О. В. Шавлаков, Д. Х. Харлампіді

Модернізація конденсатора турбоустановки К-1000-60 / 1500-2 ОП «Запорізька АЕС»

Проведена модернізація конденсаторів турбоустановки К-1000-60 / 1500-2 ВП «Запорізька АЕС» на енергоблоці № 3, в результаті якої здійснено заміну трубних систем з охолоджувачими трубами з мідно-нікелевого сплаву і зовнішніми дошками з вуглецевої сталі на нові системи з охолоджувальними трубами і зовнішніми дошками з корозійно-стійкої сталі аустенітного класу.

Запропонована «блочно-модульна» конструкція конденсатора нового покоління підвищує надійність, працездатність, безпеку і збільшує термін служби.

S. Azarov, O. Zadunay, V. Yevlanov

Methodology providing of ecological audit for NPP

Grounded methodological bases of ecological audit of objects of enhanceable ecological danger. Basic tasks and principles of ecological audit are systematized. The basic calculations of indexes of ekologo-ekonomichnikh processes are offered, that enables an ecological public accountant to define and estimate validity of the use of the developed methodology. Possibility of the use of ekologo-ekonomichnikh indexes which confirm objectivity and authenticity of leadthrough of ecological audit is rotined.

S. Alyokhina

Thermal regimes of spent fuel assemblies storage in ventilated containers

Numerical simulation of thermal state of cask with spent nuclear fuel assemblies of WWER-1000 reactors were carried out. The problem was considered in quazi-stationary conjugate formulation with taking into account the natural circulation and radiation heat transfer. The simulation of different variant of cask filling by assemblies was done. The safe variant of cask filling by fuel assemblies was detected. It allowed to decrease of level of temperatures. The temperature changing for all period of storage was calculated.

G. Novosolov, P. Virich, O. Korikov

Public discussion of materials on environmental impact assessment of raising the level of the Aleksandrovsky reservoir to the design mark of 20.7 m

The article presents information on the procedure and results of public discussion of materials on environmental impact assessment of raising the level of the Aleksandrovsky reservoir to the design mark of 20.7 m, which was carried out by the SUNPP in the period from January 12 to April 29, 2017.

O. Uss, S. Patsyuk, O. Vavilov, O. Panchenko, O. Shavlakov, D. Kharlampidi

Modernization of the condenser of the turbine K-1000-60 / 1500-2 of Zaporozhskaya NPP

Modernization of turbine condensers K-1000-60 / 1500-2 of Zaporizhzhya NPP at power unit No.3 was completed, as a result of which the replacement of pipe systems with cooling pipes made of copper-nickel alloy and external boards of carbon steel into new systems with cooling pipes and external boards of corrosion-resistant steel of the austenitic class.

The proposed «block-modular» design of the new generation of capacitors enhances reliability, performance, safety and extends service life.

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; назви організацій, 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, назви організацій, анотація та ключові слова англійською, українською та російською мовами; телефони та адреси електронної пошти авторів.
Додатково до тексту статті (окремо від тексту — окремим файлом) подаються ілюстративні та графічні матеріали.
3. Загальний обсяг статті разом з графічними матеріалами не повинен перевищувати 18 сторінок формату А4. На одній сторінці може бути не більше як 30 рядків та до 60 знаків (з урахуванням розділових знаків і проміжків між словами) у кожному рядку. Розмір шрифту підготовленого на комп'ютері матеріалу — 14; міжрядковий інтервал — 1,5; розміри полів (мм): зліва — 30, справа — 10, зверху — 20, знизу — 25.
4. Текст набирається шрифтом TimesNewRoman у редакторі Microsoft Word. Графічний матеріал (у режимі “чорно-білий” або “відтінки сірого”) подається у форматі EPS, TIFF або JPG-файлів з густиною точок на дюйм 300—600 dpi. Ілюстративні матеріали, що були створені за допомогою панелі WordArt редактора Microsoft Word, подаються окремо у форматі DOC-файлів.
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 й 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.

Для нотаток