

Л. Н. Пузырная¹, А. Н. Масько², Г. Н. Пшинко¹, В. В. Гончарук¹

¹Институт коллоидной химии и химии воды им. А. В. Думанского НАН Украины, б-р. Акад. Вернадского, 42, Киев, 03142, Украина

²ГП «Государственный научно-инженерный центр систем контроля и аварийного реагирования», просп. Героев Сталинграда, 64/56, Киев, 04213, Украина

Радиоактивные элементы в природной и питьевой воде Украины

Ключевые слова:
радионуклиды,
миграция,
источники питьевой воды,
гигиенические нормативы,
экологическая безопасность.

Рассмотрены радиационные аспекты качества природной и питьевой воды в Украине. Показано, что радиоактивность подземных вод является преимущественно следствием загрязнения природными радионуклидами и продуктами их распада: ^{238}U (^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) и ^{232}Th (^{228}Ra , ^{222}Rn), а также ^{40}K . Уровень загрязнения артезианских скважин определяется такими радионуклидами, как природный U , ^{222}Rn , ^{226}Ra и ^{228}Ra . Поверхностные и подземные воды, являющиеся источниками питьевого водоснабжения и находящиеся в районе расположения радиационных объектов, необходимо контролировать на наличие радионуклидов техногенного происхождения ^{90}Sr , ^{137}Cs , а также ^3H . Проведено сравнение гигиенических норм содержания радионуклидов в питьевой воде. Представлены результаты радиологического анализа источников питьевого водоснабжения г. Киев — рек Десна и Днепр, подземных скважин сеноманского и юрского горизонтов. Установлено, что содержание трития и других нормируемых радионуклидов в питьевой воде значительно ниже предельно допустимой концентрации и находится на уровне фоновых значений. Дана характеристика миграции радионуклидов в окружающей среде с учетом физико-химических форм их нахождения. Детально рассмотрены формы нахождения ^3H , U(VI) , Th(IV) , ^{222}Rn , ^{137}Cs и ^{90}Sr в водной среде, определяющие подвижность радионуклидов и их потенциальное воздействие на живые организмы.

Введение

Известно, что ядерные технологии в энергетике Украины впервые были использованы в 1977 г. с момента ввода в эксплуатацию энергоблока № 1 на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС). В последующие годы развернулось строительство Ровенской, Южно-Украинской, Запорожской (самой мощной АЭС Украины и Европы с 6 энергоблоками) и Хмельницкой станций. Всего на АЭС Украины

действуют 15 энергоблоков с водо-водяными энергетическими реакторами (ВВЭР) общей электрической мощностью 13 880 МВт.

Теоретически ядерная технология могла бы быть самой экологически чистой отраслью энергетики и идеальной альтернативой тепловой, если бы не опасность серьезных аварий, возможных террористических актов и техногенных катастроф со всеми вытекающими последствиями. Так, после землетрясения в 2011 г. была расплавлена часть ядерного то-

© Л. Н. Пузырная, А. Н. Масько, Г. Н. Пшинко, В. В. Гончарук, 2020

плива в реакторах одной из 25 крупнейших в мире АЭС — Фукусима-1, а АЭС Фукусима-2 попала в зону эвакуации.

Большой проблемой является обеспечение долгосрочной безопасности радиоактивных отходов, которые складываются в хранилищах и будут представлять большую экологическую опасность на протяжении по крайней мере 10, а то и 100 тыс. лет. Показано [1], например, что при контакте почвенных вод с бетоном фундаментных лент нового безопасного конфайнмента в локальной зоне объекта «Укрытие» формируются высокие значения $pH > 9,5$ за счет коррозии бетона, перекрывающего часть водоносного горизонта, где возможно существенное увеличение уровня активности радионуклидов. Снизить радиоактивное загрязнение на таких участках авторы предлагают путем предотвращения инфильтрации атмосферных осадков за счет устройства ливневых канализационных коллекторов. При этом будет предотвращена инфильтрация атмосферных осадков через радиоактивно загрязненные почвы, соответственно попадание радионуклидов в водоносный горизонт и, как следствие, экологическое напряжение, связанное с радиационной безопасностью источников питьевого водоснабжения.

Особое внимание на протяжении многих лет после аварии на ЧАЭС уделяется радиационным аспектам качества воды питьевого назначения. Причем данный вопрос более чем актуален и в современных условиях, поскольку экологическое напряжение наблюдается как в регионах расположения уранодобывающих и перерабатывающих предприятий, так и в районах, прилегающих к зоне отчуждения ЧАЭС. Одной из горячих точек национального масштаба является г. Желтые Воды, в котором расположены хвостохранилища отходов переработки урановых руд Восточного горно-обогатительного комбината. Образовавшиеся в результате добычи и переработки урановых руд отвалы становятся источниками непрерывного и долговременного радиоактивного и химического загрязнения окружающей среды природными радионуклидами. Следует отметить, что данный регион имеет наихудший показатель среди других областей по онкологическим заболеваниям населения [2]. Территории в пределах развития зон тектонических нарушений (Украинский кристаллический щит) обладают повышенной природной радиоактивностью и характеризуются значительным содержанием естественных радионуклидов в водных горизонтах. Кроме того, размещение горнодобываю-

щих и перерабатывающих предприятий в таких регионах усугубляет локальную радиационную обстановку из-за их выбросов и сбросов.

Факторы, влияющие на миграцию радионуклидов

Физико-химические формы нахождения радионуклидов в окружающей среде определяют подвижность радионуклидов, а следовательно, и их потенциальное воздействие на живые организмы. Освоение человечеством ядерной энергии привело к искусственному радиоактивному загрязнению окружающей среды, обусловленному испытанием ядерного оружия. После этого появилось достаточно много исследований, посвященных прогнозированию миграционного поведения радионуклидов глобальных выпадений, фазовому распределению радионуклидов на грубодисперсной твердой фазе с разным размером частиц и в растворенном состоянии, а также мониторингу радиоактивного загрязнения объектов окружающей среды. Исследования, проводившиеся до Чернобыльской аварии, представленные, например, в работах [3, 4], в основном касаются радиоактивного загрязнения как следствия глобальных выпадений — результата испытания ядерного оружия, неправильного обращения с отходами «мирного атома», а также проблем захоронения радиоактивных отходов в глубинах мирового океана или в недрах Земли.

Значительное влияние на интенсивность миграции радионуклидов имеют органические вещества природного происхождения — гуминовые вещества (ГВ) [5–7]. Установлено, что количество растворимых форм радионуклидов в водных средах коррелирует с общей концентрацией ГВ поверхностных природных вод, что подтверждает миграцию радионуклидов в окружающей среде в виде комплексных соединений с ГВ. Катионы металлов, способные к гидролизу, образуют растворимые комплексы с фульвокислотами (ФК), в результате чего их миграционная способность возрастает на два-три порядка, а гуминовые кислоты, наоборот, могут сорбировать радионуклиды, уменьшая таким образом их миграцию. Кроме органических компонентов большое влияние на миграцию радионуклидов в природных водах оказывают минеральные составляющие коллоидной фракции (глинистые минералы — гидрослюда, монтмориллонит и каолинит — типичные минеральные компоненты почв, донных осадков и т. п.). Глинистые минералы

для редкоземельных и трансурановых элементов, как и для большинства ионов металлов, в том числе для ^{137}Cs и частично для ^{90}Sr , служат достаточно надежным и эффективным барьером их миграции. При этом процессы сорбции, гидролиза и комплексообразования играют решающую роль при трансформации малоподвижных форм радионуклидов в подвижные и наоборот. В естественных условиях на поверхности слоистых алюмосиликатов могут сорбироваться ГВ, оксиды и гидроксиды железа, в результате чего происходит изменение сорбционных свойств самих глинистых минералов, которые часто являются только пассивной матрицей. Авторами [8–11] на основании проведенных исследований сорбционного взаимодействия в системе «радионуклид (U(VI)), ^{137}Cs , ^{90}Sr — глинистый минерал (природный или модифицированный)» показано, что определяющую роль в связывании радионуклидов играет не только природа матрицы глинистых компонентов почв, но и осажденные на их поверхности гуминовые кислоты и гидроксиды железа Fe(III) . Увеличение сорбции этих радионуклидов в широком диапазоне pH (4–8) свидетельствует об участии функциональных групп гуминовых кислот и ферринольных групп гидроксидов Fe(III) в связывании указанных радионуклидов. На сегодняшний день (и в ближайшие десятилетия) наибольшую опасность будут представлять изотопы цезия и особенно стронция с периодом полураспада около 30 лет, которые могут с поверхности почвы и с грунтовыми водами попадать в поверхностные источники питьевого водоснабжения и, соответственно, в питьевую воду.

Одной из наиболее важных экологических и геохимических проблем является миграция радионуклидов из хвостохранилищ, мест захоронения отходов, происходящая под воздействием ветра, воды и растений. Эрозия почв приводит к разрушению существующих защитных покрытий и дальнейшей миграции токсичных и радиоактивных элементов в окружающую среду. Для прогнозирования распространения радионуклидов, попавших в окружающую среду из аварийного реактора ЧАЭС, достаточно подробно исследовались физические и физико-химические свойства материалов, их структура, минеральный и химический состав, формирующие радиоактивное загрязнение как в зоне отчуждения, так и далеко за ее пределами. В последнее время появилось достаточно много работ, посвященных миграции радионуклидов, в том числе из объекта «Укрытие» [1], анализу перераспределения техногенных радионуклидов

в абиотических компонентах осушаемых ландшафтов зоны отчуждения ЧАЭС, подходам к обоснованию водоохранных мероприятий и определению их эффективности.

Некоторые особенности поведения радиоактивных изотопов при очень малых концентрациях не лишают их индивидуальных химических свойств и в объектах окружающей среды, где они находятся в тех же химических формах, что и их стабильные изотопы. Поэтому в общем плане для прогнозирования их миграции чрезвычайно важны не только формы и состав радионуклидсодержащих веществ (газовая фракция, топливные частицы, носители с конденсированными и сорбированными на них радионуклидами), но и их дальнейшая трансформация в объектах окружающей среды. Сорбция и комплексообразование являются одними из главных процессов, определяющих миграцию радионуклидов в окружающей среде. Их соотношение зависит преимущественно от химической природы элемента и физико-химических особенностей среды.

Вследствие интенсификации развития ядерной энергетики к радионуклидам «антропогенного» происхождения относятся не только искусственные радионуклиды, но и техногенно усиленные источники природного происхождения (отходы уранодобывающих и ураноперерабатывающих комбинатов), содержащие природные радионуклиды (^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po и др.), активность которых в среднем сопоставима с естественным радиационным фоном, однако на локальных участках может существенно его превышать. Загрязнения подобного рода относятся к малоактивным, однако из-за больших периодов полураспада природных радионуклидов необходимо учитывать их долгосрочную потенциальную опасность.

Нормирование содержания радионуклидов в питьевой воде

Оценку радиационной безопасности источников питьевого водоснабжения для населения осуществляют согласно действующим нормативным документам, которые касаются воды [12–16] (табл. 1).

В случае превышения скрининговых уровней суммарной α - и β -активности ($\Sigma\alpha$ и $\Sigma\beta$) необходимо проводить детальную идентификацию присутствующих в воде радионуклидов и измерение их индивидуальных концентраций: ^{90}Sr , ^{137}Cs , $\text{U}_{\text{природ}}$, ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{222}Rn , ^3H . Важно также учитывать содержание

Таблица 1. Значения допустимых уровней объемной активности основных радиационно значимых радионуклидов в питьевой воде, Бк/дм³

Показатели	ДСТУ 7525:2014 [13]	ДСанПин 2.2.4-171-10 [14]	ДСТУ 4808:2007 [15]	НРБУ-97(ДК _Б ^{ingest}) [16]	ВОЗ [17]
$\Sigma\alpha$	<0,1	$\leq 0,1$	<0,1	–	0,5
$\Sigma\beta$	<1	≤ 1	<1	–	1
⁹⁰ Sr ¹⁾	–	≤ 2	<2 (<10)*	10	10
¹³⁷ Cs ¹⁾	–	≤ 2	<2 (<100)*	100	10
¹³¹ I ²⁾	–	–	–	20	10
U _{природ.} ³⁾	–	≤ 1	<1 (0,04)**	–	(0,03)**
²³⁸ U ⁴⁾	–	–	–	10	10
²³⁴ U ⁴⁾	–	–	–	10	1
²³⁰ Th ⁴⁾	–	–	–	–	1
²²⁶ Ra ⁴⁾	–	≤ 1	<1	1	1
²¹⁰ Pb ⁴⁾	–	–	–	0,5	0,1
²¹⁰ Po ⁴⁾	–	–	–	0,2	0,1
²³² Th ⁵⁾	–	–	–	0,7	1
²²⁸ Ra ⁵⁾	–	≤ 1	<1	0,2	0,1
²²⁸ Th ⁵⁾	–	–	–	–	1
²²² Rn ⁶⁾	–	≤ 100	<100	–	–
³ H ⁷⁾	–	–	<30 000	30 000	10 000
¹⁴ C ⁸⁾	–	–	–	2 000	100
²³⁹ Pu ⁹⁾	–	–	–	1	1
²⁴¹ Am ⁹⁾	–	–	–	1	1

* В скобках указаны значения показателей для 4-го класса качества воды.

** В скобках указано в мг/дм³.

¹⁾ Искусственные радионуклиды, которые попадают в окружающую среду как продукты деления выбросов реактора или испытания ядерного оружия.

²⁾ Используется в процедурах ядерной медицины и, следовательно, может сбрасываться в водоемы со сточными водами.

³⁾ Допустимое содержание природного урана в питьевой воде определяется его химической токсичностью, которая является преобладающей по сравнению с его радиологической токсичностью.

⁴⁾ Радиоактивный изотоп ²³⁸U и продукты его распада.

⁵⁾ Природный радиоактивный изотоп тория и продукты его распада.

⁶⁾ ~90 % дозы облучения, относимой на счет радона в питьевой воде, попадает в организм ингаляционным путем, а не через пищеварительный тракт, поэтому обычно нет необходимости устанавливать скрининговые и нормативные уровни для ограничения дозы излучения, воздействующего на организм при попадании содержащегося в питьевой воде радона через пищеварительный тракт.

⁷⁾ Тритий — искусственный радионуклид, продукт деления в ядерных энергетических реакторах и испытания ядерного оружия, присутствие в источниках питьевого водоснабжения обусловлено промышленным загрязнением.

⁸⁾ Природный радиоактивный изотоп, широко распространен в природе в органических соединениях.

⁹⁾ Искусственный изотоп, образующийся в ядерных реакторах.

калия в воде, поскольку суммарная β -активность обусловлена, кроме техногенных радионуклидов, еще и естественным изотопом ^{40}K (1 Бк $\Sigma\beta$ -активности соответствует содержанию 35,4 мг K^+ /дм³, т. е. в природной смеси изотопов калия радиоактивного ^{40}K содержится 0,0119 %).

Поэтому при $\Sigma\beta$ -активности ≥ 1 Бк/дм³ необходимо в первую очередь провести определение содержания калия, а далее проводить детальные исследования содержания радионуклидов (например, 90 % $\Sigma\beta$ -активности морских вод приходится на долю ^{40}K).

Естественная радиоактивность подземных вод обусловлена присутствием природных радионуклидов и продуктов их распада: ^{238}U (^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) и ^{232}Th (^{228}Ra , ^{222}Rn), а также ^{40}K . Для артезианских скважин достаточно определить уровень загрязнения такими радионуклидами, как природный уран, ^{222}Rn , ^{226}Ra и ^{228}Ra (если содержание радона в воде находится на уровне предельно допустимой концентрации (ПДК), то необходимо проводить аэрацию воды, а в случае более высокого содержания радия в воде необходимо использовать новый источник питьевого водоснабжения). В зонах расположения радиационных объектов в поверхностных водах (и даже в подземных), используемых как источники питьевого водоснабжения, необходимо проводить контроль содержания радионуклидов техногенного происхождения: суммарная активность α и β -излучателей, активность радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , а также трития. Следует отметить, что активность радионуклидов в поверхностных водах, как и в других объектах окружающей среды, в настоящее время уменьшилась в сотни раз по сравнению с 1986 г. за счет распада короткоживущих радионуклидов чернобыльского выброса. Реализованные в районах, прилегающих к 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС, контрмеры и процессы самоочистки природной среды привели к уменьшению содержания радионуклидов и в продукции сельского хозяйства, что, в свою очередь, обусловило уменьшение доз внешнего и внутреннего облучения населения. Общая активность выброшенных радиоактивных веществ уменьшилась более чем в 200 раз.

Радиоактивность, оставшаяся на земной поверхности за пределами промышленной площадки ЧАЭС, более чем на 85 % представлена ^{137}Cs , почти на 10 % — ^{90}Sr , остальная — трансурановыми элементами, основную долю среди которых составляет ^{241}Pu [17]. При этом стоит отметить, что пространственное распределение ^{90}Sr и изотопов плутония на терри-

тории Украины существенно отличается от распределения ^{137}Cs , так как более 60 % выброшенных из чернобыльского реактора трудно летучих элементов (изотопов трансурановых элементов), а также ^{90}Sr осталось на территории зоны отчуждения [18–21]. Известно, что миграционное поведение ^{90}Sr и ^{137}Cs в окружающей среде существенно отличается из-за разной способности этих радионуклидов к сорбции природными минералами. Поэтому в послеаварийный период были установлены одинаковые временные допустимые уровни их содержания в питьевой воде, которые равны 2 Бк/дм³, несмотря на то, что ^{90}Sr относится к более токсичной группе радионуклидов, чем ^{137}Cs . Согласно НРБУ-97 их допустимая концентрация в питьевой воде ДК_Б составляет 10 и 100 Бк/дм³ соответственно (см. табл. 1).

Радионуклиды в источниках питьевого водоснабжения

Тритий (^3H или T) образуется в стратосфере под воздействием космического излучения, но на сегодняшний день главным источником его поступления являются АЭС, генерирующие его на порядок больше природного. Следует отметить, что тритию, как наиболее тяжелому изотопу водорода, посвящено значительное количество работ, в том числе монография [22]. В них детально рассмотрены биогеохимические процессы миграции трития в окружающей среде — это атмогео-, гидрогео- и биогеомиграция (доля T среди изотопов водорода составляет всего 10^{-15} %, он единственный радиоактивный изотоп водорода, мягкий β -излучатель, $E = 5,7$ кэВ, $T_{1/2} = 12,33$ год). Тритий попадает в организм человека с питьевой водой и опасен из-за внутреннего облучения. Авторы показали, что наиболее мощным геохимическим барьером на пути миграции геоинфильтрационного потока трития являются глинистые минералы пород зоны аэрации вследствие поверхностной, межслоевой сорбции воды и изотопного обмена в структурных ОН-группах.

Для всех источников подземных вод в Украине, используемых для питьевого назначения, активность трития согласно [22] составляет $1,8 \pm 0,65$ Бк/дм³, что значительно ниже ПДК для питьевой воды. В районах расположения АЭС в поверхностных водах эти концентрации могут превышать фоновый уровень в несколько и даже в десятки раз в зависимости от расстояния от АЭС. Следует отметить, что тритий ни в ДСТУ 7525:2014, ни в ДСанПин 2.2.4–171–2010 в Украине не нормируются.

Однако известно, что действующие АЭС с реакторами типа ВВЭР даже при нормальных условиях эксплуатации являются источником поступления трития в окружающую среду. Основные пути его поступления — это жидкие сбросы и газоаэрозольные выбросы. Из энергоблока мощностью 1 000 МВт выброс трития составляет 15 000–20 000 Ки/год. Очистных систем на АЭС для удаления трития не существует (газообразный тритий быстро замещает атом водорода и входит в состав сверхтяжелой воды). Поэтому организация и осуществление мониторинга трития в природных поверхностных водах, гидравлически соединенных со сбросными каналами и водоемами-охладителями АЭС Украины, является важной составляющей преимущественно ведомственного мониторинга вод. Анализ результатов мониторинга трития по рекам и водохранилищам показал, что в р. Днепр, например в районах расположения АЭС (Киевское и Каховское водохранилища), тритий присутствует в концентрациях на уровне 30–50 Бк/дм³, что лишь на 15–20 Бк/дм³ больше, чем в фоновых водоемах [23, 24]. Однако эти значения существенно ниже допустимого содержания трития в питьевой воде (100 Бк/дм³), установленного Директивой ЕС [25].

Таким образом, при нормальных условиях эксплуатации АЭС Украины сбросы трития не создают экологической опасности как для окружающей среды, так и для населения, проживающего в районах бассейнов таких рек как Днепр, Десна, Стырь, Южный Буг, Припять и др., использующего воду этих рек для питьевого водоснабжения. Мониторинг влияния Ровенской АЭС, не имеющей водоема-охладителя, на объемную активность трития в р. Стырь, куда сбрасываются ежегодно ~3 ТБк трития, проведенный авторами [24], показал превышение фоновой активности трития почти в 10 раз, однако нормативы НРБУ-97 при этом не превышаются. Тритий, образующийся на АЭС, в составе сбросных вод попадает в поверхностные воды, и его активность существенно превышает активность таких радионуклидов, как ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn и ⁹⁰Sr. Это обусловлено тем, что активность других радионуклидов существенно уменьшается в результате очистки сбросных вод.

В табл. 2 приведены результаты определения активности трития и других нормируемых радионуклидов для оценки класса качества воды в поверхностных и подземных источниках питьевого водоснабжения согласно ДСТУ 4808:2007 [14].

Как видно, практически все радиологические показатели воды находятся на уровне фоновых значений.

Анализ радиологических показателей и для сравнения концентраций Ba²⁺ и Sr²⁺ как химических аналогов радионуклидов радия для водных источников Сенманского и Юрского периодов показал, что содержание ²²⁸Ra, ³H, ионов Ba²⁺ и Sr²⁺ преимущественно выше в воде Юрского горизонта, но при этом во всех образцах их содержание существенно ниже ПДК, установленного действующими нормативными документами для воды питьевого назначения. В поверхностных водах концентрации этих токсичных компонентов существенно ниже.

Уран — сверхтяжелый токсичный α- и β-излучатель. Для него характерна высокая как радиационная, так и химическая токсичность. Именно уран вносит основной вклад в суммарную активность α-излучателей. Его доля составляет до 90 %, а доля ²²⁶Ra, ²³⁰Th, ²¹⁰Pb и ²¹⁰Po по активности, как правило, примерно одинакова.

Растворимые и нерастворимые соединения урана вызывают поражения однотипного характера, разница заключается лишь в скорости развития интоксикации и степени тяжести поражения. В ранние сроки воздействия преобладает химическая токсичность элемента, в поздний период оказывает воздействие радиационный фактор. При длительном поступлении в организм наблюдается его действие как α-излучателя, развивающего хроническую лучевую болезнь. Однако в некоторых случаях химическая токсичность растворимых соединений урана может оказаться даже в миллионы раз более опасной, чем его радиоактивность [26]. На характер распределения урана в организме человека существенное влияние оказывает его валентность, что, по-видимому, связано с тем, что U(IV) легко присоединяется к белкам и не проникает через мембраны, а U(VI) такими свойствами не обладает.

В соответствии с классификацией, предложенной автором [27], ионы элементов с ионными потенциалами (Z/r) < 1,4 характеризуются свойствами сильных оснований. Они мигрируют в катионной форме, образуя истинные растворы (Na, K, Rb, Cs, Ra и др.). Ионы элементов с параметрами $1,4 < Z/r < 3$ (Li, Ca, Sr, Ba, Mn, Co, La, Ce, Np, Am и др.) мигрируют также преимущественно в катионной форме в виде истинных растворов. Но при увеличении pH могут образовывать труднорастворимые гидроксиды и гидроксокомплексы, а в присутствии карбонат-ионов — труднорастворимые карбонаты. В этом случае миграция таких ионов в основном осуществляется в виде взвесей. Ионы элементов с параметрами $3 < Z/r < 7$ очень

Таблица 2. Активность* радионуклидов в источниках питьевого водоснабжения г. Киев в 2012–2018 гг. (для сравнения приведены концентрации, мкг/дм³, Ba²⁺ и Sr²⁺)

Источник	U _{прир} , Бк/дм ³ (мкг/дм ³)	²²⁸ Ra**, Бк/дм ³	²²² Rn**, Бк/дм ³	³ H (Т)**, Бк/дм ³	Ba ²⁺ /Sr ²⁺	⁹⁰ Sr**, Бк/дм ³	¹³⁷ Cs**, Бк/дм ³
Водозабор на р. Десна	0,035 (1,41)	0,015	Отсутств.	<4,8	18,8/306,5	0,01	0,005
Водозабор на р. Днепр	0,017 (0,67)	0,015	Отсутств.	<7,6	27,7/194,7	0,06	0,0085
№ скважин горизонт*** 14-С	0,01 (<0,04)	0,073	15,0	6	130,8/862	<0,01	0,02
71-С	0,01 (<0,04)	0,01	15,0	<7,6	2,94/575,0	<0,01	<0,02
79-С	0,01 (<0,04)	0,018	22,0	8,6	2,25/631,2	<0,01	0,00012
170-С	0,01 (<0,04)	0,017	15,0	14,0	2,0/356,3	<0,01	0,0001
179-С	0,01 (<0,04)	0,014	11,0	<7,6	3,2/456,2	<0,01	0,0003
15-С	0,0002 (0,007)	0,017	11,0	5,8	2,3/513,0	<0,01	0,0003
78-Ю	0,01 (<0,04)	0,048	16,8	5,8	2,21/630,0	<0,01	–
98-Ю	0,0002 (<0,006)	0,114	27,0	<5,1	3,5/549,0	<0,01	<0,005
175-Ю	0,01 (<0,04)	0,041	7,5	<5,1	22,1/406,7	<0,01	0,002
346-Ю	0,01 (<0,04)	0,043	7,5	<4,7	124,5/818,8	<0,01	0,02
178-Ю	0,0002 (<0,007)	0,09	7,5	<7,4	98,5/681,0	<0,01	0,02
359-Ю	0,0002 (<0,007)	0,072	7,5	14,0	113,7/750,3	<0,01	0,02

*Указаны усредненные значения активности радионуклидов.

**Определение ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs выполнено ПАО АК «Киевводоканал»; ³H (Т) — ГП «ГНИЦ СКАР»;

²²⁸Ra и ²²²Rn — Институтом геологии НАН Украины.

***С — сеноманский, Ю — юрский горизонт.

чувствительны к рН среды и образуют труднорастворимые гидроксиды, а в более щелочной области рН становятся наиболее подвижными, преимущественно за счет образования комплексных анионных форм, коллоидов и суспензий (Y, Ti, Zr, Cr, Fe, Ru, Rh, Ce, Th, Pu, U и др.). При значениях Z/r > 7 миграция элементов происходит главным образом в виде истинных растворов (например, TcO₄⁻, NO₃⁻, PO₄³⁻, SO₄²⁻ и другие высокозарядные радионуклиды — анионы).

Для соединений урана в воде поверхностных водоемов и верхних слоях почвы наиболее характерна высшая степень окисления U(VI). Причем химия таких систем является достаточно сложной, учитывая высокую склонность уранил-ионов к образованию различных органических и неорганических

комплексов, в том числе растворимых карбонатных комплексов анионной природы (рис. 1). Хотя известно, что U(VI) с гидрокарбонат-ионами комплексных соединений не образует [28], однако за счет сдвига углекислотного равновесия в присутствии ионов металла образуются растворимые карбонатные комплексы. Именно анионная природа соединений U(VI) в окружающей среде при рН, характерных для природных вод, способствует его интенсивной миграции по почвенному вертикальному и горизонтальному профилям.

Это особенно опасно для регионов расположения уранодобывающих и перерабатывающих предприятий в Украине (Днепропетровская, Кировоградская обл.), где уран может попадать из сточных вод урановых шахт и хвостохранилищ в поверхностные

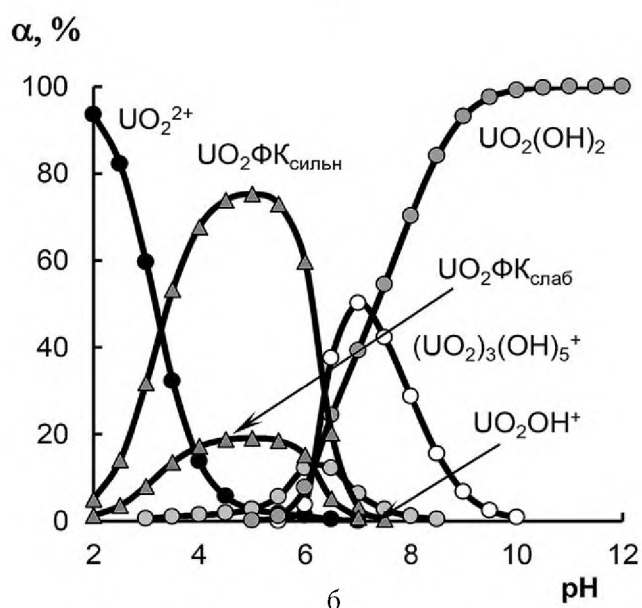
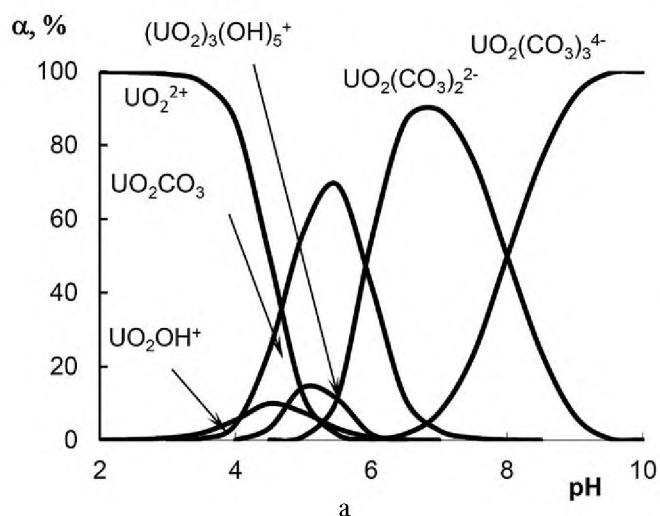


Рис. 1. Распределение основных форм U(VI) в зависимости от pH в присутствии $5 \cdot 10^{-3}$ M CO_3^{2-} (а) и 100 мг/дм^3 ФК (б)

и подземные воды, которые используются в качестве источников питьевого водоснабжения.

Исследования радиоактивности подземных вод, проведенные Научно-техническим центром испытания воды Института коллоидной химии и химии воды НАН Украины, показали, что в воде подземных скважин г. Киев на глубине 200–320 м ни разу не были обнаружены радионуклиды чернобыльского происхождения. Незначительные величины $\Sigma\beta$ -активности обусловлены наличием в подземных водах ионов калия. Уран в подземных водах также практически не обнаруживается. При ПДК для природного урана в питьевой воде 40 мкг/дм^3 (1 Бк/дм^3) его концентрация в подземных водах значительно ниже допустимой

(для природного урана ПДК установлено как в Бк/дм^3 , так и в мкг/дм^3 , поскольку большинство лабораторий определяют его массовую концентрацию спектрофотометрическим методом или масс-спектрометрией с индуктивно-связанной плазмой).

Торий. Ионы Th(IV) в водных средах склонны к гидролизу уже при $\text{pH} > 1$. Учитывая произведение растворимости $\text{Th}(\text{OH})_4$ ($\lg \text{IP} = -45$), образование истинных коллоидов гидроксида Th(IV) в воде наблюдается даже при его микроконцентрациях. Кроме того, в зависимости от pH водной среды, а также концентрации Th(IV) может образовываться не только аморфный осадок гидроксида $\text{Th}(\text{OH})_4$, но и разные мономерные и полимерные продукты гидролиза. Исследование процессов гидролиза Th(IV) в водных растворах показало, что гидролизные формы доминируют в достаточно широком диапазоне pH (рис. 2) [29]. Исследованию форм нахождения тория в водных растворах (коллоидных, полимерных или взвешенных), моделирующих природные воды, в зависимости от его концентрации и природы минеральных (органических) взвесей посвящена работа [30]. Поскольку продукты гидролиза Th(IV) более устойчивые, чем комплексы с неорганическими лигандами, то в природных водах практически весь Th(IV) находится в виде коллоидов или псевдоколлоидов.

Показана существенная роль pH и концентрации гумусовых кислот в механизме сорбции Th(IV). Состояние радиоактивных изотопов, которые находятся в минимальных количествах (так называемых радиоконцентрациях), определяет их поведение в водоемах. Кроме того, форма нахождения радионукли-

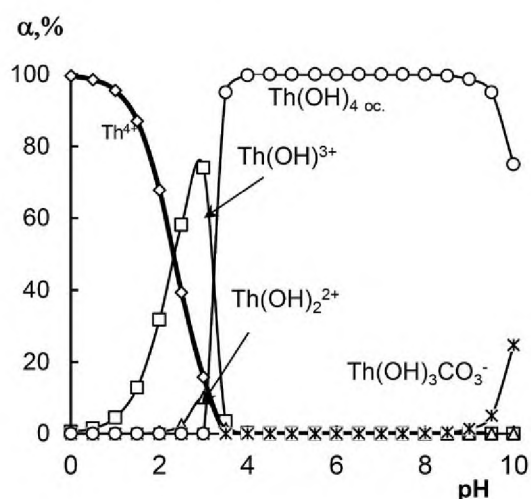


Рис. 2. Распределение форм Th(IV) при различных значениях pH в водном растворе ($C_{\text{Th}} = 100 \text{ мкмоль/дм}^3$)

дов в воде имеет большое значение и для оценки их дальнейшего поведения при попадании в организм человека. В работе [30] достаточно подробно исследованы формы нахождения тория в водных растворах, в том числе и в водных растворах с различным значением pH. Показано, что для Th(IV) в водных растворах доминируют процессы гидролиза. Полимерные формы при микроконцентрациях тория не образуются, а анионные гидрокарбонатные комплексы $\text{Th}(\text{OH})_3\text{CO}_3^-$ появляются только при $\text{pH} > 9,0$, но даже при $\text{pH}=10,0$ их доля составляет не более 20 %.

Проведенные исследования показали, что Th(IV) в природных водах может находиться преимущественно в сорбированном состоянии на взвешенных веществах, всегда имеющихся в незначительных количествах даже в самых чистых подземных водах, которые играют роль твердой матрицы для осаждения коллоидных частиц гидроксидов тория.

Радон-222 ($T_{1/2} = 3,825$ сут) является химически инертным продуктом распада уранового ряда $^{238}\text{U} \rightarrow ^{226}\text{Ra} \rightarrow ^{222}\text{Rn}$. В дальнейшем радон распадается с образованием радиоактивных изотопов: γ -излучающих ^{214}Pb ($T_{1/2} = 27$ мин) и ^{214}Bi ($T_{1/2} = 19,7$ мин); β -излучающего — ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22$ года). Наличие ^{222}Rn в природных водах обусловлено эманацией способностью руд и горных пород, содержащих урано-радиевую минерализацию. Радон хорошо растворяется в воде (коэффициент его растворимости составляет 0,25–0,30 при 15 °C [31]) и мигрирует на значительные расстояния, несмотря на небольшой период полураспада [31]. Однако при увеличении температуры растворимость его в воде резко уменьшается [33]. Показатели концентрации радона снижаются от подземных и грунтовых вод к поверхностным [31].

В Украине проводились преимущественно выборочные исследования наличия ^{222}Rn в природных водах. Контроль его содержания в питьевой воде практически не осуществляется, что связано с трудностями измерения объемной удельной радиоактивности радона, поскольку растворенный радон легко высвобождается из воды при работе с ней. Так, в воде, оставленной стоять, радиоактивность радона снижается, а при кипячении воды радон может мигрировать в воздух, скапливаясь в закрытом помещении (концентрация радона 1 000 Бк/дм³ в воде, используемой в бытовых целях, в среднем увеличивает концентрацию радона в воздухе помещения на 100 Бк/м³) [33], что особенно опасно.

Исследования питьевой воды в рамках «Комплексной программы защиты населения Кирово-

градской области от воздействия ионизирующего излучения на 2014–2018 гг.» показали, что на значительной части указанной территории содержание ^{222}Rn в подземных источниках водоснабжения (скважины и общественные колодцы) превышает ПДК в питьевой воде в 1,2–6 раз ($105,5 \div 654,1$ Бк/дм³) [34].

Для подземных вод, используемых в хозяйственно-питьевом водоснабжении Северо-Восточного Донбасса (Луганская обл.) и других регионов востока Украины, характерен риск радонового загрязнения в связи с наличием ^{222}Rn в подземных водах водозаборов промышленных предприятий. Содержание ^{222}Rn в эксплуатационных скважинах Светличанского водозабора составляет 150–240 Бк/дм³, а в некоторых источниках воды до 2500 Бк/дм³. Особенно это касается источников воды, находящихся в зоне влияния ликвидируемых угольных шахт в результате активизации газовой миграции при их «мокрой» консервации [32, 35]. В окислительных условиях происходит интенсивная миграция ^{238}U , ^{226}Ra и ^{222}Rn из угольных пластов, обладающих сорбирующими свойствами, в подземные воды [32]. Зафиксировано наличие ^{222}Rn и в некоторых источниках питьевого водоснабжения Харьковской обл. [36]

Эффективным и доступным методом удаления (до 99,9 %) радона из питьевой воды является аэрация, однако использование указанного метода приводит к высвобождению значительных количеств данного радионуклида в атмосферу [34].

Цезий-137 ($T_{1/2} \approx 30$ лет, β - и γ -излучатель [37]) относится к основным дозообразующим радионуклидам. В воде ^{137}Cs находится в основном в виде водорастворимых катионных форм, поэтому ему присуща высокая миграция водным путем. В экосистемах цезий выступает геохимическим аналогом калия, поскольку радиусы их гидратированных ионов близки ($r_{\text{Cs}} = 0,228$ нм и $r_{\text{K}} = 0,232$ нм), что способствует его легкому усвоению живыми организмами. Указанный радионуклид способен к биоаккумуляции, особенно в клетках мягких тканей, что приводит к возникновению опасности внутреннего облучения организма и угнетению его жизнедеятельности [38, 39]. По характеру поведения в системе «почва — раствор» ^{137}Cs относится к группе изотопов, особенностью которых является их способность как к ионообменному связыванию, так и к необменной сорбции твердой фазой почв, минеральными и органоминеральными коллоидами водных сред, а также донными осадками [40]. Согласно данным [3], для одной и той же по-

чвы в одинаковых условиях прочность связывания радионуклидов повышается в ряду $^{90}\text{Sr} < ^{106}\text{Ru} < ^{95}\text{Zr} < ^{144}\text{Ce} < ^{137}\text{Cs}$, где радиоцезий является наименее подвижным и прочно фиксируется почвенно-поглощающим комплексом.

Стронций-90 ($T_{1/2} \approx 28$ лет [41]) — радионуклид техногенного происхождения, основными источниками попадания в окружающую среду которого являются аварийные ситуации на АЭС. Как и ^{137}Cs , он является высокотоксичным, легко усваивается живыми организмами при участии транспортных систем его аналога — кальция (имеют одинаковые радиусы гидратированных ионов $r_{\text{Sr}} = r_{\text{Ca}} = 0,420$ нм). ^{90}Sr избирательно накапливается в костной ткани человека, его биологическая опасность определяется не только большим периодом полураспада, но и высокой миграционной способностью в природных объектах. В водных средах радиостронций находится преимущественно в виде растворимых катионных форм и в составе комплексных соединений с органическими и неорганическими лигандами, а в нерастворимой форме — адсорбированный на минеральных частицах [41–43]. Несмотря на небольшую растворимость многих солей стронция, в природных водах минеральные фазы этого элемента практически не осаждаются, что обусловлено его микроконцентрациями даже в радиоактивно загрязненных водах. В этих условиях возможно только соосаждение стронция с карбонатом кальция и гидратованными оксидами железа, а также сорбция глинистыми минералами, оксидами марганца и гумусовыми веществами. Миграционная способность ^{90}Sr повышается с увеличением содержания органических компонентов в почвах, количества обменного кальция и кислотности почв [43]. Установлен ряд влияния конкурирующих ионов на сорбцию Sr^{2+} почвенно-поглощающим комплексом: $\text{Al(III)} > \text{Fe(III)} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [44].

Таким образом, изотопы щелочных и щелочно-земельных элементов поглощаются осадками водных сред и глинистыми компонентами почв по механизму катионного обмена; изотопы гидролизующихся элементов — по типу сорбционного извлечения или в результате коагуляции коллоидов (истинных или псевдоколлоидных форм).

Выводы

На основе анализа данных научной литературы проведена оценка радиационной безопасности источ-

ников питьевого водоснабжения согласно действующим нормативным документам на питьевую воду.

Результаты радиологического анализа вод поверхностных и подземных источников питьевого водоснабжения г. Киева свидетельствуют о том, что все показатели находятся в пределах допустимых значений.

Показано, что физико-химические формы существования естественных и техногенных радионуклидов в водной среде определяют их миграцию в окружающей среде, а следовательно, и их потенциальное воздействие на живые организмы.

Список использованной литературы

1. Рівні радіоактивного забруднення підземних вод проммайданчика ЧАЕС та засоби обмеження його розповсюдження / М. І. Панасюк, Д. Т. Матросов, Є. І. Петросенко [та ін.] // Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля. — 2018. — Вип. 30. — С. 87–92.
2. Рак в Україні, 2016–2017. Захворюваність, смертність, показники діяльності онкологічної служби. Бюлетень Національного канцер-реєстру № 19 / З. П. Федоренко, Ю. Й. Михайлович, Л. О. Гулак [та ін.]. — Київ : Національний інститут раку, 2018. — 136 с. — Режим доступу: http://www.ncru.inf.ua/publications/BULL_19/PDF/Bull_19full.pdf.
3. Павлоцкая Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф. И. Павлоцкая. — М. : Атомиздат, 1974. — 216 с.
4. Кузнецов Ю. В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Ю. В. Кузнецов, В. Н. Щебетковский, А. Г. Трусов. — М. : Атомиздат, 1974. — 360 с.
5. Bertha E. L. Interaction of Humic and Fulvic Acids with Eu(III) and Am(III) / E. L. Bertha, G. R. Choppin // J. Inorg. Nucl. Chem. — 1978. — Vol. 40. — P. 655–658.
6. Moulin V. Radionuclide speciation in the environment: a review / V. Moulin, C. Moulin // Radiochim. Acta. — 2001. — Vol. 89. — P. 773–778.
7. Пшинко Г. Н. Влияние гуминовых веществ на сорбцию радионуклидов монтмориллонитом / Г. Н. Пшинко // Химия и технология воды. — 2009. — Т. 31. — № 3. — С. 286–299.
8. Корнилович Б. Ю. Влияние ЭДТА и НТА на сорбцию U(VI) глинистыми компонентами почв / Б. Ю. Корнилович, Г. Н. Пшинко, А. А. Боголепов // Радиохимия. — 2006. — Т. 48. — № 6. — С. 525–528.
9. Влияние осажденных на поверхности монтмориллонита гидроксидов алюминия и железа на сорбцию

- U(VI) / Г. Н. Пшинко, А. А. Боголепов, С. А. Кобец, А. А. Косоруков // *Радиохимия*. — 2009. — Т. 51. — № 2. — С. 187–190.
10. Влияние осажденных на поверхности глинистых минералов гуминовых кислот и гидроксидов железа на иммобилизацию ^{137}Cs / С. А. Кобец, В. М. Федорова, Г. Н. Пшинко [и др.] // *Радиохимия*. — 2014. — Т. 56. — № 3. — С. 276–281.
11. Влияние природной модификации поверхности глинистых компонентов почв на сорбцию U(VI) в присутствии комплексообразующих реагентов / Г. Н. Пшинко, А. А. Боголепов, С. А. Кобец, В. В. Гончарук // *Доповіді Національної академії наук України*. — 2009. — № 5. — С. 160–167.
12. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. — Київ : Мінекономрозвитку України. — 2014. — 36 с.
13. ДСанПІН 2.2.4-171-2010. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною // *Офіційний вісник України*. — 2010. — № 51. — С. 99.
14. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. — Київ : Держспоживстандарт України, 2007. — 36 с.
15. Норми радіаційної безпеки України: доповнення. Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ/Д-2000) [затверджений Постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000 р. № 116]. — Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0116488-00>.
16. Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Recommendation / WHO. — WHO, 2011. — 564 p.
17. Багаторічний моніторинг неорганізованих скупчень рідких радіоактивних відходів об'єкта «Укриття» / О. О. Одінцов, В. Є. Хан, В. О. Краснов, В. М. Щербін // *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*. — 2016. — Вип. 27. — С. 43–57.
18. Проблемы безопасности атомной энергетики. Уроки Чернобыля: монография / Б. С. Пристер, А. А. Ключников, В. Г. Барьяхтар [и др.]; под ред. акад. НААН Украины Б. С. Пристера. — 2-е изд., доп. — Чернобыль : ИПБ АЭС НАН Украины, 2016. — 356 с.
19. Об'єкт «Укриття»: 30 років після аварії : монографія / В. О. Краснов, А. В. Носовський, В. М. Рудько, В. М. Щербін. — Чорнобиль : Ін-т проблем безпеки АЕС НАН України, 2016. — 512 с.
20. Чернобыльская катастрофа / под ред. акад. В. Г. Барьяхтара. — Киев : Наук. думка, 1995. — 560 с.
21. Геохимия техногенных радионуклидов / Э. В. Соболевич, Г. Н. Бондаренко, Л. В. Кононенко [и др.]; под ред. Э. В. Соболевич, Г. Н. Бондаренко. — Киев : Наук. думка, 2002. — 333 с.
22. Тритій у біосфері / за ред. Е. В. Соболевича, В. В. Долина. — Київ : Наук. думка, 2012. — 224 с.
23. Моніторинг тритію в природних поверхневих водоймах України / В. М. Васильченко, М. М. Давидов, О. М. Масько, П. А. Чернов // *Ядерна енергетика та доквілля*. — 2013. — № 1. — С. 14–21.
24. Вплив Рівненської АЕС на об'ємну активність тритію у річці Стир / В. І. Вітько, Л. І. Гончарова, Ю. М. Жегуліна [та ін.] // *Ядерна енергетика та доквілля*. — 2016. — № 1. — С. 17–25.
25. Директива 98/83/ЕС Совета от 3 ноября 1998 года о качестве воды, предназначенной для употребления людьми. — Режим доступа: <https://www.fsvps.ru/fsvps-docs/ru/usefulinf/files/es98-83.pdf>.
26. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: справ. изд. / В. А. Баженов, Л. А. Булдаков, И. Я. Василенко [и др.]; под ред. Л. А. Ильина, В. А. Филова. — Л. : Химия, 1990. — 464 с.
27. Ковда В. А. Биохимия почвенного покрова / В. А. Ковда. — М. : 1985. — 263 с.
28. Grenthe I. Chemical thermodynamics of uranium / I. Grenthe. — Paris : OECD publications, 2003. — 715 p.
29. Пшинко Г. Н. Влияние фульвокислот на сорбцию Th(IV) на монтмориллоните / Г. Н. Пшинко, Т. Г. Тимошенко, А. А. Боголепов // *Радиохимия*. — 2009. — Т. 51. — № 1. — С. 80–83.
30. Кобец С. А. Факторы, влияющие на формы нахождения тория (IV) в водных растворах / С. А. Кобец, Г. Н. Пшинко // *Химия и технология воды*. — 2014. — Т. 36 — № 2. — С. 95–104.
31. Естественные радионуклиды в почвах зоны влияния Трипольской ТЭС / Л. В. Кононенко, М. Г. Бондаренко, В. Й. Маничев, В. И. Власенко // *Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист*. — 2011. — № 3. — С. 129–141.
32. Удалов И. В. Особенности радиационного риска на территории Северо-Восточного Донбасса / И. В. Удалов, А. В. Кононенко, А. И. Лурье // *Вопросы атомной науки и техники*. — 2018. — № 5 (117). — С. 149–153.
33. Руководство по обеспечению качества питьевой воды: 4-е изд. / Всемирная организация здравоохранения. — Женева : Всемирная организация здравоохранения, 2017. — 628 с.
34. Моніторингові дослідження. Вода, що споживається населенням нашого регіону // Кіровоградський обласний лабораторний центр Міністерства охорони здоров'я України : офіційний веб-сайт. — <http://labcentr.kr.ua/?p=86>.

35. Удалов І. В. Вплив «мокрої» консервації шахт на екологічно-радіаційний стан навколишнього природного середовища (на прикладі Луганської області): автореф. дис. ... канд. техн. наук: спец. 21.06.01 «Екологічна безпека» / І. В. Удалов. — Харків, 2008. — 19 с.
36. Витько В. И. Радиоэкологическое состояние окружающей среды Харьковской области / В. И. Витько, Л. И. Гончарова, В. В. Карташев // Украинский метрологический журнал. — 2003. — № 4. — С. 40–49.
37. Плющев В. Е. Аналитическая химия рубидия и цезия / В. Е. Плющев, Б. Д. Степин. — М.: Наука. — 1975. — 224 с.
38. Toxicological Profile for Cesium / M. Williams, D. W. Woehlers, M. Citra [et al.]. — Atlanta: ATSDRD, 2004. — 244 p. — Available at: <https://atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/tp157.pdf>.
39. Радиоактивный цезий. Сообщение 1. Метаболизм и биологическое действие / И. К. Беляев, Е. С. Жорова, В. С. Калистратова [и др.] // Медицинская радиология и радиационная безопасность. — 2012. — Т. 57. — № 4. — С. 62–70.
40. Гончарук В. Роль хімічних форм радіонуклідів в прогнозуванні їх поведінки в довкіллі / В. Гончарук, Г. Пшинко // Вісник НАН України. — 2011. — № 10. — С. 3–17.
41. Полуэктов Н. С. Аналитическая химия стронция / Н. С. Полуэктов, В. Т. Мищенко, Л. И. Кононенко, С. В. Бельтюкова. — М.: Наука, 1978. — 223 с.
42. Василенко И. Я. Стронций радиоактивный / И. Я. Василенко, О. И. Василенко // Энергия: экономика, техника, экология. — 2002. — № 4. — С. 26–32.
43. Москальчук Л. Н. Миграция ^{90}Sr в системе твердая фаза почвы — почвенный раствор — растение и пути ее снижения / Л. Н. Москальчук, А. А. Баклай, А. В. Коноплев, Т. Г. Леонтьева // Радиохимия. — 2014. — Т. 56. — № 2. — С. 189–192.
44. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н. И. Санжарова, А. А. Сысоева, Н. Н. Исамов [и др.] // Российский химический журнал. — 2005. — Т. 49. — № 3. — С. 26–34.

**Л. М. Пузырна¹, О. М. Масько², Г. М. Пшинко¹,
В. В. Гончарук¹**

¹Інститут колоїдної хімії та хімії води

ім. А. В. Думанського НАН України,

б-р. Акад. Вернадського, 42, Київ, 03142, Україна

²ДП «Державний науково-інженерний центр систем

контролю та аварійного реагування»,

просп. Героїв Сталінграда, 64/56, Київ, 04213, Україна

Радіоактивні елементи в природній і питній воді України

Розглянуто радіаційні аспекти якості природної та питної води в Україні. Показано, що радіоактивність підземних вод є переважно наслідком забруднення природними радіонуклідами і продуктами їхнього розпаду: ^{238}U (^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) і ^{232}Th (^{228}Ra , ^{222}Rn), а також ^{40}K . Рівень забруднення артезіанських свердловин визначається такими радіонуклідами, як природний U , ^{222}Rn , ^{226}Ra і ^{228}Ra . Поверхневі і підземні води, що є джерелами питного водопостачання і розташовані біля радіаційних об'єктів, необхідно контролювати на наявність радіонуклідів техногенного походження ^{90}Sr , ^{137}Cs , а також ^3H . Проведено порівняння гігієнічних норм вмісту радіонуклідів у питній воді. Представлено результати радіологічного аналізу джерел питного водопостачання м. Києва — річок Десни та Дніпра, підземних свердловин сеноманського і юрського горизонтів. Установлено, що вміст тритію та інших нормованих радіонуклідів у питній воді значно нижчий за гранично допустимі концентрації і перебуває на рівні фонових значень. Подано характеристику міграції радіонуклідів у навколишньому середовищі з урахуванням фізико-хімічних форм їхнього знаходження. Детально розглянуто форми знаходження ^3H , $\text{U}(\text{VI})$, $\text{Th}(\text{IV})$, ^{222}Rn , ^{137}Cs і ^{90}Sr у водному середовищі, що визначають рухливість радіонуклідів та їхній потенційний вплив на живі організми.

Ключові слова: радіонукліди, міграція, джерела питної води, гігієнічні нормативи, екологічна безпека.

**L. N. Puzyrnaya¹, O. M. Masko², G. N. Pshinko¹,
V. V. Goncharuk¹**

¹A. V. Dumansky Institute of Colloid and Water Chemistry, NAS of Ukraine, 42, Akad. Vernadskoho Blvd, Kyiv, 03142, Ukraine

²SE "State Scientific Engineering Center for Control System and Emergency Response", 64/56, Heroiv Stalinhrada Ave., Kyiv, 04213, Ukraine

Radioactive Elements in Natural and Drinking Water in Ukraine

The radiation aspects of the quality of natural and drinking water in Ukraine are considered. It has been shown

that groundwater radioactivity is mainly a consequence of contamination with natural radionuclides and their decay products: ^{238}U (^{234}U , ^{226}Ra , ^{210}Pb , ^{210}Po) and ^{232}Th (^{228}Ra , ^{222}Rn), as well as ^{40}K . The pollution level of artesian wells is determined by such radionuclides as natural U, ^{222}Rn , ^{226}Ra and ^{228}Ra . Surface and groundwater, which are sources of drinking water supply and located in the area where radiation objects are located, must be monitored for the presence of technogenic radionuclides of ^{90}Sr , ^{137}Cs , as well as ^3H .

The hygienic standards for the content of radionuclides in drinking water are compared. The results of a radiological analysis of sources of drinking water supply in Kyiv — Desna and Dnipro rivers, underground wells of the Senoman and Jurassic horizons are presented. It was found that the content of tritium and other standardized radionuclides in drinking water is significantly lower than the maximum permissible concentration and are at the level of background values.

A characteristic of the migration of radionuclides in the environment, taking into account the physicochemical forms of their occurrence, is given. The forms of the presence of ^3H , U(VI), Th(IV), ^{222}Rn , ^{137}Cs , and ^{90}Sr in an aqueous medium, which determine the mobility of radionuclides and their potential effect on living organisms, are examined in detail. It is shown that the physicochemical forms of the existence of natural and technogenic radionuclides in the aquatic environment determine their migration in the environment, and therefore their potential impact on living organisms.

Based on the analysis of scientific literature data, an assessment of the radiation safety of drinking water supply sources in Ukraine was made in accordance with current regulatory documents for drinking water. The results of a radiological analysis of the surface and underground drinking water sources in Kyiv indicate that all indicators are within acceptable values.

Keywords: radionuclides, migration, sources of drinking water, hygienic standards, environmental safety.

References:

1. Panasyuk M. I., Matrosov D. T., Petrosenko Y. I., Levin G. V., Lyushnya P. A., Sizov M. O., Palamar L. A., Onyshchenko I. P. (2018). [Levels of radioactive pollution of lower waters of the Chornobyl nuclear power plant and means of limitation of its distribution]. *Problemy bezpeky atomnykh elektrostantsii i Chornobylia* [Problems of nuclear power plants' safety and of Chornobyl], vol. 30, pp. 87–92. (in Ukr.)
2. Fedorenko Z. P., Mykhailovych Yu. Y., Hulak L. O., Horokh Ye. L., Ryzhov A. Yu., Sumkina O. V., Kutsenko L. B. (2018). *Morbidity, mortality, indicators of oncology service activity*. Bulletin of the National Cancer Registry no. 19. Kyiv: National Cancer Institute, 136 p. Available at: http://www.ncru.inf.ua/publications/BULL_19/PDF/Bull_19full.pdf. (in Ukr.)
3. Pavlotskaya F. I. (1974). *Migratsiya radioaktivnykh produktov globalnykh vypadeniy v pochvakh* [Migration of radioactive products of global fallout in soils]. Moscow: Atomizdat, 216 p. (in Russ.)
4. Kuznetsov Yu. V., Shchebetkovskiy V. N., Trusov A. G. (1974). *Osnovy ochistki vody ot radioaktivnykh zagryazneniy* [Basics of water purification from radioactive contamination]. Moscow: Atomizdat, 360 p. (in Russ.)
5. Bertha E. L., Choppin G. R. (1978). Interaction of Humic and Fulvic Acids with Eu(III) and Am(III). *J. Inorg. Nucl. Chem.*, vol. 40, pp. 655–658.
6. Moulin V., Moulin C. (2001). Radionuclide speciation in the environment: a review. *Radiochim. Acta*, vol. 89, pp. 773–778.
7. Pshinko G. N. (2009). [The effect of humic substances on the sorption of radionuclides by montmorillonite]. *Khimiya i tekhnologiya vody* [Chemistry and water technology], vol. 31, no. 3, pp. 286–299. (in Russ.)
8. Kobets S. A., Pshinko G. N., Bogolepov A. A. (2009). Sorption of U(VI) on montmorillonite with aluminum and iron hydroxides deposited on its surface, studied in the presence of citric and oxalic acids. *Radiochemistry*, vol. 51, no. 4, pp. 378–382.
9. Pshinko G. N., Bogolepov A. A., Kobets S. A., Kosorukov A. A. (2009). Effect deposited on the surface of montmorillonite hydroxides of aluminum and iron on the sorption of U(VI). *Radiochemistry*, vol. 51, no. 2, pp. 211–215.
10. Kobets S. A., Fedorova V. M., Pshinko G. N., Kosorukov A. A., Demchenko V. Ya. (2014). Effect of humic acids and iron hydroxides deposited on the surface of clay minerals on the ^{137}Cs immobilization. *Radiochemistry*, vol. 56, no. 3, pp. 325–331.
11. Pshinko G. N., Bogolepov A. A., Kobets S. A., Goncharuk V. V. (2009). [The effect of natural surface modification of clay components of soils on the sorption of U(VI) in the presence of complexing agents]. *Dopovidi Natsionalnoi akademii nauk Ukrainy* [Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine], no. 5, pp. 160–167. (in Russ.)
12. DSTU7525:2014. *Drinking water. Requirements and methods of quality control*. Kyiv: Ministry of Economic Development of Ukraine, 2014, 36 p. (in Ukr.)

13. DSanPiN2.2.4-171-2010. Hygienic to drinking water intended for human consumption. *Ofitsiyni visnyk Ukrainy*. [Official Bulletin of Ukraine], no. 51, p. 99. (in Ukr.)
14. DSTU4808:2007. *Drinking Water Sources. Hygienic and environmental requirements for water quality and selection rules*. Kyiv: Gospotrestandart of Ukraine, 2007, 36 p. (in Ukr.)
15. NRBUD-2000. *Radiation Safety Standards of Ukraine: Supplement. Radiation protection against sources of potential exposure*. Approved by the Resolution of the Chief State Sanitary Doctor of Ukraine no. 116 dated 12.07.2000. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0116488-00>.
16. World Health Organization (2011). *Guidelines for Drinking-water Quality. Fourth Edition. Recommendation*. WHO, 564 p.
17. Odintsov O. O., Khan V. Je., Krasnov V. O., Shherbin V. M. (2016). [Long-term monitoring of unorganized accumulations of liquid radioactive waste from the Shelter]. *Problemy bezpeky atomnykh elektrostantsiy i Chornobylya* [Problems of nuclear power plants safety and of Chornobyl], no. 27, pp. 43–57. (in Ukr.)
18. Prister B. S., Klyuchnikov A. A., Baryakhtar V. G., Sheshtopalov V. M., Kukhar V. P. (2016). *Problemy bezopasnosti atomnoy energetiki. Uroki Chernobylya* [Safety issues of nuclear energy. Chornobyl lessons]. Chornobyl: ISP NPP, NAS of Ukraine, 356 p. (in Russ.)
19. Krasnov V. O., Nosovskyi A. V., Rudko V. M., Shcherbin V. M. (2016). *Obiekt "Ukryttia": 30 rokiv pislia avarii* [Shelter object: 30 years after the accident]. Chornobyl: ISP NPP, NAS of Ukraine, 512 p. (in Ukr.)
20. Baryakhtar V. G. (1995). *Chernobyl'skaya katastrofa* [Chornobyl accident]. Kyiv: Naukova dumka, 560 p. (in Russ.)
21. Sobotovich E. V., Bondarenko G. N., Kononenko L. V., Dolin V. V., Sadol'ko I. V. (2002). *Geokhimiya tekhnogennykh radionuklidov* [Geochemistry of technogenic radionuclides]. Kyiv: Naukova dumka, 333 p. (in Russ.)
22. Sobotovych E. V., Dolina V. V. (2012). *Trytii u biosferi* [Tritium in the biosphere]. Kyiv: Naukova dumka, 224 p. (in Ukr.)
23. Vasylichenko V. M., Davydov M. M., Masko O. M., Chernov P. A. (2013). [Monitoring of tritium in natural surface water bodies of Ukraine]. *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear power and the environment], no. 1, pp. 14–21. (in Ukr.)
24. Vitko V. I., Honcharova L. I., Zhehulina Ju. M., Kartashov V. V., Kovalenko G. D. (2016). [The impact of the Rivne NPP on the volumetric activity of tritium in the Styr river]. *Yaderna enerhetyka ta dovkillya* [Nuclear power and the environment], no. 1, pp. 17–25. (in Ukr.)
25. *Drinking Water Directive 98/83/EC* dated 03.11.1998. Available at: <https://svsps.ru/svsps-docs/ru/usefulinf/files/es98-83.pdf>.
26. Bazhenov V. A., Buldakov L. A., Vasilenko I. Ya. (1990). *Vrednye khimicheskie veshchestva. Radioaktivnye veshchestva* [Harmful chemicals. Radioactive Substances]. Leningrad: Khimiya, 464 p. (in Russ.)
27. Kovda V. A. (1985). *Biokhimiya pochvennogo pokrova* [Soil biochemistry]. Moscow: Nauka, 263 p. (in Russ.)
28. Grenthe I. (2003). *Chemical thermodynamics of uranium*. Paris: OECD publications, 715 p.
29. Pshinko G. N., Timoshenko T. G., Bogolepov A. A. (2009). Effect of fulvic acids on Th(IV) sorption on montmorillonite. *Radiochemistry*, vol. 51, no. 1, pp. 91–95.
30. Kobets S. A., Pshinko G. N. (2014). Factors affecting forms of finding Th(IV) in aqueous solutions. *Journal of Water Chemistry and Technology*, vol. 36, no. 2, pp. 51–56.
31. Kononenko L. V., Bondarenko M. G., Manichev V. Y., Vlasenko V. I. (2011). [Natural radionuclides in the soils of the influence zone of Tripol TPP]. *Tekhnohennokologichna bezpeka ta tsyvilnyi zakhyst* [Technological and environmental safety and civil protection], no. 3, pp. 129–141. (in Russ.)
32. Udalov I. V., Kononenko A. V., Lure A. I. (2018). [Features of radiation risk in the North-East Donbass]. *Voprosy atomnoy nauki i tekhniki* [Questions of atomic science and technology], vol. 117, no. 5, pp. 149–153. (in Russ.)
33. World Health Organization (2017). *Guidelines for drinking-water quality: 4th ed.* Geneva: WHO, 628 p.
34. [Monitoring studies. *Water consumed by the population of our region*]. Kirovograd Regional Laboratory Center of the Ministry of Health of Ukraine: official web-site. Available at: <http://labcentr.kr.ua/?p=86>. (in Ukr.)
35. Udalov B. V. (2008). *Vplyv "mokroi" konservatsii shakht na ekoloho-radiatsiyni stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha (na prykladi Luhanskoi oblasti)* [Impact of "wet" conservation of mines on the ecological and radiation state of the natural environment (on the example of Lugansk region)]. PhD Thesis. Kharkiv, [s. n.], 19 p. (in Ukr.)
36. Vitko V. I., Goncharova L. I., Kartashev V. V. (2003). [Radioecological state of the environment of Kharkov region]. *Ukrainskiy metrologicheskii zhurnal* [Ukrainian Metrological Journal], no. 4, pp. 40–49. (in Russ.)
37. Plyushchev V. Ye., Stepin B. D. (1975). *Analiticheskaya khimiya rubidiya i tseziya* [Analytical chemistry of rubidium and cesium]. Moscow: Nauka, 224 p. (in Russ.)
38. Williams M., Wohlers D. W., Citra M., Diamond G. L., Swarts S. G. (2004). *Toxicological Profile for Cesium*. Atlanta: ATSDRD, vol. XXI, 244 p.

39. Belyaev I. K., Zhorova Ye. S., Kalistratova V. S., Nisimov P. G., Parfenova I. M., Tishchenko G. S. (2012). [Radioactive cesium. Communication 1. Metabolism and biological effects.]. *Meditsinskaya radiologiya i radiatsionnaya bezopasnost* [Medical radiology and radiation safety], vol. 57, no. 4, pp. 62-70. (in Russ.)
40. Goncharuk V., Pshinko G. (2011). [The role of chemical forms of radionuclides in predicting their behavior in the environment]. *Visnyk NAN Ukrainy* [Bulletin of the NAS of Ukraine], no. 10, pp. 3-17. (in Ukr.)
41. Poluektov N. S., Mishchenko V. T., Kononenko L. I., Belyukova S. V. (1978). *Analiticheskaya khimiya strontsiya* [Analytical chemistry of strontium]. Moscow: Nauka, 223 p. (in Russ.)
42. Vasilenko I. Ya., Vasilenko O. I. (2002). [Radioactive strontium]. *Energiya: ekonomika, tekhnika, ekologiya* [Energy: economics, technology, ecology], no. 4, pp. 26–32. (in Russ.)
43. Moskalchuk L. N., Baklay A. A., Konoplev A. V., Leonteva T. G. (2014). [Migration of ^{90}Sr in the system solid phase of the soil — soil solution — plant and ways to reduce it]. *Radiokhimiya* [Radiochemistry], vol. 56, no. 2, pp. 189–192. (in Russ.)
44. Sanzharova N. I., Sysoeva A. A., Isamov N. N., Alksakhin R. M., Kuznetsov V. K., Zhigaeva T. L. (2005). [The role of chemistry in the rehabilitation of agricultural land exposed to radioactive contamination]. *Rossiyskiy khimicheskii zhurnal* [Russian Chemical Journal], vol. 49, no. 3, pp. 26–34. (in Russ.)

Надійшла 01.10.2019

Received 01.10.2019