

рушение карбонатов в н.о. образца ГСШ-1 раствором соляной кислоты позволяют повысить его дисперсность. В полученном после промывки водой образце ГСШ-2 содержание основной фракции размером 0,25–1,5 мкм составляет 59 мас.%, а в образце ГСШ-3 после разрушения карбонатов при вариации размеров частиц от 0,25 до 4,5 мкм – 97 мас.%. Частицы ГСШ-1 обладают слоистой структурой и состоят из плотноупакованных пластинчатых элементов. Полученные результаты свидетельствуют о том, что модифицированные образцы ГСШ можно отнести к глинистым материалам.

Проведенные сорбционные эксперименты показали, что степень сорбции ^{137}Cs образцом ГСШ-1 из водопроводной воды при концентрации K^+ 15,2 мэкв/л достигает 96,4% в течение 1 ч. Коэффициент распределения (K_d) ^{137}Cs для ГСШ-2 составляет $6,6 \times 10^4$ л/кг. Образец ГСШ-1 обладает высокой селективностью по отношению к Cs^+ при его концентрации в водопроводной воде от 10^{-6} до 10^{-3} г/л. Параметр селективной сорбции ^{137}Cs – потенциал связывания радиоцезия (RIP(K)), характеризующий способность сорбционных материалов в условиях контролируемых селективной сорбцией удерживать катионы $^{137}\text{Cs}^+$ в присутствии конкурирующего катиона K^+ , для образца ГСШ-2 составляет 6600 мэкв/кг. Полученное значение RIP(K), используемое для сравнения способности различных материалов сорбировать ^{137}Cs из растворов, для образца ГСШ-2 в 20 раз превышает значение RIP(K) для глауконита и в 2 раза – для клиноптилолита.

Полученные экспериментальные данные, наличие в Беларуси больших промышленных запасов ГСШ (более 105 млн т на 01.01.2015) позволяют судить о возможности использования ГСШ для получения сорбентов, предназначенных для очистки водных сред от ^{137}Cs .

Leontieva T. G., Maskalchuk L. N.

USE OF CLAY-SALT SLIMES OF JSC “BELARUSKALI” FOR CLEARING WATER ENVIRONMENT FROM RADIOCAESIUM

The availability in the Republic of Belarus a large volume of clay-salt slimes, high sorption properties and relatively simple technology of their reprocessing allow to speak about the perspective of clay-salt slimes using as a effective sorbent for clearing of aqueous media from ^{137}Cs .

Миронов В. П., Журавков В. В., Скопец А. Н.

*Международный государственный экологический институт имени А.Д. Сахарова
Белорусского государственного университета, г. Минск, Республика Беларусь*

МЕТОДИКА ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИ СВЯЗАННОГО ТРИТИЯ В ВОДЕ

В последние годы в санитарных нормах и правилах нормируется не только окись трития (НТО), но и органический связанный тритий (ОСТ) с высокими дозовыми коэффициентами. Дозовый коэффициент НТО составляет $1,8 \cdot 10^{-2}$ мкЗв/год, а ОСТ – $7,9 \cdot 10^{-2}$ мкЗв/год. Однако в большинстве действующих методик определения трития в объектах природной среды определяется только НТО или сумма НТО+ОСТ. В настоящее время измерения ОСТ в воде не проводятся в связи с отсутствием методики. Поступление трития в организм населения происходит, в основном, с водой. Критической формой трития является ОСТ. Поэтому разработка методики определения органически связанного трития в воде является актуальной задачей.

Органически связанный тритий представляет более серьезные факторы риска, чем окись трития по двум основным причинам. Во-первых, химическая форма влияет на вероятность проникновения трития в состав ДНК или другие биомолекулы. Поскольку β -частицы малой энергии трития не распространяются на большие расстояния, то разница в повреждениях, нанесенных тритием, который сконцентрирован в ядре клетки (где находится ДНК), и тем, который находится в цитоплазме, будет велика. Второй причиной более опасного влияния ОСТ является то, что по сравнению с окисью трития он, как правило, дольше задерживается в организме. Исследования людей показывают, что половина окиси трития выходит из организма каждые 10 дней, при этом удаление половины ОСТ из организма составляет более 80 дней.

Согласно опубликованным данным, основной физико-химической формой органически связанного трития в воде является бикарбонат натрия, меченый тритием (NaTCO_3), и микробы (микробное число). Гидрокарбонаты представляют собой компоненты, определяющие щелочность как природных вод, так и воды в организме. Микробное число в питьевой воде составляет 50 в 1 мл, чистая вода содержит более 10000 бактерий в 1 мл, а загрязненная – 100–300 тыс. и более. Суть метода основана на разделении НТО и ОСТ на хроматографической колонке с анионообменной смолой АВ-17 (2 г смолы). НТО проходит через колонку, а бикарбонат натрия, меченый тритием (NaTCO_3), полностью задерживается. Эти колонки достаточно просты в использовании, экономичны и эффективны. Затем проводят фильтрацию пробы воды через мембранный фильтр с размером пор 0,45 μm для определения содержания ОСТ на микробах. При этом весь тритий, связанный на микробах, полностью задерживается на фильтре. Определение удельной активности трития в воде основано на измерении суммарного

β -счета в энергетическом диапазоне 0–18,6 кэВ с помощью жидких сцинтилляционных радиометров, которые обеспечивают непосредственный контакт измеряемого образца с жидким сцинтиллятором согласно методике определения удельной активности трития в воде с использованием жидкосцинтилляционных радиометров серии TRI-CARB И QUANTULUS. МВИ.МИ 4143-2011. В ходе данной работы было установлено, что реакция изотопного обмена не зависит от концентрации NaHCO_3 , степень обмена в воде составила 30–40%. Также была проведена фильтрация через мембранный фильтр с размером пор 0,45 μm для определения содержания ОСТ на микробах, степень обмена составила 9–10%.

Mironov V. P., Zhuravkov V. V., Skopec A. N.

METHOD OF DETERMINATION OF ORGANICALLY BOUND TRITIUM IN WATER

The series of experiments to investigate the kinetics of isotopic exchange of tritium with sodium bicarbonate (NaHCO_3) using a column of anion exchange resin and membrane filter were conducted. On the basis of the data method of determining the organically bound tritium was developed.

Миронов В. П.¹, Шабан А. С.¹, Борисенко В. Л.², Голубев А. П.¹

¹Международный государственный экологический институт имени А.Д. Сахарова
Белорусского государственного университета, г. Минск,

²Полесский государственный радиационно-экологический заповедник,
г. Хойники, Республика Беларусь

МНОГОЛЕТНЯЯ ДИНАМИКА НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ И ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК У БОЛЬШОГО ПРУДОВИКА *LYMNAEA STAGNALIS* В ОЗЕРЕ ПЕРСТОК

Легочные моллюски, способные аккумулировать все радионуклиды, присутствующие в среде, являются важными объектами радиоэкологического мониторинга водоемов. Нами исследована многолетняя (1986–2015 гг.) динамика накопления радионуклидов легочным моллюском – большим прудовиком *Lymnaea stagnalis* в озере Персток – самом загрязненном в белорусском секторе зоны ЧАЭС. В водоемах зоны ЧАЭС присутствуют космогенные (^3H , ^{14}C), примордиальные (^{40}K ; ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th с продуктами их распада – ^{226}Ra , ^{210}Bi , ^{210}Po , ^{210}Pb), «бомбовые и «чернобыльские» (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am и др.) радионуклиды. Биоаккумуляция радионуклидов определяется их ядерно-физическими и химическими свойствами, а также физиологическими особенностями организмов. В мягких тканях моллюсков накапливаются преимущественно подвижные формы радионуклидов (^{137}Cs и т.п.). В раковинах в наибольшей степени концентрируется ^{90}Sr , а на их поверхности – α -излучающие трансурановые радионуклиды (^{238}U , ^{230}Th , ^{240}Pu , ^{241}Am и др.). В первые послеаварийные годы ^{137}Cs в водоемах зоны ЧАЭС находился в обменной форме, затем начались процессы его необратимой сорбции слоистыми глинистыми минералами. Поэтому максимум активности ^{137}Cs в *L. stagnalis* приходился на 1986 – 1991 гг. Напротив, ^{90}Sr в первичных выпадениях находился в неподвижной форме в составе топливных частиц. Затем, в связи с деструкцией топливных частиц, ^{90}Sr начал накапливаться в воде в виде обменной формы. Поэтому его максимальная активность в моллюсках отмечена через 15–20 лет после аварии, когда степень разрушения топливных частиц превысила 80%.

На основе выявленных кинетических закономерностей накопления радионуклидов рассчитаны уровни создаваемых ими поглощенных доз (ПД) ионизирующей радиации для *L. stagnalis* в озере Персток в разные годы после аварии. В 1986 г. уровень ПД для *L. stagnalis* достигал 2505 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$, при этом свыше 60% ДП обеспечивали короткоживущие «чернобыльские» радионуклиды (^{131}I , ^{134}Cs , ^{239}Np и др.) с периодом полураспада до года. В 1996 г. ПД снизились до 1549 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$, что обусловлено, в первую очередь, распадом комплекса короткоживущих радионуклидов. При этом вклад изобар $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ и $^{137}\text{Cs}/^{137}\text{Ba}$ в ПД превышал 95%. В 2006 г. ПД несколько возросли (до 1626 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$) в связи с переходом большей части пула ^{90}Sr в активную водорастворимую форму.

В 2015 г. суммарные ПД для *L. stagnalis* снизились до 358 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$, в которых вклад изобары $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ составил 91 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$. Наряду со снижением активности всего комплекса «чернобыльских» радионуклидов, в последние 2 десятилетия в ближней зоне ЧАЭС отмечен быстрый рост активности α -изотопа ^{241}Am (период полураспада – 433 года) – дочернего продукта β -распада ^{241}Pu (период полураспада – 14,4 года). В 2015 г. уровень ПД от ^{241}Am составлял 34 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$. Уровни ПД от комплекса природных радионуклидов за период исследований изменялись незначительно – в среднем 31 $\mu\text{Гр}\cdot\text{сут}^{-1}$. По прогнозам, к 2036 г. вклад последних в суммарную ПД составит 56%, ^{241}Am – 29%, а изобары $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ – 15%.