

Ведущая роль турбулентной диффузии в процессах атмосферного рассеяния трития в зоне влияния ядерного реактора

Ранее проведенные измерения активности трития в поверхностных водах или снеге с 10–1000-кратным превышением над фоном вдали от промышленных площадок предприятий ядерной отрасли не связаны с технологическими авариями. Они соответствуют штатному технологическому режиму, свойственному конкретной конструкции ядерного реактора. За показатели рассеяния соединений трития, главным образом, ответственны адвекция и турбулентная диффузия в «факеле» вытяжной трубы даже в период штиля. Этот факт может быть использован для мониторинга атмосферных выбросов в течение года.

Ключевые слова:

тритий, турбулентность, ветер, диаграмма направленности, фундаментальное решение, мощность выброса.

В.Ф.Обеснюк

(Южно-Уральский институт биофизики ФМБА РФ, г. Озерск Челябинской обл.)

Действующими нормами радиационной безопасности (НРБ-99/2009) тритий отнесен к основным дозообразующим радионуклидам, несмотря на то, что существует и другое мнение: «... тритий не представляет радиационной опасности ни для природных объектов региона АЭС, ни для проживающего в регионе населения» [1]. Имея сравнительно невысокую энергию излучаемых бета-частиц, не превышающую 18,6 кэВ (средняя $E = 5,7$ кэВ), его распад характеризуется повышенной плотностью ионизации тканей в сравнении с прочими гамма- и бета-излучениями. Выделение проблемы оценки влияния трития в качестве отдельного направления в экологическом мониторинге обусловлено также специфическими особенностями типичных высокоподвижных химических соединений этого радиоактивного изотопа водорода. Они способны легко (ингаляционно, перкутанно и через желудочно-кишечный тракт)

поступать из окружающей среды в организм человека в составе практически любых водородосодержащих веществ (вода, кислоты, неорганические и органические полимеры), оказывая впоследствии повреждающее и мутагенное воздействие на органы и ткани. В зоне влияния ядерных реакторов наибольшую радиационную опасность соединений представляют радиоактивные оксид НТО (тритированная вода), газообразный тритий T_2 и НТ, сверхтяжелая вода T_2O , соединения с азотом NH_2T , а также органически связанные соединения трития (ОСТ) типа тритированных метана, формальдегида, муравьиной кислоты. Опасность могут представлять и более сложные ОСТ – тритированные глюкоза, нуклеозиды и аминокислоты [2]. Например, тимидин способен оказывать влияние на процессы синхронизации клеток в биологическом клеточном цикле. Не все они имеют одинаковую распространенность и устойчивость. Например, T_2O активно участвует в изотопном обмене с обычной водой H_2O , приводя к преобладанию в жидкой фазе соединений НТО среди прочих. В газообразной фазе наиболее часто встречаются НТО, НТ и ОСТ [2,3].

Несмотря на требования Норм радиационной безопасности, в практике обслуживания действующих реакторных установок сложно организовать непрерывный инструментальный контроль за образованием, жидкостными сбросами и организованными газовыми выбросами тритий-содержащих соединений. Как правило, его осуществляют расчетным путем или в порядке проведения научной экспертизы штатного режима работы предприятия на основе выборочных измерений. Например, известно [4], что выход трития характеризуется удельными оценками на единицу мощности от 2,3–9,9 ТБк/ГВт для графито-газовых и водо-водяных реакторов до 44–670 ТБк/ГВт для бридеров и тяжеловодных реакторов (за год). В абсолютном выражении годовые организованные выбросы и сбросы трития даже при штатной работе могут достигать колоссальных величин (табл.1), что прямо указывает на потенциальную опасность группового облучения персонала и, возможно, населения.

Важно отметить, что оперативный радиационный контроль поступления трития в окружающую среду непосредственно на производственной площадке имеет объективные ограничения, среди которых в качестве главных следует указать несовершенство измерительных инструментов и противоречивость применения самой процедуры кратковременных локальных замеров

Табл.1. Воздействие трития на окружающую среду в штатном режиме работы.

Объект, [источник]	Тип реактора	Год	Выброс в атмосферу, ТБк/год	Сброс в гидросеть, ТБк/год
Калининская АЭС [5]	ВВЭР-1000, 4 блока	2020	2,758*	0,0025*
Белоярская АЭС [6]	БН-600, БН-800	2020	0,051*	0,222*
АЭС Брюс, Канада [4]	Тяжеловодный реактор, 4 блока	1997	350*	-
АЭС Дьябло Каньон, США [4]	Водо-водяной под давлением, 2 блока	1997	5,11	-
АЭС Штаде, Германия [4]	Легководный	1997	2,1	-
АЭС Хинкли Пойнт А, Англия [4]	Графито-газовый, 2 блока	1997	2,98	-
ПО «МАЯК» [7]	2–5 различных реакторов и завод РТ-1	1948–2010	-	> 100**
*Расчетный показатель				
**Оценка по накопленной активности трития в каскаде технологических водоемов				

для оценки суммы распределенных потерь трития на рабочей площадке. Ведь речь идет о мониторинге очень широкого диапазона концентраций, включая сверхмалые. Например, регламентированная НРБ-99/2009 допустимая объемная активность паров НТО для персонала составляет 440 кБк/м^3 (с учетом сменного режима работы). Эта граница соответствует относительной концентрации молекул НТО в воздухе на уровне порядка $\sim 10^{-5}$ ppm, что практически исключает применение оптических, хроматографических, колориметрических и экспресс-методов. Применение же очевидных радиометрических методов характеризуется низким быстродействием (отбор пробы до 7 суток) и весьма ограниченной мобильностью средств измерения, требует квалифицированной пробоподготовки, включая предварительное разделение и концентрирование радиоактивной примеси с помощью каскадных тканевых, скрубберных и барботажных фильтров различной конструкции. В то же время, это позволяет достичь раздельного измерения активности газообразного трития, тритированной воды и ОСТ. Однако такие стационарные станции «непрерывного» мониторинга трития с пределом чувствительности на уровне $\sim 1 \text{ Бк/м}^3$, или даже лучше, стали появляться лишь относительно недавно [8,9]. Чувствительность же традиционных средств контроля (радиометры с прокачной или диффузионной камерами) обычно на 3–4 порядка хуже. Например, штатный радиометр УДГБ-01Т (изготовитель – НПП «Доза») имеет нижний предел чувствительности по концентрации трития в воздухе 50 кБк/м^3 . При обычном среднем расходе в вытяжной трубе на уровне $\sim 10^4 \text{ м}^3/\text{ч}$ в течение периода мониторинга 8760 ч (1 год) зарегистрировать регулярные выбросы трития в воздушную среду в объемах менее $4,38 \text{ ТБк/год}$ будет практически невозможно. Результат к тому же существенно зависит от места расположения пробоотборника в вытяжной трубе. Это – главные причины широкого разброса данных в табл.1, не говоря уже о распределенных потерях трития в неконтролируемых течах или в брызгальных бассейнах, приводящих некоторых экспертов к выводу о практическом отсутствии выброса трития через вытяжные трубы [10].

Трудности представляет также индивидуальный контроль тритиевых доз для работников заводов в пределах санитарно-защитной зоны и для населения зоны наблюдения, поскольку при внутреннем бета-облучении дозы не могут быть измерены бытовыми или промышленными гамма-дозиметрами. Существующая система тритиевой дозиметрии внутренних жидкостей человека не может быть положена в основу мониторинга, поскольку среди ученых до сих пор нет единства в понимании того, как формируется доза, какова эпидемиологическая связь между воздействием трития и эффектами у профессионалов и населения. В отношении некоторых ОСТ неприемлема даже сама концепция средней тканевой дозы.

О возможности использования факта турбулентного рассеяния «невесомой» примеси в воздухе

Можно констатировать, что для осуществления мониторинга рассеяния трития в атмосфере в настоящее время неизбежным является требование концентрирования изучаемых проб или использование естественных аналогов этой процедуры. Концентрировать тритий могут не только технические устройства, но также организмы – человек, животные, растения. К числу аналогов можно отнести исследование активности поверхностных вод открытых водоемов [7,11] и анализ активности снега в весенний период [10,12]. Общим для упомянутых публикаций является факт возможности хорошей аппроксимации наблюдений простой центрально-симметричной, почти гиперболической зависимостью от радиуса, проведенного от условного центра выбросов

третия до точки пробоотбора, несмотря на использование авторами также и иных моделей. Отмеченная закономерность позволяет предположить, что такая характеристика рассеяния как удельная активность трития в воздухе $q(x,y,z)$ (Бк/м³) с хорошей точностью подчиняется уравнению Лапласа $\Delta q = 0$. Ближайшие аналоги этого явления – распределение электрического или гравитационного потенциалов точечных источников, распределение температуры в однородной среде, а также близкая по смыслу стационарная адвективно-диффузионная модель распределения примеси, исправленная на радиоактивный распад:

$$D_T \cdot \left(\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 q}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 q}{\partial z^2} \right) - u \cdot \frac{\partial q}{\partial x} - \lambda \cdot q = 0, \quad (1)$$

где D_T – коэффициент турбулентной диффузии; u – скорость ветра, постоянно дующего вдоль оси x ; λ – постоянная распада. Предполагается, что рассеяние почти «невесомых» (НТО, в отличие от молекулярного водорода) и не нагретых соединений трития в воздухе не должно существенно отличаться от рассеяния близких по плотности дыма, технологических газов ТЭЦ или мелкодисперсной пыли. Для последних существуют признанные, хотя и эвристические методики оценки [13,14], зависящие от турбулентной диффузии, практически сохраняющей постоянное значение коэффициента переноса D_T в пределах «факела» за вытяжной трубой в режиме «свободной турбулентности» Прандтля [15, §124]. При этом известно, что для такого вида уравнений в трехмерном пространстве или полупространстве характерно существование стационарного решения (фундаментального решения для постоянного точечного источника) как при штиле ($u = 0$) [16], так и при отсутствии распада вещества ($\lambda = 0$). Более того, в реестре Минприроды [17] существует 118 методик расчета рассеяния вредных примесей (оксиды азота, углерода, серы; бензапирен, формальдегид, мазутная зола и т. п.), спроектированных на основании так называемой модели турбулентной диффузии с гауссовым поперечным профилем распределения, для которой характерно даже пренебрежение диффузионным процессом вдоль направления движения воздушной массы [13,14,17]. Нет оснований считать, что для описания рассеяния трития аналогичные физико-математические модели будут неприемлемы, тем более с существенным учетом продольной диффузии. Фундаментальное решение линейного уравнения (1) для точечного источника можно считать асимптотическим по отношению к рассеянию от пространственно-ограниченного распределенного источника той же мощности с произвольным характером распределения. Это позволяет связывать мощность поступления в атмосферу Q (Бк/с) не только с организованными выбросами трития через вентиляционную трубу, но и с утечками, а также испарением НТО с поверхности технологических водоемов или брызгальных бассейнов. Таким образом, по наблюдениям $q(x,y,z)$ в дальней зоне можно определять мощность источника радиоактивности независимо от характера его распределения вблизи центра. Это обстоятельство может быть использовано в целях мониторинга стационарной непрерывной работы уединенных или близко расположенных промышленных источников по результатам наблюдений, усредненных по пространству и времени.

Частные примеры расчета рассеяния

Для полупространства с идеально плоской разделяющей поверхностью, при условии практического отсутствия (в силу незначительности молекулярной диффузии) градиентного осаждения примеси на плоскую поверхность воды или почвы, можно найти точное решение уравнения (1):

$$q(x, y, z, h) = \frac{Q}{4\pi D_T r_1} \exp\left(\frac{u \cdot x}{2D_T} - r_1 \sqrt{\left(\frac{u}{2D_T}\right)^2 + \frac{\lambda}{D_T}}\right) + \frac{Q}{4\pi D_T r_2} \exp\left(\frac{u \cdot x}{2D_T} - r_2 \sqrt{\left(\frac{u}{2D_T}\right)^2 + \frac{\lambda}{D_T}}\right), \quad (2)$$

где z – вертикальная координата, отсчитанная от поверхности; h – высота вытяжной трубы; y – поперечная координата с отсчетом по поверхности от точки установки вытяжной трубы условного источника; x – горизонтальная координата вдоль направления скорости ветра u ; $r_1 = \sqrt{x^2 + y^2 + (z-h)^2}$; $r_2 = \sqrt{x^2 + y^2 + (z+h)^2}$. При размещении тритиевых концентраторов на поверхности (снег, станции мониторинга) выражение (2) заметно упрощается. В условиях очень длительного наблюдения можно также выполнить усреднение по годовой «розе ветров». Например, для идеальной круговой диаграммы направленности (понятие, родственное «розе ветров») из выражения (2) найдем:

$$q(x, y, \theta, h) = \frac{Q}{2\pi D_T \sqrt{\rho^2 + h^2}} I_0\left(\frac{u \cdot \rho}{2D_T}\right) \cdot \exp\left(-\sqrt{\rho^2 + h^2} \sqrt{\left(\frac{u}{2D_T}\right)^2 + \frac{\lambda}{D_T}}\right), \quad (3)$$

где $I_0(*)$ – модифицированная функция Бесселя первого рода, нулевого порядка; $\rho = \sqrt{x^2 + y^2}$. Для обычных ветровых нагрузок и постоянной распада трития выполняется неравенство $u^2/(4D_T\lambda) \gg 1$, поэтому должно быть ясно, что радиоактивный распад долгоживущего радионуклида практически не влияет на профиль рассеяния, несмотря на расходямость интеграла величины $q(x, y, \theta, h)$ по поверхности $z = \theta$ при условии $\lambda = \theta$. Нетрудно также показать, что за пределами производственной площадки при $\rho \gg h$ и $\rho > 2D_T/u$ множитель Бесселя и экспонента оказывают на радиальную зависимость более слабое совместное влияние, чем первый гиперболический сомножитель $Q \sim \rho^{-1}$, что и согласуется с опытом.

Сравнение с опытными данными

Действительно, на рис.1–3 показано убедительное совпадение ряда эмпирических наблюдений и их аппроксимаций заведомо упрощенными моделями (2), (3).

Например, на рис.1 с расчетами сопоставляются результаты измерения объемной активности поверхностных вод 32 озер в 100-км зоне влияния ПО «МАЯК» в Челябинской области [11]. Аппроксимация выполнена для двух моделей: «гипербола + фон» и по формуле (3)

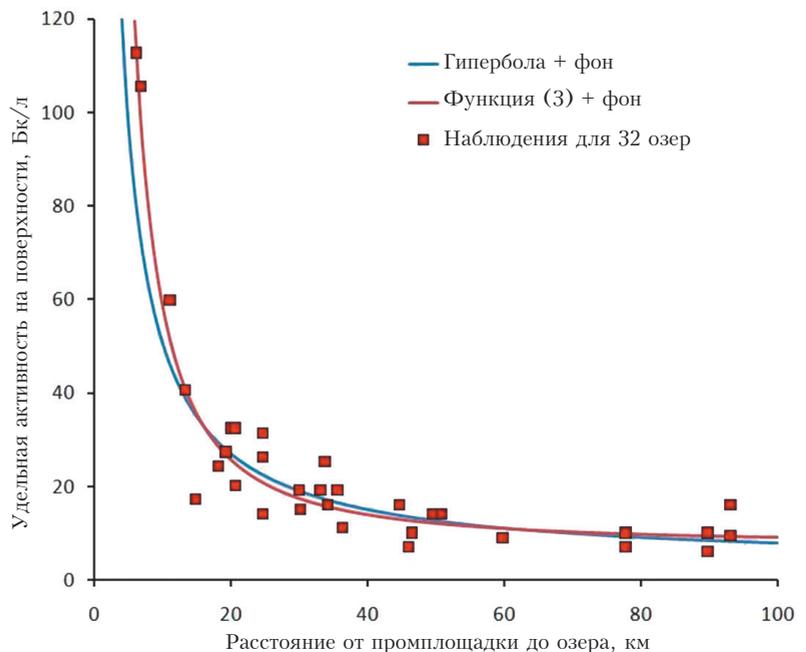


Рис.1. Распределение активности трития в поверхностных водах озер в зоне влияния ПО «Маяк».

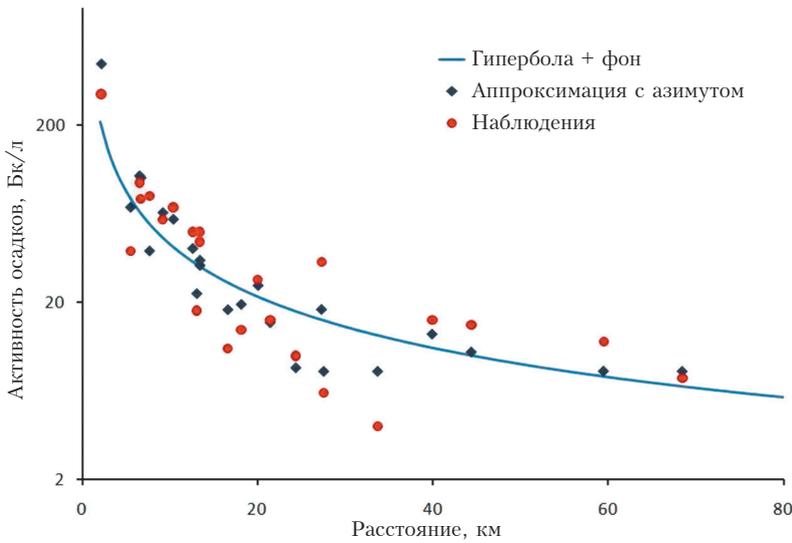


Рис.2. Распределение активности трития в пробах талого снега в зоне влияния ПО «МАЯК». Ромбы – аппроксимация по модели (2) с усреднением по «розе ветров» и учетом «фона».

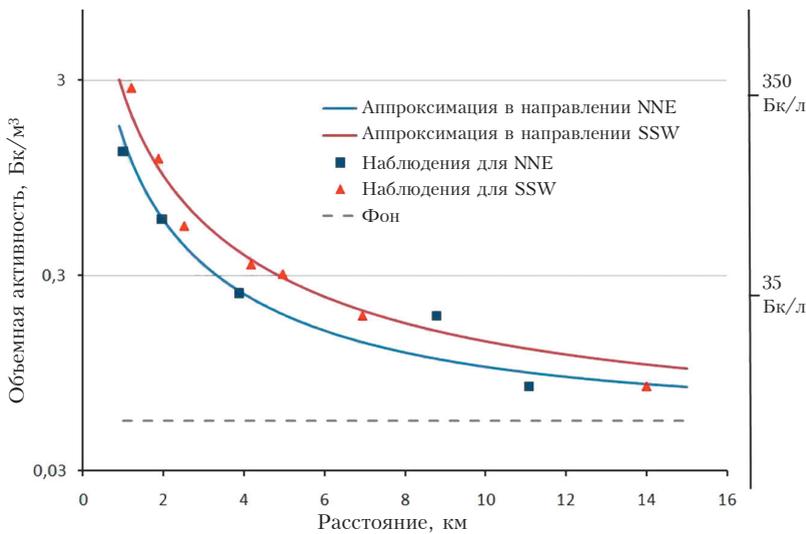


Рис.3. Распределение усредненной по «розе ветров» объемной активности трития в воздухе по двум радиальным направлениям – северо-северо-восток и юго-юго-запад вблизи АЭС Wolsong в сравнении с ее среднегодовыми косвенными измерениями по активности жидких осадков (правая шкала). Параметры аппроксимации к формуле (2): $Q = 438$ ТБк/год; $u = 8$ м/с; $D_T = 50$ м²/с; $h = 30$ м; на поверхности фон равен 54 мБк/м³ (6,54 Бк/л для осадков).

в пренебрежении радиоактивным распадом и высотой источника h . Установлено, что результаты расчета по моделям мало отличаются между собой. При этом для логарифма удельной активности трехпараметрической модели (3) достигается довольно высокое качество аппроксимации (коэффициент детерминации $R^2 = 0,912$) с оценкой традиционно приемлемого качества первичных дозиметрических данных на уровне стандартного геометрического отклонения СГО = 1,24 (т. е. относительный статистический разброс менее 24%). Один из параметров модели – фон глобального выпадения трития на водной поверхности – составил близкую к известной реалистическую величину 3,14 Бк/л (90% ДИ: 1,53–6,43). Качество совпадения измерений с моделью распределения активности позволяет утверждать, что ее величина для поверхностных слоев воды в озерах далеко за пределами промплощадки, по-видимому, зависит от объемной концентрации трития в воздухе в большей мере, чем от влияния радиоактивных сбросов в промышленные водоемы и последующего перераспределения грунтовых вод.

Если при этом воспользоваться данными о вероятной установившейся связи между объемными активностями НТО в воде и воздухе (коэффициент Ляховой [18] $(4,6 \pm 1,3) \cdot 10^{-4}$ л/м³) и о типичном коэффициенте турбулентной диффузии $D_T = 50$ м²/с, можно получить среднюю оценку атмосферных выбросов НТО для ПО «МАЯК» на уровне 255 ТБк/год в рассмотренный период контроля 2001–2002 гг. Несмотря на то, что истинная величина годового выброса не извест-

на и сравнить ее не с чем, полученная оценка вполне соответствует штатному характеру работы предприятия, поскольку разрешенный предельный гипотетический выброс по тритию составляет 17600 ТБк/год [19], включая легкий молекулярный тритий. Для сравнения, расчетно-оценочные показатели организованного годового выброса всех соединений трития на ПО «МАЯК» составляют 1470–1530 ТБк/год [19].

Близкие по смыслу исследования [12] выполнены в зоне влияния ПО «МАЯК» на исходе зимы 2016 г. Аппроксимация активности в пробах талого снега, в предположении приблизительно логнормального характера распределения неопределенности измерений, выполнена нами по модели (2) с усреднением по унимодальной диаграмме направленности ветров. Результат показан на рис.2. Достигнутое качество аппроксимации по всем 23 точкам характеризовалось коэффициентом детерминации, превышавшим аналог в оригинальной публикации [12]: $R^2 = 0,87 > 0,62$.

Параметрами аппроксимации, в частности, являлись оценки фонового уровня активности талой воды 8,2 Бк/л и условно полугодового выброса трития из источника – около 221 ТБк (за период отрицательных температур на почве), что соответствует мощности стационарных выбросов 442 ТБк/год. Оценки выполнены в предположениях, что средняя скорость ветра ($u = 5$ м/с) и коэффициент турбулентной диффузии ($D_T = 50$ м²/с) в зимний период не изменялись, а между ежемесячной удельной активностью трития в осадках (Бк/л) и его объемной активностью в приземной атмосфере (Бк/м³) существует известная линейная связь [20].

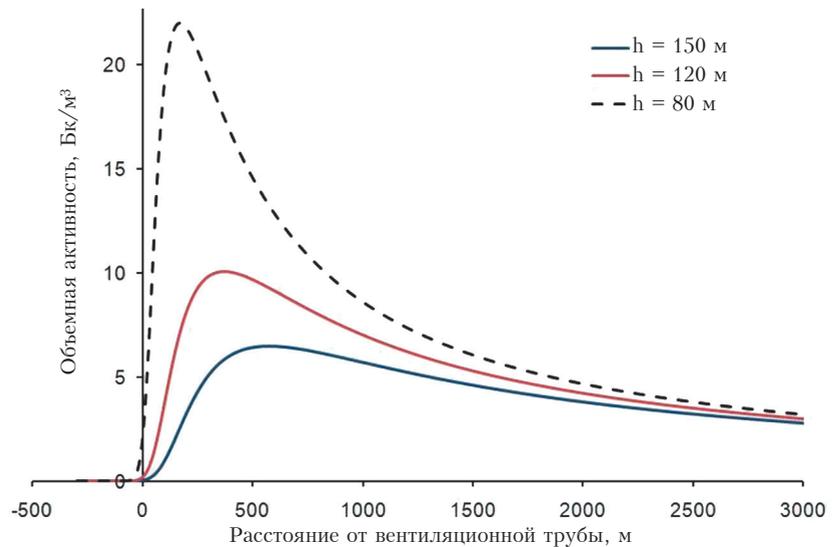


Рис. 4. Распределение объемной активности трития в приповерхностной атмосфере вдоль постоянного направления ветра вблизи гипотетических источников мощностью 100 ТБк/год с разной высотой вентиляционной трубы.

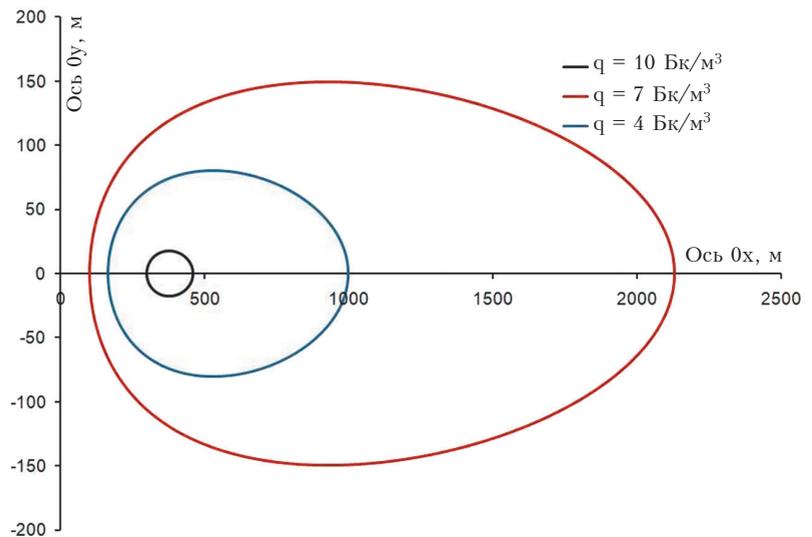


Рис. 5. Линии постоянного уровня активности трития в приповерхностной атмосфере при постоянном ветре вблизи гипотетического источника мощностью 100 ТБк/год с высотой вентиляционной трубы $h = 120$ м.

Очевидно, оценки мощности годовых выбросов, полученные по измерениям [11] и [12], хорошо согласуются между собой, если учесть, что связь между активностью в воздухе и активностью выпавших осадков не является строго стабильной; коэффициенты Ляховой и Махонько должны существенно зависеть от состояния атмосферы, а величина выброса трития может испытывать значительные годовые колебания [11].

Похожие результаты обнаружены при аппроксимации средней сезонной объемной приземной активности воздуха и осадков в двух различных радиальных географических направлениях в зоне южно-корейской тяжеловодной АЭС *Wolsong* [21]. Результат показан на рис.3. В отличие от оригинальной работы, нами выполнено не две аппроксимации (по одной на каждое направление), а одна по формуле (2) с усреднением по унимодальной диаграмме направленности ветров. Достигнут коэффициент детерминации $R^2 = 0,956$ с оценкой неопределенности измерений на уровне СГО = 1,40 (относительная вариабельность менее 40%). Один из важнейших параметров аппроксимации – мощность годового выброса первого энергоблока *Wolsong* – составил 438 ТБк/год, что практически совпадает с опубликованным значением 444 ТБк/год [21], подтверждая работоспособность модели.

Завершая количественную характеристику модели, на рис.4, 5 приведен ряд сечений функции (2) для типичных значений параметров $Q = 100$ ТБк/год; $D_T = 50$ м²/с; $u = 5$ м/с; $\lambda = \ln(2)/T_{0,5}$; $T_{0,5} = 12,32$ лет.

Заключение

Таким образом, знание закономерностей турбулентного переноса трития в «факеле» выброса вместе с кумулятивными измерениями объемной активности трития за пределами промплощадки потенциально может дать более точную информацию о величине постоянного выброса, чем непосредственное измерение в вытяжной трубе или местах плохо контролируемых утечек. Для этого потребуются регулярные измерения приземной объемной активности и сопутствующих метеоусловий сетью удаленных мониторинговых станций, уже имеющихся в распоряжении предприятий в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения. Однако следует отметить, что формулами (1)–(3) довольно трудно воспользоваться, если оперировать только справочными данными, поскольку физика турбулентной диффузии изучена недостаточно. В основном это связано с неизвестностью коэффициента турбулентного переноса D_T и его зависимости от геометрии рассеяния, состояния атмосферы, типа примеси и других экстенсивных величин. Возможно, его придется определять эмпирически на тех же мониторинговых станциях (см. библиографию к патенту [22]). Систематического изучения фактически достигаемых значений D_T для соединений трития, видимо, никто не проводил. Можно согласиться с выводами группы исследователей [3]: «... необходимо проведение ... расчетно-теоретических и экспериментальных (полевых и лабораторных) исследований и источников образования и переноса трития и его соединений на АЭС». Очевидно также, что методика может быть обобщена для целей контроля выбросов соединений других радионуклидов, по крайней мере, для столь же легких, например, ¹⁴C.

Литература

1. Егоров Ю.А. О радиационной опасности трития, нарабатываемого на АЭС // Известия Южного Федерального Университета. Технические науки. 2002. Т. 29, N 6. С. 10-19.
2. Y. Belot, H. Camus, T. Marini, «Determination of tritiated formaldehyde in effluents from tritium facilities», *Fusion Technology*, 1992, vol. 21, pp. 556-559.
3. Барчуков В.Г., Кочетков О.А., Фомин Г.В., Кабанов Д.И. Распространение трития и его соединений воздушным путем при нормальных условиях эксплуатации Балаковской АЭС // АНРИ. 2016. N 1(84). С. 49-54.
4. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly. Vol. I. NY: United Nations, 2000. 291 p.
5. Росатом. Отчет по экологической безопасности Калининской АЭС за 2020 г. С.-Пб: Сфера, 2021. 44 с.
6. Росатом. Белоярская АЭС. Отчет по экологической безопасности за 2020 г. Заречный: ФАО «Концерн Росэнергоатом», 2021. 54 с.
7. Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И., Мурашова Е.Л. Тритий в водоемах производственного и комплексного назначения в районе ПО «МАЯК» на Урале // Водное хозяйство России. 2011. N 4. С. 75-84.
8. Мурашова Е.Л. Опыт использования автоматизированной установки отбора проб УОТ-02 для контроля радиоактивных выбросов. Материалы XI Российской научной конференции «Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях». URL: <http://xn---2030-bwe0hj7au5h.xn--r1ai/> (дата обращения: 23.11.2020).
9. Букин А.Н. и др. Разработка методики контроля содержания трития в воздухе производственных помещений. Сборник докладов Тринадцатой Международной школы молодых ученых и специалистов IHISM'19 Junior. Саров: ИПЦ «РФЯЦ-ВНИИЭФ», 2020. 404 с.
10. Екидин А.А. и др. Оценка поступления трития в атмосферу из брызгальных бассейнов Балаковской АЭС в холодный период // Ядерная и радиационная безопасность. 2017. N 3(85). С. 1-12.
11. Николин О.А. Тритий в водных экосистемах уральского региона. Автореферат дисс. на соискание уч. ст. к.б.н. Пермь: ПГУ, 2008. 21 с.
12. Востротин В.В., Янов А.Ю., Финашов Л.В. Накопление трития в снежном покрове зоны влияния «ПО «МАЯК» за осенне-зимний сезон 2015–2016 гг. // Вопросы Радиационной Безопасности. 2017. N 3. С. 63-67.
13. Гаргер Е.К. Физическое моделирование аварийных выбросов в атмосфере. Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2013. 240 с.
14. Волков Э.П., Гаврилов Е.И., Дужих Ф.П. Газоотводящие трубы ТЭС и АЭС. М.: Энергоатомиздат, 1987. 280 с.
15. Лойцянский Л.Г. Механика жидкости и газа. М.: Наука, 1987. 824 с.
16. Рыкалин Н.Н. Пространственное распределение температуры при дуговой сварке. М.: Изд-во АН СССР, 1941. 55 с.
17. Перечень методик расчета выбросов вредных (загрязняющих) веществ в атмосферный воздух стационарными источниками. Министерство природных ресурсов Российской Федерации. Методические документы, 2021, 03 сентября. URL: <https://www.mnr.gov.ru> (дата обращения: 03.02.2022).
18. Ляхова О.Н. Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде на территории Семипалатинского испытательного полигона. Автореферат дисс. на соискание уч. ст. к.б.н. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ Россельхозакадемии, 2013. 23 с.
19. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2020 году. Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун», 2021. 330 с.

20. Махонько К.П., Ким В.М., Катрич И.Ю., Волокитин А.А. Сравнительное поведение трития и Cs-137 в атмосфере // Атомная энергия. 1985. Т. 85. Вып. 4. С. 313-318.
21. K. Chang-Kyu, R. Byung-Hwan, L. Kun Jai, «Environmental Tritium in the Areas Adjacent to Wolsong Nuclear Power Plant», Journal of Environmental Radioactivity, vol. 41, no. 2, pp. 217-231, 1998.
22. Яковлева В.С. и др. Способ измерения коэффициента турбулентной диффузии в приземном слое атмосферы. Патент RU 2656114 С2. Опубликовано 31.05.2016, Бюлл. N 16.

The Leading Role of Turbulent Diffusion in a Atmospheric Tritium Dispersion Processes in the Nuclear Reactor Influence Zone

Obesnyuk Valery (Sothern Urals biophysics institute FMBA, Ozersk, Chelyabinsk region, Russia)

Abstract. Previously carried out measurements of tritium activity in surface waters or snow with a 10–1000x excess over the background away from industrial sites of nuclear industry enterprises cannot be associated with technological accidents. They fully comply with the standard technological regime peculiar to a specific design of a nuclear reactor. It is shown that the intensity of dispersion of tritium compounds is mainly responsible for turbulent diffusion in “the flare” of the exhaust pipe, even during calm. This fact can be used to organize quantitative control of emissions to atmosphere during the year.

Key words: tritium, turbulence, wind, directional pattern, fundamental solution, ejection power.

В.Ф.Обеснюк (к.ф.-м.н., с.н.с.) – Южно-Уральский институт биофизики ФМБА РФ, г.Озерск Челябинской обл.

Контакты: тел. +7 (35130) 75236; e-mail: v-f-o@newmail.ru.