

Естественный сорбционный барьер на этапе пассивного контроля площадки комплекса «Вектор»

Проведен ориентировочный расчет пределов активности изотопа стронций-90 в хранилищах комплекса «Вектор» на основе литературных данных о защитных свойствах, присущих исключительно природным компонентам естественных барьеров при миграции радионуклидов в верхней зоне грунтового водоносного горизонта. Показано, что хранилища для захоронения радиоактивных отходов (РАО) на комплексе «Вектор» имеют значительный потенциал обеспечения безопасного размещения кондиционированных РАО даже исходя из защитных свойств только естественного сорбционного барьера в водонасыщенном слое.

Ключевые слова: поверхностное хранилище, захоронение радиоактивных отходов, естественный барьер, мелкозернистый песок, сорбция, радионуклиды, предел активности.

Ю. О. Ольховик

Природний сорбційний бар'єр на етапі пасивного контролю майданчика комплексу «Вектор»

Проведено орієнтовний розрахунок меж активності ізотопу стронцій-90 у сховищах комплексу «Вектор» на основі літературних даних про захисні властивості, характерні для винятково мінеральних компонентів природних бар'єрів під час міграції радіонуклідів у верхній зоні грунтового водоносного горизонту. Показано, що сховища для захоронення радіоактивних відходів (РАВ) на комплексі «Вектор» мають значний потенціал забезпечення безпечного розміщення кондиційованих РАВ навіть виходячи із захисних властивостей тільки природного сорбційного бар'єра у водонасиченому шарі.

Ключові слова: поверхнєве сховище, захоронення радіоактивних відходів, природний бар'єр, дрібнозернистий пісок, сорбція, радіонукліди, межа активності.

© Ю. А. Ольховик, 2015

Использование в Украине ядерных энергетических установок вызывает необходимость безопасного захоронения образующихся при этом радиоактивных отходов (РАО). С этой целью в соответствии с действующим ядерным и природоохранным законодательством на площадке «Вектор» общей площадью $S = 160$ га предусматривается строительство ряда объектов, предназначенных для обращения с РАО, в том числе хранилища для хранения высокоактивных и долгоживущих РАО, а также хранилища для захоронения короткоживущих низко- и среднеактивных РАО. Проектируемые хранилища должны обеспечить захоронение низко- и среднеактивных твердых РАО в объеме около 690,0 тыс. м³.

На площадке «Вектор» планируется размещение практически всех РАО Украины (кондиционированных либо для переработки) от Чернобыльской АЭС, предприятий зоны отчуждения, действующих АЭС Украины, государственных межобластных специализированных комбинатов ГК «УкрГО Радон». Согласно принятым проектным решениям, все размещаемые на площадке «Вектор» хранилища являются хранилищами поверхностного типа, для которых требуются разработка и реализация инженерных и эксплуатационных мероприятий как на период эксплуатации установки для захоронения, так и после закрытия.

В хранилищах комплекса «Вектор» для предотвращения потенциального радиологического воздействия предусматривается система инженерных барьеров, основными компонентами которых являются:

- матрица, в которую включены радионуклиды (РН);
- железобетонный контейнер;
- монолитные железобетонные секции с водоизолирующим слоем;
- многослойный противодиффузионный экран.

Естественными барьерами для хранилищ комплекса «Вектор» являются геологические и гидрогеологические особенности месторасположения хранилищ РАО, которые должны обеспечивать надежную изоляцию РАО от окружающей среды либо минимизировать влияние РН на природные компоненты при их выщелачивании из тела захоронения.

В случае возникновения чрезвычайных ситуаций, приводящих к разрушению инженерных барьеров на этапе после закрытия, нужно оценить особенности миграции радионуклидов в грунтовом водоносном горизонте (ГрВГ) после нисходящей миграции в породах зоны аэрации и дальнейшего формирования дозовых нагрузок.

Исходя из существующих радиационно-гигиенических регламентов ограничения текущего облучения критической группы населения, при принятии определенных допущений о свойствах вмещающих осадочных пород, можно выполнить консервативную оценку активности, безопасную для размещения радионуклидов на площадке комплекса «Вектор».

В общем случае расчет пределов активности — часть итеративного процесса разработки конкретной системы захоронения и формирования техногенно-геологической системы «комплекс хранилища РАО — геологическая среда зоны его влияния», на которую влияет множество факторов, таких как практика эксплуатации, проект хранилища, сорбционно-фильтрационные свойства геологической среды на площадке и характеристики отходов.

Предлагаемая оценка пределов активности носит крайне консервативный характер и базируется на факторе сорбционной емкости песчаных грунтов к РН и гидрогеологических особенностях ГрВГ четвертичных отложений.

Основной целью захоронения радиоактивных отходов является защита людей и охрана окружающей среды в долгосрочной перспективе, в том числе после закрытия хранилища для захоронения. Вследствие деградации инженерно-технических компонентов и переноса радионуклидов с установки природными процессами в этот период могут произойти миграция радионуклидов в биосферу и последующее облучение людей. Для того чтобы обеспечить обоснованную уверенность в том, что дозы и риски облучения населения в долгосрочной перспективе не будут превышать граничных доз или обусловленных риском ограничений, целесообразно выполнить оценку защитных свойств, присущих исключительно природным компонентам площадки комплексов производств «Вектор».

Временные рамки. При выполнении оценки принимается, что период эксплуатации хранилищ для захоронения РАО комплекса «Вектор» включает три этапа со следующими временными рамками [1]:

этап 1 — строительство, эксплуатация, снятие с эксплуатации всех объектов для обращения с РАО — завершается через 200 лет с момента первого размещения РАО в хранилищах ($T_0 + 200$). Условно в качестве T_0 можно принять 2013 год, когда в отсеке специально оборудованного приповерхностного хранилища для захоронения твердых РАО на площадке комплекса производств «Вектор» (СОПХТРО) была размещена первая партия кондиционированных отходов ЧАЭС;

этап 2 — активный административный контроль — начинается после завершения этапа 1. Длительность этапа 2 оценивается в 300 лет, т. е. окончание этапа предполагается в момент $T_0 + 500$. В это время выполняются обслуживание, мониторинг, ремонт противодиффузионного барьера хранилищ;

этап 3 — деградация инженерных барьеров. При этом продолжает существовать минимизированная зона отчуждения (МЗО) с ограниченным доступом, включающая площадку «Вектор». В период существования МЗО в ее границах население не проживает. В отдаленный период возможны прекращение существования МЗО и проживание населения на местах захоронения РАО.

Гидрогеологические условия площадки «Вектор». Особенности гидрогеологических условий территории определяются ее геоморфологической приуроченностью к водоразделу долин рек Припяти и Ужа.

В пределах разведанной глубины залегают водоносный комплекс четвертичных отложений водораздельных пространств и водоносный горизонт эоценовых отложений. Мощность зоны аэрации колеблется от 10,9 до 24 м, преимущественно в пределах 18–21 м.

Водоносный комплекс четвертичных отложений приурочен к толще среднечетвертичных флювиогляциальных отложений, а также подстилающих их нижнесреднечетвертичных аллювиально-флювиогляциальных пород. Воды рассматриваемого комплекса, как правило безнапорные, залегают первыми от поверхности.

Водовмещающими являются пески различного гранулометрического состава, преимущественно пылеватые и мелкозернистые с прослоями супесей и суглинков. Они характеризуются среднетолстым и толстым сложением, содержат лишь маломощные линзы прослоев глинистых песков. Региональным водоупором являются мергельные глины киевской свиты эоцена.

Типичный инженерно-геологический разрез по данным Киевского института инженерных изысканий «Энергопроект» приведен на рис. 1.

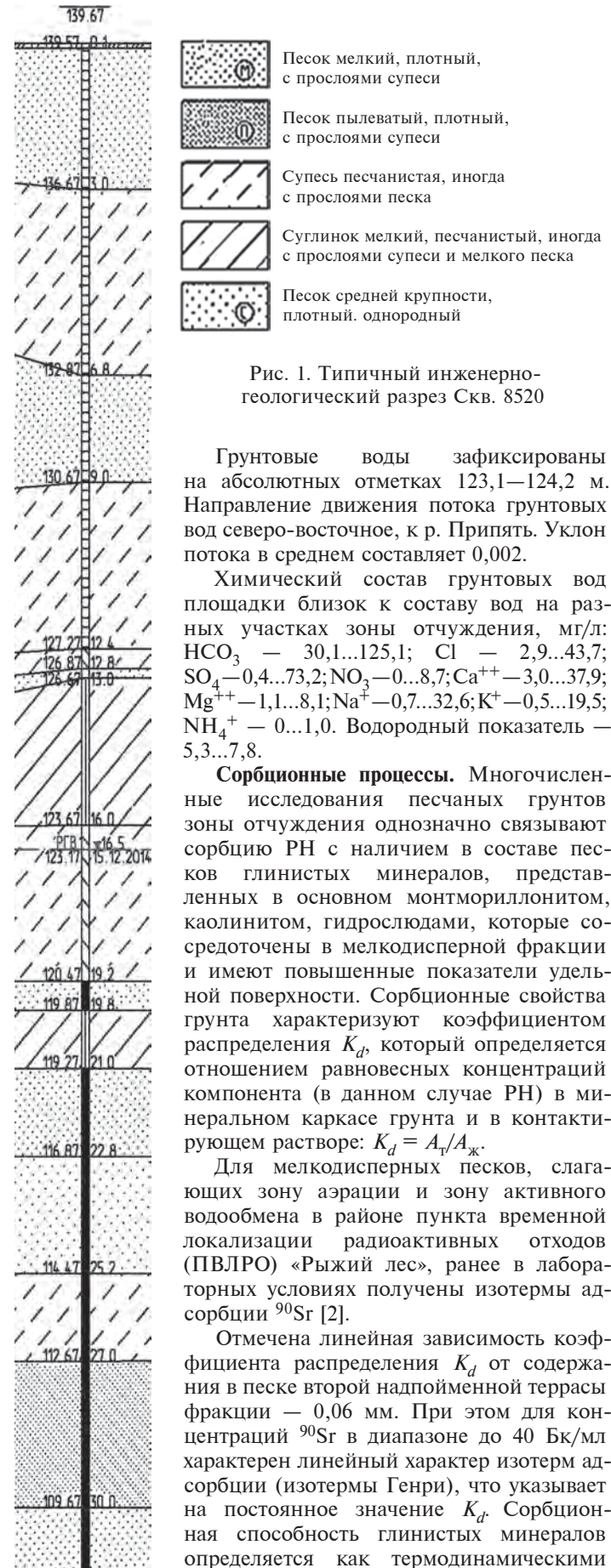


Рис. 1. Типичный инженерно-геологический разрез Скв. 8520

Грунтовые воды зафиксированы на абсолютных отметках 123,1–124,2 м. Направление движения потока грунтовых вод северо-восточное, к р. Припять. Уклон потока в среднем составляет 0,002.

Химический состав грунтовых вод площадки близок к составу вод на разных участках зоны отчуждения, мг/л: HCO_3^- — 30,1...125,1; Cl^- — 2,9...43,7; SO_4^{2-} — 0,4...73,2; NO_3^- — 0...8,7; Ca^{++} — 3,0...37,9; Mg^{++} — 1,1...8,1; Na^+ — 0,7...32,6; K^+ — 0,5...19,5; NH_4^+ — 0...1,0. Водородный показатель — 5,3...7,8.

Сорбционные процессы. Многочисленные исследования песчаных грунтов зоны отчуждения однозначно связывают сорбцию РН с наличием в составе песков глинистых минералов, представленных в основном монтмориллонитом, каолинитом, гидрослюдами, которые сосредоточены в мелкодисперсной фракции и имеют повышенные показатели удельной поверхности. Сорбционные свойства грунта характеризуют коэффициентом распределения K_d , который определяется отношением равновесных концентраций компонента (в данном случае РН) в минеральном каркасе грунта и в контактирующем растворе: $K_d = A_r/A_{ж}$.

Для мелкодисперсных песков, слагающих зону аэрации и зону активного водообмена в районе пункта временной локализации радиоактивных отходов (ПВЛРО) «Рыжий лес», ранее в лабораторных условиях получены изотермы адсорбции ^{90}Sr [2].

Отмечена линейная зависимость коэффициента распределения K_d от содержания в песке второй надпойменной террасы фракции — 0,06 мм. При этом для концентраций ^{90}Sr в диапазоне до 40 Бк/мл характерен линейный характер изотерм адсорбции (изотермы Генри), что указывает на постоянное значение K_d . Сорбционная способность глинистых минералов определяется как термодинамическими

характеристиками образуемых ими соединениями с РН, так и кинетическими параметрами взаимодействия РН с центрами сорбции, присущими указанным минералам.

Модельные эксперименты по изучению динамики поглощения глинами ^{90}Sr показали, что на протяжении первых суток глинами поглощалось более 95 % радионуклида. Для ^{137}Cs степень поглощения еще выше и достигает 99,8 % [3].

Исследования механизма сорбции РН на глинистых минералах указывают на наличие в них нескольких центров сорбции, которые могут располагаться на внешней поверхности, а также в межслоевом пространстве [4]. Еще один тип обменных центров приурочен к разорванным связям на краях кристаллов глинистых минералов [5]. Многообразие механизмов сорбции приводит к одновременному нахождению в глинистых минералах ионообменной и фиксированной форм соответствующего радионуклида [3]. Однако эти формы достаточно устойчивы, и при промывке образцов водой природного гидрохимического состава заметной десорбции РН не происходит [2]. Десорбция ионообменной формы зафиксированного на глинистых минералах РН возможна только при изменении гидрохимического состава раствора. Для процессов сорбции РН, протекающих в реальном водонасыщенном слое четвертичных отложений, это означает, что: 1) распределение РН между твердой фазой (мелкодисперсный песок) и водой в каждый момент времени близко к равновесному; 2) при прохождении «чистых» грунтовых вод через сорбент (мелкодисперсный песок) десорбции не происходит.

После завершения периода эксплуатации и закрытия хранилища перенос подземными водами представляет собой основной потенциальный механизм миграции радионуклидов в окружающую среду.

В данной публикации в качестве основного сценария принимается модель временной эволюции и деградации защитных барьеров на фоне присущей флювиогляциальной пескам сорбционной емкости.

Применяемая модель расчета предела активности носит крайне консервативный характер, что является стандартной практикой при оценке безопасности приповерхностных могильников РАО. При консервативном подходе значения параметров и расчетные сценарии геомиграции выбраны таким образом, чтобы оценить степень естественной защищенности хранилища вследствие наличия сорбционных свойств водонасыщенного мелкозернистого песка среднетчетвертичных флювиогляциальных отложений.

Модель основана на следующих допущениях:

1. На протяжении 500 лет после начала загрузки РН в хранилища «Вектор» инженерные барьеры (матрица, контейнер, железобетонная секция, изолирующие слои) полностью выполняют свою защитную роль изоляции РН от окружающей среды. В последующем осуществляется пассивный контроль и какое-то время существует МЗО. Происходит деградация инженерных барьеров.

2. При деградации инженерных барьеров слагающие их материалы не обладают сорбционными свойствами, а высвобождаемые из матрицы РН находятся в водорастворимой форме.

3. Распределение РН в хранилищах равномерное, в зону аэрации поступают все РН, высвободившиеся при разрушении инженерных барьеров.

Зона аэрации (мощность около 20 м) не обладает сорбционными свойствами ввиду высокой концентрации Са и Na в материале разрушенных инженерных барьеров.

Известно, что повышение концентраций катионов Na^+ и Ca^{2+} , характерных для природных водных сред, приводит к снижению сорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr , что обусловлено конкурентным влиянием этих катионов [6].

Перемещение РН через зону аэрации в водонасыщенный горизонт осуществляется конвективно, что приводит к усреднению концентрации РН в верхнем слое четвертичного водоносного горизонта под площадкой комплекса «Вектор».

Ввиду незначительной дисперсии потока вся поступающая через зону аэрации активность находится в верхних 5 м водоносного четвертичного комплекса ($h = 5$), который подстилается непроницаемым водопором, связь с эоценовым горизонтом отсутствует. Действительная скорость движения подземных вод четвертичного водоносного комплекса в районе хранилища $W = 44$ м/год [7].

При движении вод четвертичного водоносного комплекса разбавления вследствие поступления метеорных вод НЕ происходит, движение носит исключительно адвективный характер.

В будущем природные условия в зоне отчуждения не испытают существенных изменений, гидрохимические особенности макросостава подземных вод не изменятся, климатические изменения будут соответствовать настоящим.

Сельскохозяйственная деятельность и структура питания населения будут соответствовать той деятельности и той структуре питания населения, которое проживало в этой местности до Чернобыльской аварии.

Четвертичные отложения представлены однородным мелкозернистым песком пористостью $n = 0,4$, плотность $\rho = 1,66$ кг/дм³ [8]. Коэффициент распределения (K_d) для ^{90}Sr консервативно принимаем равным 4 л/кг [2], хотя серия лабораторных экспериментов с использованием модельных растворов грунтовых вод, отражающих условия, характерные для природного водоносного горизонта, для аллювиальных отложений показала высокие значения K_d — в диапазоне 20...43 л/кг [9, 10]. МАГАТЭ при рассмотрении сценариев выщелачивания РН на стадии пассивного контроля для миграции ^{90}Sr в песчаных грунтах рекомендует использовать значение $K_d = 15$ [11].

Коэффициент задержки $R = 1 + \rho K_d/n$, где ρ — плотность, n — пористость, характеризует степень уменьшения конвективной и диффузионной миграции компонента по сравнению со скоростью движения воды. Значение K_d зависит от характера пористости пород, их минерального состава, химического состава воды и др. Поэтому фактические значения K_d даже при одинаковых макротипах пород имеют значительный разброс. Для расчета консервативно предполагаем, что $R = 1 + K_d$.

НРБУ-97/Д-2000 устанавливает минимальный набор референтных сценариев потенциального облучения, в том числе: поступление РН с питьевой водой; поступление РН с продуктами питания; ингаляционное поступление; внешнее облучение; случайное проглатывание мелких радиоактивных фрагментов.

Ввиду предполагаемой реализации ограничительно-мероприятия (существование МЗО, которая исключает несанкционированный доступ человека на протяжении определенного времени на территорию хранилища), в дальнейшем анализируется сценарий, исключаящий непосредственный контакт населения с телом хранилища.

Как источник облучения населения рассматривается только потребление питьевой воды из скважины (или колодца). Расчетная средняя доза для соответствующей

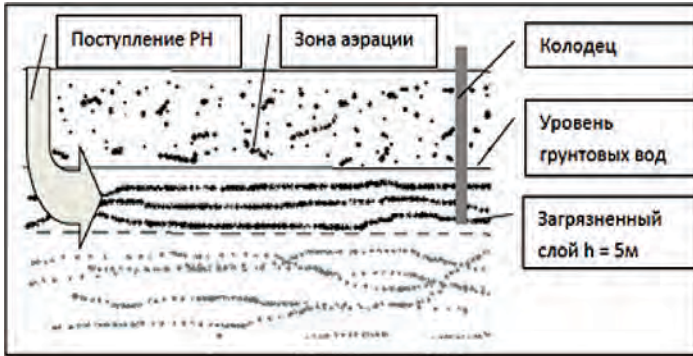


Рис. 2. Общий вид рассматриваемой модели миграции

критической группы населения от потребления питьевой воды не превысит предела эффективной дозы 1 мЗв/год при условии, что допустимая концентрация $ДК_{\text{в}}^{\text{ingest}} = 10$ Бк/л для ^{90}Sr , объем потребления — 800 л/год [12]. Ввиду предположения об отсутствии РН на поверхности площадки «Вектор» остальные сценарии формирования доз не рассматриваются. Общий вид рассматриваемой модели миграции приведен на рис. 2.

Индивидуальная годовая эффективная доза облучения критической группы населения от всех объектов комплекса «Вектор» ограничена величиной 0,3 мЗв в предположении, что доза облучения от всех остальных источников не будет превышать 0,7 мЗв/год [1]. Как следствие, при расчете принимается, что концентрация ^{90}Sr в питьевой воде скважины при годовом потреблении 800 л не превысит 3 Бк/л*.

Максимальная допустимая активность радионуклида в РАО, который может быть захоронен, определяется для каждого отдельного радионуклида в предположении его 100 % содержания в РАО.

Миграция радионуклидов в гидрогеологической среде в растворенной форме определяется процессами конвективно-дисперсионного переноса в водной среде, сорбции на грунтах и радиоактивного распада. В качестве примера рассмотрим три гипотетических варианта деструкции инженерных барьеров, при которых ^{90}Sr поступает в верхний слой четвертичного водоносного горизонта.

Сценарий 1, «оптимистический» — пассивный административный контроль с ограничением доступа населения к площадке «Вектор» продолжается 300 лет, после чего МЗО исчезает и происходит мгновенное полное разрушение инженерных барьеров. С этого момента непосредственно на площадке комплекса «Вектор» начинается хозяйственная деятельность и используется питьевая вода из скважины. Забор воды происходит из верхнего загрязненного слоя четвертичного горизонта.

Физически это означает, что вся существующая на данное время активность распределена между твердой фазой (мелкозернистый песок) и водой в объеме $V = S \cdot h = 1,66 \cdot 5 = 8,3 \text{ м}^3$.

Исходя из $ДК_{\text{в}}^{\text{ingest}} = 10$ Бк/л для ^{90}Sr и индивидуальной годовой эффективной дозы облучения критической группы населения от всех объектов комплекса «Вектор»

* Использование значения дозового коэффициента для ^{90}Sr , равного $2,8 \cdot 10^{-8}$, приведенного в публикации МАГАТЭ «International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiations and for the Safety of Radiation Sources. IAEA Safety Series No. 115» (2003), при годовом объеме потребления питьевой воды 800 л приводит к значению допустимой концентрации $ДК_{\text{в}}^{\text{ingest}} = 13,4$ Бк/л.

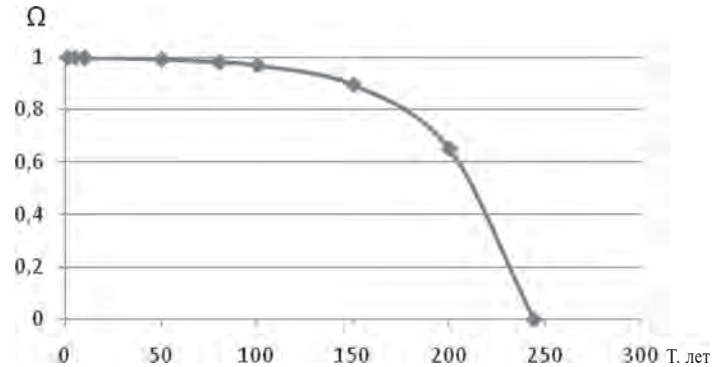


Рис. 3. Степень сохранности инженерных барьеров

0,3 мЗв, с учетом приведенных ранее значений параметров водонасыщенных песчаных грунтов и концентрации ^{90}Sr 3 Бк/л несложно рассчитать, что в момент $T_0 + 800$ в доступном для водозабора верхнем слое $A_{(T+800)} = 1,7 \cdot 10^{11}$ Бк, и лимит активности ^{90}Sr для всей площадки на момент T_0 составит $A_{(T_0)} = A_{(T+800)} / \exp(-\lambda \cdot T) = 3,18 \cdot 10^{19}$ Бк.

Сценарий 2, «умеренный» — равномерное поступление активности в водоносный горизонт вследствие разрушения системы инженерных барьеров начнется сразу после окончания активного контроля, т. е. с момента $T_0 + 500$. Учитывая радиоактивный распад ^{90}Sr , равномерный поток РН может осуществляться на протяжении $t = 250$ лет, при этом степень сохранности инженерных барьеров

(рис. 3) описывается уравнением $\Omega = 1 - \frac{1}{T \cdot e^{\lambda t}}$, где T — время существования МЗО.

За 250 лет ионы радиоактивного стронция распространятся в подземном потоке от границы площадки «Вектор» на $L = W \cdot t / R = 2200$ м. Принимаем это значение за границу МЗО, на которой активность воды в колодце не превышает 3 Бк/л. Объем, в котором распределится активность,

$$V = (l + L) \cdot t \cdot h = (1265 + 2200) \cdot 1265 \cdot 5 = 2,19 \cdot 10^7 \text{ м}^3,$$

где l — линейный размер площадки в направлении движения потока.

Общая активность ^{90}Sr , находящегося в водонасыщенном горизонте в растворенном и сорбированном состоянии, составит $A_{(T+750)} = 2,0 \cdot 10^{11}$ Бк, а лимит активности ^{90}Sr для всей площадки на момент T_0

$$A_{(T_0)} = A_{(T+750)} / \exp(-\lambda \cdot T) = 1,2 \cdot 10^{19} \text{ Бк.}$$

Сценарий 3, «пессимистический» — вследствие неких катастрофических явлений природного или техногенного происхождения после окончания активного контроля, т. е. в момент $T_0 + 500$, происходит полное разрушение всей системы инженерных барьеров, и РН поступают в четвертичный водоносный горизонт. В этом случае лимит активности зависит от размеров существующей на то время МЗО, поскольку границы МЗО определяют возможность использования воды из загрязненного горизонта в питьевых целях. Большие размеры МЗО означают вовлечение в процесс сорбционной очистки больших объемов глинистых минералов, содержащихся в мелкодисперсном песке и большую длительность миграции.

Физически рассматриваемый сценарий представляет собой формирование равновесного состояния в системе «грунт — вода» непосредственно под площадкой «Вектор»

Таблица 1. Сравнение пределов активности ^{90}Sr в зависимости от K_d

Сценарий	Предел активности, Бк	
	$K_d = 4$	$K_d = 1$
1	$3,2 \cdot 10^{19}$	$9,3 \cdot 10^{18}$
2	$1,2 \cdot 10^{19}$	$3,4 \cdot 10^{18}$
3	$3,0 \cdot 10^{17}$	$1,7 \cdot 10^{16}$

в объеме $V = S \cdot h = 1,6 \cdot 6 \cdot 5 = 8 \cdot 6 \text{ м}^3$, после чего загрязненная вода движется по направлению потока. В дальнейшем в объеме водоносного горизонта, размеры которого определяются расстоянием от площадки «Вектор» до границы МЗО, устанавливается сорбционное равновесие с граничной концентрацией ^{90}Sr 3 Бк/л. При этом десорбции РН из грунтов, расположенных под площадкой, не происходит.

При нахождении колодца на расстоянии 1000 м от площадки «Вектор» время добегания загрязненной воды до границы МЗО составит около 100 лет. Исходя из изложенных предположений, в этом случае лимит активности ^{90}Sr составит $3 \cdot 10^{17}$ Бк, тогда как для расстояния 2000 м лимит будет заметно выше — $8,9 \cdot 10^{18}$ Бк.

Чтобы проанализировать чувствительность полученных результатов к вариациям значений коэффициента распределения, выполнен расчет в допущении, что для мелкозернистого песка $K_d = 1$ (это значение не имеет под собой обоснования, но зачастую применяется в расчетах миграции ^{90}Sr в зоне отчуждения). В этом случае рассчитанные пределы активности размещаемого на площадке ^{90}Sr заметно снижаются, но тем не менее представляют собой весьма значительные величины (табл. 1).

К сожалению, до настоящего времени как для площадки комплекса «Вектор», так и для близлежащих площадок «Буряковка» и Центрального сухого хранилища отработанного ядерного топлива не проведены систематические исследования параметров сорбции четвертичными отложениями, слагающими водоносный комплекс, хотя после закрытия хранилища перенос РН подземными водами является основным потенциальным механизмом миграции в окружающую среду и формирования дозовой нагрузки населения.

Выводы

Даже наименьшая предельная активность ^{90}Sr , который можно безопасно разместить в хранилищах на площадке комплекса «Вектор» исходя из естественных сорбционных свойств водонасыщенных песков при чрезвычайно консервативных допущениях, превосходит активность радиоактивного стронция $8,14 \cdot 10^{15}$ Бк, выброшенного в окружающую среду в результате аварии на энергоблоке № 4 ЧАЭС [13].

Учитывая, что значительная часть РН, поступивших в окружающую среду в результате аварии, сосредоточена в объекте «Укрытие» и в хранилище «Буряковка» и половина аварийного ^{90}Sr уже распалась, можно сделать предварительный вывод, что комплекс «Вектор» имеет значительный потенциал обеспечения безопасного размещения

кондиционированных РАО, образующихся как в процессе снятия с эксплуатации энергоблоков ЧАЭС, так и при эксплуатации и снятии с эксплуатации энергоблоков с ВВЭР за счет сорбционных свойств естественных барьеров.

Список использованной литературы

1. Керівництво з оцінки загального впливу майданчика «Вектор» з багатьма об'єктами, призначеними для переробки, зберігання та захоронення радіоактивних відходів : Проект INSC UK/TS/39 / Держ. наук.-техн. центр з ядерної та радіаційної безпеки. — К., 2013. — 43 с.
2. Оцінка сорбційної здатності піщаних ґрунтів ближньої зони ЧАЕС / Ольховик Ю. О., Коромисличенко Т. І., Горогоцька Л. І., Собонович Е. В. // Доповіді Академії наук України. Математика, природознавство, технічні науки. — 1992. — № 7. — С. 167–171.
3. Бондаренко Г. Н. Кинетика формообразования радионуклидов в почвах как ключевой фактор прогнозирования экологического состояния природной среды / Бондаренко Г. Н., Кононенко Л. В., Колябина И. Л. — К. : Наук. думка, 2014. — 202 с.
4. Lieser K. H. Sorption of trace elements or radionuclides in natural systems containing groundwater and sediments / Lieser K. H., Gleitsmann B., Steinkopff Th. // Radiochim. Acta. — 1986. — № 20. — P. 33–37.
5. Cornell R. M. Adsorption of cesium on minerals: a review / Cornell R. M. // J. Radioanal. And Nucl. Chem. — 1993. — V. 171. — P. 483–500.
6. Пшинко Г. Н. Сорбция-десорбция ^{137}Cs и ^{90}Sr в процессах миграции и дезактивации / Пшинко Г. Н., Кобец С. А., Федорова В. М. // Ядерная энергетика та довкілля. — 2014. — № 2(4). — С. 32–39.
7. Атлас Чорнобильської зони відчуження. — К. : НТП «Картографія», 1996. — 26 с.
8. Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа / Отв. редактор В. М. Шестопапов. — К., 2000. — 622 с.
9. Миграция стронция-90 в грунтовые воды из захоронений радиоактивных отходов «Рыжий лес» / Д. А. Бугай, С. П. Джепо, А. С. Скальський, В. А. Кашпаров, Н. И. Проскура / Проблеми Чорнобильської зони відчуження. — 2001. — № 7. — С. 20–31.
10. Van Meir N. The experimental platform in Chernobyl : an international research polygon in the exclusion zone for soil and groundwater contamination / N. Van Meir, D. Bugai, V. Kashparov // Radioactive Particles in the Environment. — 2009. — P. 197–208.
11. Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. — Vienna : IAEA, 2003. — 145 p. — (IAEA-Teccdoc-1380).
12. Державні гігієнічні нормативи: Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). Затвердж. постановою Головного державного санітарного лікаря України від 1.12.1997 № 62. — К. : Відділ поліграфії Укр. центру держсанепіднагляду МОЗ України. — 1997. — 121 с.
13. Чорнобильська катастрофа — 20 років: участь Інституту геохімії навколишнього середовища в подоланні наслідків. — К. : «Салютіс», 2006. — 404 с.

References

1. Guide for Assessing General Impact of the Vector Site with Multiple Facilities Intended for Process, Storage and Disposal of Radioactive Waste: Project INSC UK/TS/39 [Kerivnyctstvo z otsinky zahalnoho vplyvu mайдanchyka Vektor z bahatma ob'єkтами, przyznachenyymi dlia pererobky, zperihannia ta zahoronennia radioaktyvnykh vidkhodiv: Proekt INSC UK/TS/39], State Scientific and Technical Center for Nuclear and Radiation Safety, Kyiv, 2013, 43 p. (Ukr)
2. Olkhovyyk, Yu.O., Koromyslychenko, T.I., Horohotska, L.I., Sobotovich, E.V. (1992), "Assessment of Sorption Capacity of Sandy Soils near ChNPP" [Otsinka sorbtsiinoi zdatnosti pischanykh ґруntiv

- bluzhnoi zony ChAES], Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine, Math, Natural History, Technical Sciences, No. 7, pp. 167–171. (Ukr)
3. *Bondarenko, G.N., Kononenko, L.V., Kolyabina, I.L.* (2014), “Kinetics of Radionuclide Formation in Soils, as a Key Factor in Predicting Ecological State of the Environment” [Kinetika formoobrazovaniia radionuklidov v pochvakh kak kliuchevoi faktor prognozirovaniia ekologicheskogo sostoianniia prirodnoi sredy], Kyiv, Naukova Dumka, 202 p. (Rus)
4. *Lieser K.H., Gleitsmann, B., Steinkopff, Th.* (1986), “Sorption of Trace Elements or Radionuclides in Natural Systems Containing Groundwater and Sediments”, *Radiochim.acta.*, No. 20, pp. 33–37
5. *Cornell R.M.* (1993), “Adsorption of Cesium on Minerals: a Review”, *J. Radioanal. and Nucl. Chem.*, V. 171, pp. 483–500.
6. *Pshinko G.N., Kobets S.A., Fedorova V.M.* (2014), “Sorption-Desorption of ^{137}Cs and ^{90}Sr in Migration and Decontamination” [Sorbttsiia-desorbttsiia ^{137}Cs i ^{90}Sr v protsessakh migratsii i dezaktivatsii], *Nuclear Engineering and Environment*, No. 2 (4), pp. 32–39. (Rus)
7. Atlas of Chernobyl Exclusion Zone [Atlas Chornobylskoi zony vidchuzhennia], Kyiv, Kartografiia, 1996, 26 p. (Ukr)
8. *Shestopalov, V.M.* (2000), “Water Exchange in Hydrogeological Structures and Chernobyl Accident” [Vodoobmen v gidrogeologicheskikh strukturakh i Chernobylskaya katastrofa], Kyiv, 622 p. (Rus)
9. *Bugai, D.A., Dzhepo, S.P., Skalskii, A.S., Kashparov, V.A., Proskura, N.I.* (2001), “Migration of Strontium-90 in Groundwater from “Ryzhyi Les” Radioactive Waste Disposal Facilities” [Migratsiia strontsiia-90 v gruntovyye vody iz zakhoroneniia radioaktivnykh otkhodov “Ryzhyi Les”], *Problems of Chernobyl Exclusion Zone*, No. 7, pp. 20–31. (Rus)
10. *Van Meir, N., Bugai, D., Kashparov, V.* (2009), “The Experimental Platform in Chernobyl: an International Research Polygon in the Exclusion Zone for Soil and Groundwater Contamination”, *Radioactive Particles in the Environment*, pp. 197–208.
11. Derivation of Activity Limits for the Disposal of Radioactive Waste in Near Surface Disposal Facilities, IAEA, Vienna, 2003, IAEA-Tecdoc-1380, 145 p.
12. State Health and Safety Standards: Radiation Safety Standards of Ukraine (NRBU-97) [Derzhavni hiiienichni normatyvy: Normy radiatsiinoi bezpeky Ukrainy (NRBU-97)], Approved by Resolution of Chief State Physician of Ukraine No. 62 dated 1 December 1997, Kyiv, 1997, 121 p. (Ukr).
13. “Chernobyl Disaster — 20 Years: Participation of Institute of Environmental Geochemistry in Overcoming Consequences” [Chornobylska katastrofa — 20 rokiv: uchast Instytutu heokhimii navkolyshnioho seredovyscha v podolanni naslidkiv], Kyiv, Saliutis, 2006, 404 p. (Ukr)

Получено 06.07.2015.