

А.В. Аклеев^{1, 2}, В.К. Иванов³, Т.Г. Сазыкина⁴, С.М. Шинкарев⁵
ПОСЛЕДСТВИЯ ЯДЕРНОЙ АВАРИИ НА АЭС «ФУКУСИМА-1»
(обзор доклада НКДАР ООН 2013 г.)

A.V. Akleyev^{1, 2}, V.K. Ivanov³, T.G. Sazykina⁴, S.M. Shinkarev⁵
Consequences of the Nuclear Accident at the “Fukushima-1” NPP
(Overview Issued by the UNSCEAR in 2013)

РЕФЕРАТ

Недавно НКДАР ООН обобщил информацию по уровням радиационного воздействия вследствие аварии на АЭС «Фукусима-1» в 2011 и 2012 гг., а также риску воздействия на здоровье человека и влиянию на биоту. В приложении к отчету представлены оценки доз и медицинских последствий для различных групп людей в Японии и, в меньшей степени, в соседних странах. Комитет проанализировал данные, предоставленные официальными государственными органами Японии и другими странами, международными организациями (МАГАТЭ, ВОЗ и др.), по уровням радиации и выпадения радиоактивных материалов в каждой префектуре Японии, концентрациям радионуклидов в продуктах питания, облучению населения и работников. При подготовке отчета Комитет использовал данные и литературу, опубликованные до октября 2012 г.

Отчет также содержит обзор хронологии аварии на АЭС «Фукусима-1», включая развитие событий на станции; характеристику выбросов радиоактивных материалов в атмосферу и в океан; предпринятые меры для защиты работников и населения от радиации; оценки доз облучения населения в первый год после аварии, прогноз формирования доз за следующие 10 лет и в течение всей жизни; оценки доз для работников, задействованных в аварийном реагировании и операциях по ликвидации последствий в течение периода с 11 марта 2011 г. до 31 октября 2012 г.; описание последствий для здоровья; оценки доз и эффектов для биоты, населяющей наземные и водные экосистемы (пресной и морской воды).

Ключевые слова: атомная электростанция, Фукусима-1, выбросы, дозы, биологические эффекты, биота

ABSTRACT

The UNSCEAR has recently summarized the overview data on the levels of radiation impacts resulting from the accident at the “Fukushima-1” NPP in 2011 and 2012, as well as on the risk of the development of radiation effects on human health and the impacts on the biota. In the annex to the overview, the dose estimates and the health effects for different population groups in Japan and, to a lesser degree, in the neighboring countries are presented. The Committee has analyzed a multitude of data sets provided by the official state organizations of Japan and other countries, and also the international organizations (IAEA, WHO, and other), on the levels of radiation exposure and deposition of the radioactive matter in each of the Japanese prefectures, concentrations of radionuclides in food products, exposures of the population and workers. In the process of the preparation of the overview, the Committee used the data and the literature published before October 2012.

The overview also contains a chronological description of events at the Fukushima-1 NPP, including the events unfolding at the power plant; classification of the releases of radioactive materials into the atmosphere and the ocean; the measures taken for protection of the workers and the population from radiation exposures; estimation of exposure doses received by the population over the first year after the accident, prognosis for dose formation during the next ten years and throughout life; estimation of doses for workers engaged in the elimination of the consequences of the accident and in the clean-up operations during the period from March 11, 2011, and from October 31, 2012; a description of the health outcomes; assessment of exposure doses and effects on the biota inhabiting the terrestrial and aquatic ecosystems (fresh water and sea water).

Key words: nuclear power plant, Fukushima-1, releases, doses, biological effects, biota

Введение

11 марта 2011 г. в 14.46 по местному времени вблизи острова Хонсю, Япония, произошло землетрясение магнитудой 9,0 баллов, вызвавшее разрушительное цунами, которое привело к значительному повреждению АЭС «Фукусима-1». Большое количество радиоактивных материалов было выброшено в атмосферу и в море. Предметом большой обеспокоенности государственных органов и общественности стали уров-

ни и эффекты радиационного воздействия, а также возможное облучение и риски для здоровья людей в будущем. Восстановительные работы в районах, наиболее пострадавших от аварии, а также мероприятия по ослаблению воздействия на окружающую среду и выведению атомной электростанция из эксплуатации продолжают до сего дня и потребуют мониторинга уровней радиационного воздействия и последствий для здоровья в течение длительного времени.

¹ Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России, Челябинск. E-mail: akleyev@urcrm.ru
² Челябинский государственный университет
³ Медицинский радиологический научный центр им. А.Ф. Цыба
⁴ НПО «Тайфун»
⁵ Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна ФМБА России

¹ Urals Research Center for Radiation Medicine FMBA, Chelyabinsk, Russia. E-mail: akleyev@urcrm.ru
² Chelyabinsk State University, Chelyabinsk, Russia
³ A.F. Tsyb Medical Radiological Research Centre, Obninsk, Russia
⁴ Research and Production Association “Typhoon”, Obninsk, Russia
⁵ A.I. Burnasyan Federal Medical Biophysical Center of FMBA, Moscow, Russia

В результате землетрясения и цунами были выведены из строя стационарные посты автоматического мониторинга, и поэтому мониторинг до 29 марта проводился только с помощью мобильного оборудования. Мощности доз, измеренные в нескольких точках вокруг АЭС «Фукусима-1», резко увеличились в период с 12 марта до 20 марта, указывая на значительные выбросы радиоактивных материалов в атмосферу. Мониторинг продуктов питания и питьевой воды был начат 16 марта 2011 г. Выбранные продукты питания (молоко, овощи, крупы, мясо, рыба и т.д.), содержание радиоактивных материалов в которых превышало временные допустимые значения, установленные Министерством здравоохранения, труда и социальной защиты Японии от 17 марта 2011 г., были запрещены к продаже 21 марта 2011 г. и к употреблению 23 марта 2011 г.

Японские власти приняли решение о проведении ряда мер для защиты населения, в числе которых были незамедлительная и поздняя (упреждающая) эвакуация, укрытие в домах, запрет на употребление загрязненных продуктов питания (молоко, овощи, злаки, мясо, рыба и т.д.) и воды, профилактический прием стабильного йода. 16 июня 2011 г. правительство объявило о концепции «конкретных мест, рекомендованных к эвакуации», где оценочные эффективные дозы могли превышать 20 мЗв к концу первого года после аварии. 12 марта 2011 г. началось обследование жителей, включая эвакуированных, на предмет загрязнения кожи и одежды с применением счетчиков Гейгера–Мюллера. С 26 мая по 30 мая было проведено исследование уровней облучения щитовидной железы у 1080 детей в возрасте до 15 лет, проживающих в г. Кавамата, д. Итате и г. Иваки. Ни у одного из обследованных младенцев в возрасте до 1 года поглощенная доза на щитовидную железу не превышала 100 мГр.

13 марта было начато распределение стабильного йода для работников аварийно-спасательных служб, задействованных на АЭС «Фукусима-1». Работникам для минимизации вдыхания радиоактивных частиц и газов были выданы плотно прилегающие полнолицевые респираторы, а для минимизации облучения кожи – защитные комбинезоны, перчатки, обувь, хлопковые головные уборы и защитные каски.

Выбросы радионуклидов

Выбросы в атмосферу радиоактивных материалов происходили на протяжении длительного периода времени. Временная и пространственная характеристики выбросов были сложными. Выбросы начались 12 марта и на протяжении следующей недели их количество значительно варьировало, существенно увеличиваясь в связи с конкретными событиями на каждом энергоблоке (в том числе, взрывы водорода,

вентиляция и утечка радиоактивных материалов из реакторов и их защитных систем). После первой недели выбросы постепенно снизились. К началу апреля активность выбросов упала в тысячу и более раз по сравнению с предыдущим периодом, и они продолжались в течение многих недель. Выбросы происходили из разных точек, на разных высотах и с очень разными характеристиками, что повлияло на последующее распространение радионуклидов в атмосфере и их выпадение.

В основном опубликованные оценки по выбросам были сопоставимы. Оценки выбросов ^{131}I в основном находятся в диапазоне 100–500 ПБк, ^{137}Cs – от 6 до 20 ПБк. Эти количества составляют около 2–8 % от общего количества ^{131}I и около 1–6 % от общего количества ^{137}Cs в трех действующих реакторах на момент аварии. Также были сделаны многочисленные оценки временной структуры выброшенных радиоактивных материалов, в частности для ^{133}Xe , ^{131}I и ^{137}Cs .

Поведение радиоактивных материалов, выброшенных в атмосферу во время аварии на АЭС «Фукусима-1», определялось метеорологическими условиями и физическими характеристиками каждого выброса, такими как высота подъема, и тип выбрасываемого радиоактивного материала (газ или аэрозоль). Данные условия, которые существенно менялись на протяжении всего периода выбросов, определяли плотность загрязнения территорий. Большую часть периода, во время которого выбросы были наиболее крупными (с 12 марта по начало апреля 2011 г.), ветер дул по направлению к морю. Около 40 % и 30 % общих выбросов ^{131}I и ^{137}Cs , соответственно рассеялось над океаном [1]. Выбросы, в значительной степени обусловившие уровни загрязнения Японии, имели место 12, 14–16 и 20–23 марта 2011 г.

Радиоактивные материалы попадали в морскую среду прямым и непрямым путями. Прямой путь был обусловлен утечкой сильно загрязненной воды из траншеи за пределами энергоблока 2 в море, а также преднамеренным сбросом жидких радиоактивных отходов низкой активности из емкостей хранения. Данные емкости были опорожнены для последующего хранения сильно загрязненной воды, оставшейся в траншее. Дальнейшие прямые выбросы (например, в мае, июне и декабре 2011 г.) были незначительными по сравнению с выбросами, которые были отмечены в первый месяц после аварии. Непрямое попадание радиоактивных материалов в океан происходило двумя путями: а) за счет осаждения на поверхность океана материалов, выброшенных в атмосферу и рассеявшихся над океаном; б) за счет смыва в реки радиоактивных материалов, осевших на суше, и их дальнейшего перемещения в океан. До настоящего времени поступают сведения о продолжении поступления радионуклидов в морскую среду, которые, по видимому, обусловлены загрязненными грунтовыми

водами на территории АЭС «Фукусима-1». Текущие выбросы жидких радиоактивных материалов, вероятнее всего, не повлияют в значительной степени на оценку эффектов у людей и биоты, но мониторинг должен быть продолжен.

Оценки прямых выбросов в океан были выполнены на основе измеренных уровней радионуклидов в морской воде. Оценки непрямых выбросов были выполнены посредством моделирования рассеивания выброшенных в атмосферу радиоактивных материалов и показали большую по площади поверхность загрязнения океана. В целом, в наиболее загрязненных районах радиоактивные выпадения из атмосферы вносили наибольший вклад в уровни радиоактивного загрязнения до 26 марта 2011 г., а затем значительный вклад вносили прямые выбросы в океан.

Комитет сделал вывод о том, что общий прямой выброс ^{137}Cs в океан, вероятно, составил 3–6 ПБк, а ^{131}I был в три раза выше. Общее количество ^{137}Cs , поступившего в северную часть Тихого океана за счет выпадения из атмосферного воздуха, составило 5–8 ПБк, а ^{131}I – 60–100 ПБк. Определено, что около 5 % указанных радионуклидов выпали в радиусе 80 км от АЭС «Фукусима-1». Наибольшие выбросы имели место в течение последней недели марта и первой недели апреля 2011 г. вместе с прямыми выбросами, продолжавшимися в дальнейшем на значительно более низких и медленно снижающихся уровнях в течение многих недель. Радионуклиды стронция, плутония и других элементов были измерены в морской воде и/или в донных отложениях. Оценки прямых выбросов ^{90}Sr в океан, выполненных в работе Povines et al. [2], варьируют от 0,04 до 1 ПБк. Концентрация изотопов плутония в морской воде в целом находилась ниже предела детекции.

Пиковые концентрации радионуклидов отмечались вблизи АЭС «Фукусима-1» в конце марта и в начале апреля в более удаленных местах. Впоследствии концентрации радионуклидов постепенно снижались, и к августу радиоактивный йод не достигал определяемых уровней, а концентрации радиоцезия были около или ниже предела обнаружения даже в местах сброса технологической воды из очистных сооружений АЭС «Фукусима-1». Меньшее количество измерений других радионуклидов, включая ^{89}Sr и ^{90}Sr , в целом, показывало схожую картину, но с концентрациями на один или два порядка ниже, чем ^{137}Cs . Исключение касается концентраций ^{89}Sr и ^{90}Sr , измеренных в декабре 2011 г. после случайной утечки очищенной технологической воды, из которой был удален радиоактивный цезий. Повышенная концентрация изотопов стронция была кратковременной, и к январю 2012 г. она стала ниже концентрации ^{137}Cs .

Также были проведены измерения концентраций радионуклидов ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs , радионуклидов стронция, плутония и америция в морских донных

отложениях. Максимальная концентрация ^{137}Cs (порядка 100 тыс. Бк/кг сухого веса) отмечалась в пределах порта АЭС «Фукусима-1», хотя в основном уровни были на много порядков ниже. Со временем концентрация в отложениях не снижалась так быстро, как в морской воде.

Оценка доз облучения населения

В отчете НКДАР ООН отмечено, что целью данного раздела исследований являлась оценка доз внешнего и внутреннего облучения населения. Все население Японии распределялось по трем возрастным группам: (1) дети в возрасте до 5 лет, (2) дети и подростки в возрасте от 5 до 18 лет и (3) взрослые в возрасте старше 18 лет. Для характеристики облучения первой, второй и третьей возрастных групп оценивались дозы для ребенка в возрасте 1 года, подростка в – 10 лет и взрослого в – 20 лет соответственно. Рассчитывались поглощенные дозы в отдельных органах: щитовидной железе, красном костном мозге, молочной железе, а также оценивались эффективные дозы. Расчеты доз проводились для нескольких периодов облучения: (а) первого года после аварии, (б) первых 10 лет и (в) в течение 80 лет, принятых в качестве средней продолжительности жизни у населения Японии.

В расчетах по оценкам доз рассматривались четыре пути облучения. Для внешнего облучения учитывалось излучение от (а) радиоактивного облака во время его прохождения через населенный пункт проживания и (б) радионуклидов, выпавших из облака на подстилающую поверхность. Для внутреннего облучения в расчет принималось поступление (а) ингаляционное во время прохождения радиоактивного облака и (б) пероральное с загрязненными продуктами питания. Наиболее биологически значимыми радионуклидами в отношении формирования внешних и внутренних доз облучения населения являлись ^{131}I , ^{134}Cs и ^{137}Cs .

В качестве исходных данных для оценки доз внешнего и внутреннего облучения жителей Японии использовались результаты измерений мощности дозы гамма-излучения в воздухе на высоте 1 м от земной поверхности, активности радионуклидов в выпадениях на подстилающую поверхность и на растительность, удельного содержания радионуклидов в продуктах питания, произведенных на загрязненной территории и т.д. Кроме того, для оценки доз внутреннего облучения особую ценность представляли результаты прямых измерений содержания ^{131}I в щитовидной железе, а также ^{134}Cs и ^{137}Cs в организме лиц из населения.

Как уже отмечалось, в первые несколько недель после аварии на АЭС «Фукусима-1» японскими специалистами было выполнено очень малое количество

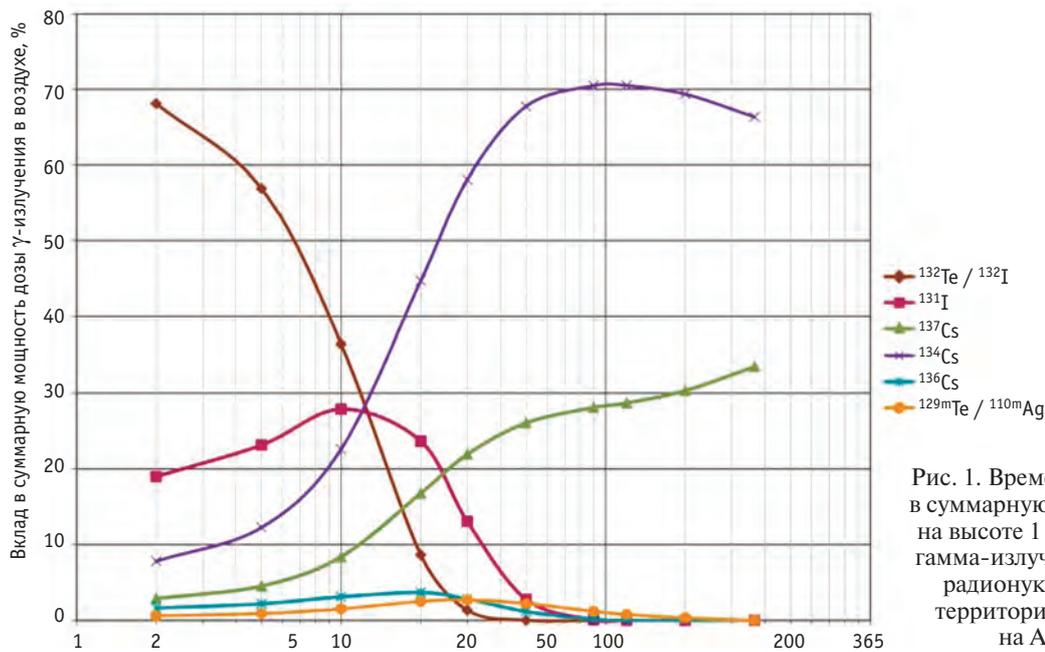


Рис. 1. Временная зависимость вклада в суммарную мощность дозы в воздухе на высоте 1 м от земной поверхности гамма-излучения наиболее значимых радионуклидов на загрязненной территории Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1»

измерений содержания ^{131}I в щитовидной железе у жителей Японии. Общее количество прямых измерений ^{131}I в щитовидной железе у жителей Японии составило менее 2 тыс. человек, что совершенно несопоставимо с количеством обследованных жителей Белоруссии, Украины и России (около 400 тыс. жителей), выполненных в первые несколько недель после аварии на ЧАЭС в 1986 г. [3–6]. Поэтому столь малое число прямых измерений содержания ^{131}I в щитовидной железе было использовано только с целью верификации доз облучения щитовидной железы у жителей.

Методы, использованные для оценки доз внешнего облучения жителей Японии, были аналогичны методам, которые применялись для оценки доз внешнего облучения населения после аварии на ЧАЭС [7]. В этих расчетах учитывалась миграция радионуклидов во внешней среде, защитные свойства зданий, типовые режимы пребывания жителей на открытом воздухе и т.п. В первые недели и месяцы после аварии отмечалось существенное снижение мощности дозы γ -излучения в воздухе вследствие радиоактивного распада и процессов заглупления радионуклидов в почву. На рис. 1 приведена временная зависимость вклада в суммарную мощность дозы в воздухе на высоте 1 м от земной поверхности гамма-излучения наиболее значимых радионуклидов на загрязненной территории Японии в первый год после аварии. Следует отметить, что в первые 10 дней после аварии наибольший вклад в мощность дозы (35–70 %) на местности был обусловлен γ -излучением ^{132}Te и ^{132}I , а в последующий период, вплоть до конца первого года, ведущий вклад в мощность дозы вносило γ -излучение ^{134}Cs (30–70 %).

Выполнено моделирование переноса радионуклидов выброшенных из поврежденных реакторов в атмосфере и осаждение их на подстилающую поверхность. Модельные расчеты концентрации радионуклидов в воздухе использованы для оценок ингаляционного поступления радионуклидов в организм и соответствующих оценок доз внутреннего облучения с учетом зависимой от возраста скорости легочной вентиляции воздуха и дозовых коэффициентов расчета дозы внутреннего облучения при ингаляционном поступлении единичной активности соответствующего радионуклида [8–10].

Методы оценки доз внутреннего облучения при пероральном поступлении радионуклидов с продуктами питания и водой основывались на использовании данных об удельном содержании в них радионуклидов, зависимо от возраста типового суточного рациона, дозовых коэффициентов расчета дозы внутреннего облучения при пероральном поступлении единичной активности соответствующего радионуклида [10].

Для оценки доз облучения у населения Японии вся территория страны была разделена по географическому признаку на четыре региона, в каждом из которых принимались однородные условия формирования доз у его жителей:

- регион 1: населенные пункты в префектуре Фукусима, из которых население было эвакуировано в период от нескольких дней до нескольких месяцев после аварии;
- регион 2: остальная территория префектуры Фукусима, население которой не было эвакуировано;

- регион 3: шесть префектур (Мияги, Тотиги, Гумма, Ибараки, Иватэ и Чибо), соседних с префектурой Фукусима;
- регион 4: остальная территория Японии.

Как уже отмечалось ранее, оценки доз облучения жителей Японии проводились для трех временных периодов, при этом особое внимание уделялось оценкам уже полученных доз за первый год после аварии. Результаты расчета усредненных по отдельным территориям/префектурам эффективных и поглощенных доз в щитовидной железе за первый год после аварии для трех возрастных групп не эвакуированного населения Японии (регионы 2, 3 и 4) приведены в табл. 1.

Как следует из табл. 1, для неэвакуированных жителей за первый год после аварии усредненные эффективные дозы не превышают 10 мЗв, а максимальные усредненные поглощенные дозы в щитовидной железе достигают 50 мЗв. При этом наибольшие дозы были у жителей из префектуры Фукусима в младшей возрастной группе, которую представляют дети в возрасте 1 года. Важно отметить, что в этой возрастной группе эффективные дозы превышают в 2 раза, а поглощенные дозы в щитовидной железе превышают в 3 раза соответствующие дозы облучения взрослых, проживающих в одном населенном пункте. Примечательно, что максимальные оценки усредненных эффективных доз облучения за первый год после аварии населения в регионе 3 (шесть префектур, соседних с префектурой Фукусима) сопоставимы с оценкой усредненного природного фона, составляющего для населения Японии эффективную годовую дозу, равную 2,1 мЗв. Для жителей из региона 4 (остальная территория Японии) эффективные дозы за первый год существенно меньше природного фона. Необходимо подчеркнуть, что в населенных пунктах с наибольшими значениями эффективных доз за первый год ведущая роль принадлежала внешнему облучению от выпавших на подстилающую поверхность радионуклидов, а на территориях с низкими уровнями эффективных доз основной вклад вносило внутреннее облучение за счет перорального поступления радиоактивных изотопов цезия.

Согласно проведенным расчетам оценки усредненных поглощенных доз в красном костном мозге

и в молочной железе за первый год после аварии для всех жителей региона 2 составили менее 6 мГр, а для всех жителей региона 3 эти величины не превысили 2 мГр.

Важно подчеркнуть, что приведенные в табл. 1 усредненные оценки доз по регионам могут существенно отличаться от усредненных оценок доз по отдельным населенным пунктам. Такое отличие обусловлено пространственной и временной вариативностью уровней выпадений радионуклидов на подстилающую поверхность и их концентраций в приземном слое воздуха в пределах рассматриваемого региона, спецификой местных погодных условий, вариативностью соотношения аэрозольной и газовой фракций радиоактивных изотопов йода в воздухе, принятым из-за отсутствия необходимых данных ряда предположений и допущений для моделирования условий облучения, которые могут отличаться от реализованных на практике, и т.д. Кроме того, еще большие отличия (до 10 раз) могут наблюдаться между оценками индивидуальных доз и усредненными оценками доз по отдельным населенным пунктам, что, прежде всего, вызвано отличием режима проживания, питания, уровня загрязнения пищевых продуктов для отдельных лиц от типовых, принятых при расчетах средних значений доз.

В отчете НКДАР ООН подробно проанализированы различные имевшие место сценарии эвакуации населения Японии вокруг АЭС «Фукусима-1». Выделено 12 сценариев, описывающих маршруты эвакуации 85 тыс. жителей из 20-километровой зоны в течение короткого периода времени (с 11 по 15 марта 2011 г.), обозначенных как «предварительная эвакуация». Идентифицированы 6 сценариев, описывающих эвакуацию около 10 тыс. жителей с территорий, расположенных за 20-километровой зоной, проведенную в период с конца марта по июнь 2011 г. Эти сценарии обозначены как «добровольная эвакуация». Результаты расчета усредненных по населенным пунктам эффективных доз и поглощенных доз в щитовидной железе за первый год после аварии для трех возрастных групп эвакуированного населения приведены в табл. 2. Согласно данным, приведенным в табл. 2, оценки усредненных по населенным пунктам эффективных доз находятся в интервале от

Таблица 1

Расчетные усредненные эффективные дозы и поглощенные дозы в щитовидной железе за первый год после аварии для трех возрастных групп неэвакуированного населения Японии по отдельным территориям/префектурам

Регион	Эффективная доза (мЗв)			Поглощенная доза в щитовидной железе (мГр)		
	Взрослый	Подросток 10 лет	Ребенок 1 год	Взрослый	Подросток 10 лет	Ребенок 1 год
Регион 2	1,0–4,3	1,2–5,9	2,0–7,5	7,8–15	15–31	33–52
Регион 3	0,2–1,4	0,2–2,0	0,3–2,5	0,6–5,1	1,3–9,1	2,7–15
Регион 4	0,1–0,3	0,1–0,4	0,2–0,5	0,5–0,9	1,2–1,8	2,6–3,3

Таблица 2

Усредненные по населенным пунктам расчетные эффективные дозы и поглощенные дозы в щитовидной железе за первый год после аварии для трех возрастных групп эвакуированного населения

Возрастная группа	Предупредительная эвакуация			Добровольная эвакуация		
	До и во время эвакуации	В пункте эвакуации	Суммарно за первый год	До и во время эвакуации	В пункте эвакуации	Суммарно за первый год
Эффективная доза, мЗв						
Взрослый	0–2,2	0,2–4,3	1,1–5,7	2,7–8,5	0,8–3,3	4,8–9,3
Подросток 10 лет	0–1,8	0,3–5,9	1,3–7,3	3,4–9,1	1,1–4,5	5,4–10
Ребенок 1 год	0–3,3	0,3–7,5	1,6–9,3	4,2–12	1,1–5,6	7,1–13
Поглощенная доза в щитовидной железе, мГр						
Взрослый	0–23	0,8–16	7,2–34	15–28	1–8	16–35
Подросток 10 лет	0–37	1,5–29	12–58	25–45	1,1–14	27–58
Ребенок 1 год	0–46	3–49	15–82	45–63	2–27	47–83

нескольких мЗв до значений чуть более 10 мЗв для жителей всех возрастных групп и всех рассмотренных сценариев эвакуации. Соответствующие усредненные оценки поглощенных доз в щитовидной железе достигают 35 мГр у взрослых и 80 мГр у детей в возрасте до 1 года. Согласно выполненным расчетам, оценки усредненных поглощенных доз в красном костном мозге и молочной железе за первый год после аварии для жителей, эвакуированных из 20-километровой зоны, находятся в интервале от 0,6 мГр до 7 мГр, а для жителей, эвакуированных в более позднее время с территорий, расположенных за 20-километровой зоной, варьируют в интервале от 4 мГр до 10 мГр.

Отдельный интерес представляет оценка вклада в поглощенную дозу в щитовидной железе внутреннего облучения от короткоживущих радиоизотопов йода ^{132}I и ^{133}I . Обычно его выражают отношением поглощенной дозы в щитовидной железе от короткоживущих изотопов йода к поглощенной дозе в щитовидной железе от ^{131}I . Предполагается, что в оценках поглощенных доз в щитовидной железе этот вклад учтен, однако в явном виде оценки этого вклада для населения в отчете НКДАР ООН отсутствуют. Поэтому представляет интерес получение реалистичных оценок упомянутого вклада. Как известно, короткоживущие изотопы йода вносят наибольший вклад в случае ингаляционного поступления в организм радиоактивного йода по сравнению с его пероральным поступлением. С учетом сезона, когда произошла авария, принятых контрмер и реакции населения, следует ожидать, что ингаляционное поступление радиоактивных изотопов йода для значительной части населения было ведущим. Согласно публикации [11], для основных выбросов в атмосферу, происшедших 15 марта 2011 г., оценки вклада короткоживущих изотопов йода в щитовидную железу находятся в пределах 15 % дозы облучения щитовидной железы от ^{131}I для лиц из населения с доминирующим ингаляционным путем поступления радиойода в организм. При этом

относительная значимость облучения щитовидной железы от ^{132}I , образованного из ^{132}Te , поступившего в организм, больше примерно в пять раз по сравнению с облучением от ^{133}I .

При сопоставлении оценок вклада короткоживущих изотопов йода в дозу облучения щитовидной железы у населения после аварии на ЧАЭС и на АЭС «Фукусима-1» необходимо отметить, что этот вклад для подавляющего большинства жителей на загрязненных после Чернобыльской аварии территориях, был значительно ниже и, как правило, не превышал 1–2 % [12]. Низкий вклад короткоживущих изотопов йода в облучение щитовидной железы объясняется тем, что в 1986 г. основным путем поступления радиоактивного йода населению было потребление свежего молока от коров, содержащихся на пастбищах. Поступление населению радиоактивного йода с загрязненным молоком после аварии на ЧАЭС привело к многократно более высоким значениям поглощенных доз в щитовидной железе от ^{131}I (до 50 Гр) [13]. После аварии на АЭС «Фукусима-1» таких высоких доз у населения не было, прежде всего потому, что сразу же были наложены строгие ограничения на потребление продуктов питания, в том числе и молока местного производства. Диета населения Японии также существенно отличается от таковой у населения СССР.

Для неэвакуированных жителей из регионов 2, 3 и 4 в табл. 3 выполнено сопоставление оценок, усредненных по отдельным территориям/префектурам эффективных доз за первый год после аварии, а также первые 10 и 80 лет после аварии для трех возрастных групп. Из табл. 3 следует, что в пределах одного региона и одного периода облучения различия в эффективных дозах у жителей не превышают двух раз, достигая наибольших уровней у детей в возрасте 1 года. При сопоставлении оценок эффективных доз за различные периоды времени можно отметить, что дозы за первые 10 лет примерно в 2 раза выше, чем

Таблица 3

Усредненные по отдельным территориям/префектурам расчетные эффективные дозы за первый год после аварии, первые 10 и 80 лет после аварии для трех возрастных групп неэвакуированного населения Японии

Возрастная группа (по состоянию на 2011 г.)	Усредненная по отдельным территориям/префектурам эффективная доза, мЗв		
	Регион 2	Регион 3	Регион 4
Первый год после аварии			
Взрослый	1,0–4,3	0,2–1,4	0,1–0,3
Подросток 10 лет	1,2–5,9	0,2–2,0	0,1–0,4
Ребенок 1 год	2,0–7,5	0,3–2,5	0,2–0,5
Первые 10 лет после аварии			
Взрослый	1,1–8,3	0,2–2,8	0,1–0,5
Подросток 10 лет	1,3–12	0,3–4,0	0,1–0,6
Ребенок 1 год	2,1–14	0,3–6,4	0,2–0,9
Первые 80 лет после аварии			
Взрослый	1,1–11	0,2–4,0	0,1–0,6
Подросток 10 лет	1,4–16	0,3–5,5	0,1–0,8
Ребенок 1 год	2,1–18	0,4–6,4	0,2–0,9

за первый год облучения, а дозы за 80 лет с момента аварии в три раза превосходят дозы за первый год после аварии. Необходимо констатировать, что при прогнозе доз облучения за 10 и 80 лет после аварии не рассматривались никакие контрмеры, которые могут привести к снижению будущего уровня облучения, поскольку эффективность таких мер в Японии к моменту подготовки отчета НКДАР ООН еще не была оценена.

В табл. 4 приведены результаты оценки коллективных эффективных и поглощенных доз в щитовидной железе для населения Японии за различные периоды времени после аварии. Ведущий вклад в коллективные эффективные дозы вносит внешнее облучение от ^{134}Cs и ^{137}Cs и внутреннему облучению от их перорального поступления. Доминирующий вклад в формирование коллективных поглощенных доз в щитовидной железе за различные периоды времени вносило внутреннее облучение щитовидной железы вследствие ингаляционного и перорального поступления ^{131}I в организм. Сравнение приведенных в табл. 4 оценок коллективных доз облучения населения Японии после аварии на АЭС «Фукусима-1» с оценками коллективных доз облучения жителей европейских стран после аварии на ЧАЭС [7] показало, что коллективная эффективная доза облучения населения Японии за 80 лет составляет 10–15 % от соответствующей дозы облучения жителей европейских стран. Аналогичное сравнение коллективных погло-

щенных доз в щитовидной железе свидетельствовало, что значение коллективной эффективной дозы облучения населения Японии составляет около 5 % от соответствующей дозы облучения жителей европейских стран.

На основе анализа публикаций с оценками доз облучения населения соседних с Японией стран, а также остальных стран, где проводились измерения параметров радиационной обстановки после аварии на АЭС «Фукусима-1» в отчете НКДАР ООН сделан вывод, что усредненные оценки эффективных доз облучения населения других стран за первый год после аварии составили менее 0,01 мЗв.

Важной проверкой состоятельности принятых предположений и допущений при проведении расчетов доз является возможность сопоставить оценки доз для жителей одного населенного пункта, выполненных по моделям, с результатами индивидуальных измерений. Необходимо отметить, что расчеты доз внутреннего облучения населения, проживающего в префектуре Фукусима и соседних с ней префектурах, были выполнены по биокинетическим моделям, предполагающим значимую пероральную компоненту поступления радиоактивных изотопов йода и цезия в организм. По-видимому, принятое предположение оказалось весьма консервативным, поскольку сравнение доз для одних и тех же жителей, рассчитанных по моделям миграции радионуклидов во внешней среде и полученных на основе результа-

Таблица 4

Расчетные коллективные эффективные дозы и коллективные поглощенные дозы в щитовидной железе для населения Японии за различные периоды времени после аварии

Доза	Временной период		
	Первый год после аварии	10 лет после аварии	80 лет после аварии
Коллективная эффективная доза, тысячи чел.-Зв	18	36	48
Коллективная поглощенная доза в щитовидной железе, тысячи чел.-Гр	82	100	112

тов измерения содержания радионуклидов в организме, показало значительное завышение оценок доз, рассчитанных по моделям миграции: в 3–5 раз по поглощенным дозам в щитовидной железе от ^{131}I и до 10 раз по эффективным дозам внутреннего облучения от инкорпорированных радиоактивных изотопов цезия ^{134}Cs и ^{137}Cs . Таким образом, следует ожидать, что представленные в отчете НКДАР ООН оценки усредненных по отдельным населенным пунктам/территориям/префектурам эффективных доз (в части вклада в дозу инкорпорированных изотопов цезия) и поглощенных доз в щитовидной железе у населения регионов 1, 2 и 3 являются завышенными.

Медицинские последствия аварии на АЭС «Фукусима-1» для населения

В приложении А отчета НКДАР ООН представлен комментарий относительно непосредственных и долгосрочных медицинских последствий аварии на атомной электростанции (АЭС) «Фукусима-1» для населения Японии и персонала АЭС. НКДАР ООН подчеркивает, что при оценке медицинских последствий аварии необходимо учитывать, что действие атомной радиации происходило на фоне предшествовавших аварии землетрясения и цунами.

Непосредственно после Фукусимской аварии последствия для здоровья населения в виде детерминированных эффектов не наблюдались и в долгосрочной перспективе также не ожидаются, так как дозы населения были существенно ниже пороговых доз для таких эффектов. В краткосрочной перспективе наиболее важные и выраженные эффекты данной радиационной аварии могут проявляться психо-социальными реакциями у населения, учитывая эффекты воздействия цунами, землетрясения, эвакуации людей и их страх перед радиацией. Эвакуация вызвала непосредственное ухудшение здоровья наиболее уязвимых групп: более 50 госпитализированных пациентов умерли во время или вскоре после эвакуации; более 100 пожилых людей умерли в последующие месяцы.

Для большинства японских жителей дополнительное облучение в течение первого года после аварии на АЭС «Фукусима-1» было порядка или ниже фонового облучения от естественных источников излучения. Как отмечалось, дозы облучения населения были сформированы двумя основными компонентами: (а) дозы внешнего облучения и внутреннего облучения от инкорпорированных радиоизотопов цезия, обе относительно однородные по всему телу; (б) поглощенные дозы в щитовидной железе.

Сóлидные раки. По оценкам НКДАР ООН, средние по населенным пунктам эффективные дозы взрослых за первый год после аварии составляют около 10 мЗв. Возможно, 15 тыс. человек в самых вы-

соких дозовых группах получили средние пожизненные эффективные дозы около 25 мЗв. Прямых эпидемиологических доказательств увеличения частоты всех солидных раков в совокупности среди взрослого населения при равномерном облучении всего тела с эффективными дозами менее 100 мЗв очень мало, и при таких уровнях облучения риски могут быть оценены, например, с использованием линейной модели «доза–эффект».

Рак щитовидной железы. Для взрослого населения в областях, которые не были эвакуированы, средние по районам поглощенные дозы на щитовидную железу составили менее 20 мГр. Щитовидная железа у взрослых не особенно чувствительна к таким дозам. Для годовалых младенцев средние по населенным пунктам поглощенные дозы на щитовидную железу составили 80 мГр и меньше. Приблизительно 35 тыс. детей в возрасте 0–5 лет жили в районах, где средняя поглощенная доза на щитовидную железу была 45–55 мГр. Ранее НКДАР ООН уже оценивал радиационный риск рака щитовидной железы [14] – при поглощенной дозе 200 мГр в возрасте 10 лет пожизненный риск рака щитовидной железы удваивался. Приняв оценку дозы на щитовидную железу 50 мГр для младенцев и предполагая линейную модель «доза–эффект» для меньших доз, для относительного пожизненного радиационного риска рака щитовидной железы может быть получено значение около 1,3. Такое увеличение должно быть заметным при учете повышения заболеваемости за счет высокой чувствительности скрининга и других факторов, несмотря на то, что увеличение заболеваемости будет проявляться, по большей части, спустя несколько десятилетий после облучения. Менее 1 тыс. детей, возможно, получили дозы свыше 100 мГр, вплоть до 150 мГр. Риск рака щитовидной железы для этой группы может быть увеличен.

Лейкозы. Средние по населенным пунктам поглощенные дозы на красный костный мозг годовалых детей составили до 10 мГр. Приблизительно 18 тыс. детей младше 5 лет проживали в районах, где средние поглощенные дозы на красный костный мозг составляли 4–6 мГр. Радиационно-индуцированный риск лейкозов после облучения в младенчестве проявляется уже в детском возрасте. Поглощенная доза 26 мГр на красный костный мозг увеличивает риск с фонового значения 0,03 до 0,05 % [15]. Учитывая уровни облучения, риски и размер облученной группы, какого-либо заметного увеличения заболеваемости лейкозами у детей не ожидается.

Рак молочной железы. Средние по населенным пунктам или районам поглощенные дозы на молочную железу у девочек составили до 20 мГр. Ранее НКДАР ООН оценивал пожизненный риск рака молочной железы для женского населения Японии от поглощенной дозы на молочную железу 100 мГр как

~0,3 % [16]. В некоторых исследованиях радиационный риск рака молочной железы при облучении в детском возрасте был в 3–5 раз выше, чем при облучении взрослых [17]. Сравнивая с фоновым риском рака молочной железы 5,5 % [15], какого-либо заметного увеличения заболеваемости раком молочной железы из-за радиоактивного облучения Комитет не ожидает.

Рак в детском возрасте при внутриутробном облучении. Средние по населенному пункту дозы на матку беременных женщин, эвакуированных из районов с высокими плотностями выпадения, составили до 9 мГр. Возможно, небольшое число беременных женщин получили дозы на матку приблизительно до 20 мГр, однако, из-за их небольшого числа, какого-либо заметного увеличения заболеваемости лейкозами и солидными раками у детей не ожидается. Перинатальное облучение в таких малых дозах, как ожидается, не приведет к увеличению частоты спонтанных аборт, перинатальных смертей, врожденных пороков или когнитивных нарушений.

Медицинские последствия аварии на АЭС «Фукусима-1» для персонала

С 11 марта 2011 г. по ноябрь 2012 г. среди работников АЭС «Фукусима-1» было зарегистрировано семь смертей, заведомо не связанных с радиационным воздействием. Случаев острого лучевого синдрома не наблюдалось, т. к. дозы облучения на все тело у аварийных рабочих были ниже порога дозы. Приблизительно 17,5 тыс. таблеток стабильного йода (по 50 мг йодида калия) были розданы 2 тыс. аварийных рабочих. Побочных эффектов от приема таблеток не наблюдалось даже при приеме более 20 таблеток в течение 14 дней.

Эффективные дозы, полученные большинством рабочих АЭС «Фукусима-1» (99,3 %) в результате аварии, составили менее 100 мЗв со средним значением приблизительно 10 мЗв. Риск развития радиационно-индуцированного рака для этих рабочих мал.

Группа из 160 рабочих получила эффективную дозу, равную или более 100 мЗв, в основном за счет внешнего облучения. Средняя эффективная доза в этой группе составила приблизительно 130 мЗв. С учетом тринадцати рабочих с большими дозами на щитовидную железу, для группы из 173 рабочих средняя эффективная доза увеличится приблизительно до 140 мЗв. Приблизительно 2–3 дополнительных случая рака могут в среднем произойти в этой группе в дополнение к 70 ожидаемым фоновым событиям. Увеличение частоты рака за время жизни облученных лиц не будет заметным, потому что варибельность частоты рака в группах такого размера значительно больше.

Приблизительно 2 тыс. рабочих (с июня 2013 г.) получили дозы на щитовидную железу, превышающие 100 мГр со средней дозой порядка 400 мГр. Вопрос о том, повышен ли риск рака щитовидной железы после облучения во взрослом возрасте в интервале от 100 мГр до 1000 мГр, является предметом споров. При ультразвуковом обследовании этих рабочих число выявленных случаев рака щитовидной железы будет значительно превышать число, ожидаемое на основе известных показателей заболеваемости для населения, не проходившего такого обследования. Однако какого-либо заметного увеличения частоты рака щитовидной железы из-за радиоактивного облучения не ожидается. По оценкам, 13 рабочих ТЕРСО получили ожидаемые поглощенные дозы на щитовидную железу в диапазоне 2–12 Гр со средним значением приблизительно 5 Гр. Вероятность возникновения избыточных случаев рака щитовидной железы за время жизни этих 13 рабочих невысокая, потому что рак щитовидной железы является редким событием даже после высоких уровней облучения.

Гипотиреоз является поздним детерминированным эффектом, наблюдаемым после дистанционной лучевой терапии шеи и после процедур радионуклидной терапии с ^{131}I , что приводит к дозам облучения порядка нескольких Гр. Учитывая величину присутствующей дозы неопределенности, Комитет не может исключить возможность гипотиреоза среди наиболее облученных рабочих.

При уровнях дозы, полученных группой рабочих с самыми высокими эффективными дозами, проявление избыточной заболеваемости болезнями системы кровообращения маловероятно [18].

Не исключается, что β -излучение вносило существенный вклад в дозу облучения хрусталика глаза у рабочих. Недавно МКРЗ опубликовала отчет о тканевых реакциях и предложила пороговый уровень поглощенной дозы в хрусталике 500 мГр для помутнения хрусталика и катаракты [18]. Однако неопределенности пороговых доз и зависимость «доза–эффект» для катаракт остаются значительными.

Начальные наблюдения обнаружили серьезные психологические последствия землетрясения, цунами и аварии на АЭС «Фукусима-1» для аварийных работников [19]. У рабочих АЭС «Фукусима-1» и «Фукусима-2» спустя 2–3 месяца после аварии наблюдался психологический дистресс. Эти медицинские последствия не должны приписываться радиационному облучению, так как могли быть вызваны многими другими причинами.

Таким образом, доклад 2013 г. НКДАР ООН констатирует, что радиационные риски всех солидных раков среди населения не наблюдаемы, но могут быть оценены с использованием линейной модели «доза–эффект». Относительный пожизненный радиационный риск рака щитовидной железы оцени-

вается величиной 1,3 и может быть замечен при правильном учете коэффициента скрининга. Комитет не может исключить возможность гипотиреоза среди наиболее облученных рабочих. Наблюдаемые психологические последствия землетрясения, цунами и аварии не должны приписываться радиационному воздействию.

Оценки доз на морскую биоту

Наряду с оценками радиологического воздействия аварии на АЭС «Фукусима-1» на персонал и население, НКДАР ООН выполнил оценки дозовых нагрузок на природные экосистемы, включая оценки доз на биоту прибрежных морских вод, загрязненных радиоактивными сбросами и выпадениями.

Данные, предоставленные для оценок доз на морскую биоту. Оценки доз облучения морской биоты в прибрежных районах, подвергшихся радиоактивным сбросам с аварийной АЭС «Фукусима-1» и выпадением радионуклидов из атмосферы, в основном базировались на обширной базе данных измерений радиоактивности морской среды и биоты, официально предоставленной в НКДАР ООН правительством Японии. Данные охватывали период с 10 мая 2011 г. по 12 августа 2012 г. База данных была сформирована из материалов ряда японских организаций (TEPCO, MEXT, NIRS и др.) по мониторингу морской воды, осадков, биоты. В ней представлены результаты измерений проб морской воды, осадков, различных видов морской биоты (рыбы разных видов, водоросли, промысловые беспозвоночные). В основном, она включает результаты анализа проб на содержание ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , а также по ^{90}Sr и другим радионуклидам. В базе данных содержится информация по радиоактивному загрязнению более 6 тыс. проб морской воды, около 500 проб осадков и около 5 тыс. измерений морской биоты, охватывающих более 200 различных видов морских организмов (рыбы, ракообразные, моллюски, водоросли и др.). Зона мониторинга охватывает районы между 35° – 40° с.ш. и 140° – 145° в.д.

Оценки доз на морскую биоту были выполнены экспертами НКДАР ООН для переходного периода после начала радиоактивных сбросов (первые 2 мес) и более позднего периода (до середины августа 2012 г.).

Методология оценок доз на морскую биоту. Методология оценок доз на биоту включает следующие этапы: 1) выбор ключевых референтных видов биоты и радионуклидов для анализа; 2) определение с помощью измерений или моделирования активности радионуклидов в организмах биоты, воде и осадках; 3) расчет мощностей доз внутреннего и внешнего облучения референтных организмов морской биоты с использованием известных коэффициентов дозового преобразования (dose conversion coefficients – DCCs).

Оценки доз на морскую биоту, выполнялись с использованием компьютерной программы ERICATool [20], разработанной на базе международного проекта ЕС ERICA. Полученные значения мощностей доз сравнивались с референтными уровнями облучения, которые обсуждались в приложениях к отчетам НКДАР ООН 1996 и 2008 гг. [21, 22] и в публикациях МКРЗ [23]. НКДАР ООН использовал следующие референтные уровни мощностей доз для заключений о возможности проявления радиационных эффектов у разных групп водной биоты. Вредные радиационные эффекты для водной биоты на популяционном уровне при хроническом облучении с максимальной мощностью дозы для отдельных особей популяции не выше 400 мкГр/ч не ожидаются [22]. Кроме данного порогового уровня для целей защиты окружающей среды в публикации МКРЗ [23] были предложены более детальные референтные уровни (derived consideration reference levels – DCRLs) для разных типов биоты, характеризующихся разной радиочувствительностью: 40 мкГр/ч для рыб; 400 мкГр/ч для водных беспозвоночных.

Оценки доз на морскую биоту в переходный период аварии. Реконструкция динамики дозовых нагрузок на морскую биоту в переходный период аварии (до 10 мая 2011 г.) проводилась для одного из наиболее загрязненных участков – южного сбросного канала блоков 5 и 6 АЭС, где были зарегистрированы высокие уровни загрязнения вод. Радиоэкологическая ситуация в ранний период аварийных сбросов была реконструирована с помощью моделей на основе данных о динамике радиоактивности воды; в оценках были использованы результаты моделирования с помощью моделей D-DAT и ECOMOD [24].

Динамика мощности поглощенной дозы для разных типов морской биоты, обитающей в сбросном канале АЭС, представлена на рис. 2. Показаны результаты, полученные по динамической модели ECOMOD, учитывающей постепенность накопления радионуклидов в рыбе; для сравнения даны значения дозовых нагрузок, полученных с помощью равновесной модели, предполагающей мгновенное установление равновесного распределения радиоактивности между водой и биотой.

Мощность дозы облучения рыбы достигала 140 мкГр/ч (3,3 мГр/сут) в первый месяц с начала сбросов, что соответствует накопленной дозе 0,32 Гр за год. Для макроводорослей в сбросном канале мощности дозы были выше, чем для рыб, и в максимуме превышали 20 мГр/ч (около 500 мГр/сут) с доминантным вкладом ^{137}I , после 23-го дня уровни облучения макроводорослей стали быстро снижаться. Годовая аккумулированная доза для макроводорослей сбросного канала была оценена в 7 Гр. Оценки по динамическим моделям дали более низкие значения аварийного пикового облучения рыб по сравнению

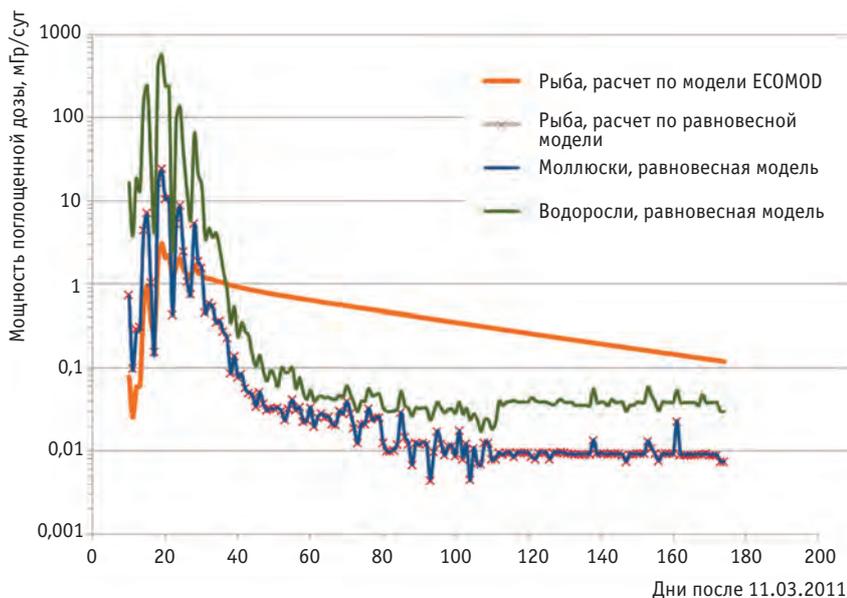


Рис. 2. Мощности поглощенных доз на морскую биоту в южном сбросном канале АЭС «Фукусима-1», реконструированные с помощью модели ECOMOD и модели равновесного накопления радионуклидов

с равновесной моделью в связи с отставанием накопления радионуклидов в рыбе по сравнению с динамикой загрязнения воды, и более высокие оценки в последующий период в связи с запаздыванием выведения радионуклидов из тканей рыб.

Сравнение с пороговыми уровнями облучения показало, что оцененные мощности дозы были ниже уровней, где могли проявиться радиационные эффекты на уровне популяций, за исключением относительно кратковременного периода облучения водорослей вблизи места сбросов радиоактивных вод.

Оценки доз на морскую биоту в более поздний поставарийный период (до середины августа 2012 г.). Для периода с 10 мая по 12 августа 2012 г. расчет доз на различные виды биоты производился на основании фактических данных измерений радиоактивного загрязнения морской среды и биоты. В этот период радиоактивное загрязнение рыб и другой морской биоты было обусловлено в основном радионуклидами $^{134,137}\text{Cs}$, соотношение которых первоначально было приблизительно 1:1. Активности радионуклидов цезия в морских организмах, представленные в базе данных, варьировали в широких пределах от нескольких Бк/кг до уровней выше 1000 Бк/кг. Согласно авторским оценкам, из проб морской биоты около 65 % имели активность по сумме $^{134,137}\text{Cs}$ не выше 100 Бк/кг (разрешенный предел в Японии) и лишь 2 % проб – выше 1000 Бк/кг. Среди представителей ихтиофауны наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения регистрируются у донных рыб, таких как терпуг японский, различные виды камбалы, палтусы, морские окуни. Радиоактивное загрязнение коммерческих морских беспозвоночных было ниже, чем в донных рыбах, и обычно не превышало допустимый предел по японскому нормативу.

Характерной особенностью радиоэкологической ситуации в морских районах, прилегающих к зоне аварии, является отсутствие снижения радиоактивного загрязнения рыб во времени в период, представленный в базе данных (до середины 2012 г.).

НКДАР ООН отмечает, что радиоактивные сбросы в морскую среду проводятся продолжительное время и после периода, охваченного официально предоставленной базой данных, и что также необходимы дальнейшие исследования.

Наиболее высокие мощности дозы на биоту, скомпилированные из средних значений загрязнения по всем видам биоты, находились в диапазоне 0,1–0,25 мГр/ч, что ниже референсных уровней хронического облучения. Таким образом, детерминированные эффекты радиации со стороны популяций морской биоты маловероятно. Максимальные мощности дозы облучения, полученные на основе данных о загрязнении отдельных видов биоты, в сопоставлении с референсными уровнями представлены в табл. 5 с указанием места и даты отбора проб.

Таким образом, облучение морской биоты вследствие аварии было в целом ниже тех уровней, при которых возможны острые радиационные эффекты. Тем не менее, могут быть некоторые исключения вследствие локальных неоднородностей загрязнения. Накопленные дозы в течение переходного периода аварии были оценены как слишком низкие для появления острых радиационных эффектов. Потенциальное исключение составляли уровни доз облучения макроводорослей в сбросном канале АЭС в период сбросов высокорadioактивных вод. В более поздний период после аварии уровни дозовых нагрузок на морскую биоту были значительно ниже пороговых референсных значений, поэтому радиа-

Таблица 5

Расчетные мощности поглощенной дозы на основе измеренных концентраций радионуклидов для различных типов морской биоты в сопоставлении с референтными уровнями хронического облучения

Референтный тип морской биоты	Максимальная мощность дозы, мкГр/ч (дата отбора пробы, место)	Референтный уровень облучения (мкГр/ч) ^a	Доля от референтного уровня
Макроводоросли	0,41 (16 августа 2011 г.; 36,9359° с.ш., 140,9149° в.д.)	40 [23], бурые водоросли*	0,01
Донный моллюск	0,42 (13 января 2012 г.; 37,2030° с.ш., 141,0862° в.д.)	400 [25]	0,001
Ракообразные	0,63 (7 октября 2011 г.; 37,8863° с.ш., 141,0266° в.д.)	400 [23], краб	0,0016
Донная рыба	4,4 (2 августа 2012 г.; 37,5847° с.ш., 141,0422° в.д.)	[23], камбала	0,11
Морской еж	0,42 (13 января 2012 г.; 37,2030° с.ш., 141,0862° в.д.)	400 [25]	0,0011
Голотурия	0,65 (7 октября 2011 г.; 37,8863° с.ш., 141,0266° в.д.)	400 [25]	0,0016
Асцидия	0,64 (7 октября 2011 г.; 37,8863° с.ш., 141,0266° в.д.)	400 [25]	0,0016

Примечание:

^a Референтные уровни облучения соответствуют DCRLs (derived consideration reference levels) в публикации МКРЗ [23], однако значения были приведены только для бурой водоросли, краба и камбалы. Для остальных видов использован общий референтный уровень, предложенный НКДАР ООН [25]

*НКДАР учитывает, что МКРЗ определяет значения DCRL на порядок ниже, чем опубликовано в [23]

ционные эффекты представляются маловероятными. Дальнейшие исследования необходимы для оценки уровней загрязнения морской среды и облучения биоты. НКДАР ООН заключает, что возможность прямого радиационного воздействия на природную биоту географически ограничена, и она за пределами загрязненных территорий, рассмотренных в отчете, может быть принята незначимой.

Оценки доз и возможных эффектов у биоты вследствие аварии на АЭС «Фукусима-1» имеют значительные неопределенности; в частности, было затруднительно учесть дозовый вклад короткоживущих радионуклидов в ранний период аварии. Также существуют ограничения на точность оценок, связанные с моделированием внешнего облучения биоты в морской среде, поскольку влияние седиментов не всегда учитывалось. Эти факторы потенциально важны в свете продолжающихся радиоактивных сбросов в морскую среду в районе АЭС «Фукусима-1».

Заключение

В результате землетрясения магнитудой 9,0 баллов и серией цунами серьезно пострадала АЭС «Фукусима-1», в частности, произошло расплавление активных зон трех работающих реакторов, что стало причиной выброса большого количества радиоактивных материалов в атмосферу и Тихий океан. НКДАР ООН в своем отчете рассмотрел параметры источника радиоактивного загрязнения, радиационное воздействие на население и работников АЭС, риски и последствия для здоровья, уровни облучения и эффекты для биоты. Комитет также определил не-

обходимость дальнейшего изучения и исследований данного радиационного воздействия.

Для выполнения своих оценок НКДАР ООН использовал информацию, запрошенную у правительства Японии, а также опубликованные и прочие доступные данные. В официальном порядке НКДАР ООН принял во внимание всю информацию, доступную на сентябрь 2012 г. (18 мес после аварии), а также некоторую новую релевантную информацию. НКДАР ООН отмечает, что сохраняются значительные трудности, связанные с удалением отработанного топлива, выводом объекта из эксплуатации и выполнением восстановительных работ на территории АЭС «Фукусима-1» и за ее пределами. Сброс радиоактивных материалов в Тихий океан продолжается. Масштабные медицинские обследования населения и работников ведутся и будут продолжены. НКДАРООН считает, что будет уместным повторно оценить уровни и эффекты радиационного воздействия после аварии на АЭС «Фукусима-1» через несколько лет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Hosokawa Y., Hosoda M., Nakata A. et al. Thyroid screening survey on children after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. // Radiat. Emergency Medicine, 2013, 2, No. 1, P. 82–86.
2. Povinec P.P., Hirokawa K., Aoyama M. Radiostronium in the western North Pacific: Characteristics, behavior, and the Fukushima impact. // Environ. Sci. Technol., 2012, 46, P. 10356–10363.
3. Романенко А.Е., Лихтарев И.А., Шандала Н.К. и соавт. Дозы облучения щитовидной железы и ор-

- ганизация эндокринологического мониторинга жителей УССР после аварии на ЧАЭС. // Мед. радиол., 1991, № 2, С. 41–49.
4. Степаненко В.Ф., Цыб А.Ф., Гаврилин Ю.И. и др. Дозы облучения щитовидной железы населения России в результате аварии на ЧАЭС (ретроспективный анализ). // Радиация и риск, 1996, № 7, С. 225–245.
 5. *Gavrilin Y.I., Khrouch V.T., Shinkarev S.M. et al.* Chernobyl Accident: Reconstruction of Thyroid Dose for Inhabitants of the Republic of Belarus. // Health Phys., 1999, **76**, P. 105–119.
 6. *Zvonova I.A., Balonov M.I.* Radioiodine dosimetry and prediction of consequences of thyroid exposure of the Russian population following the Chernobyl accident. // In: The Chernobyl papers, 1. Doses to the Soviet population and early health effects studies, 1993, P. 71–125.
 7. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects. Scientific Annexes C, D and E. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly, with scientific annexes. – United Nations sales publication E.11.IX.3. – United Nations, New York, 2011, 49 pp.
 8. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP, **24**, 1994.
 9. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides – Part 4. Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 71. Ann. ICRP, **25**, 1995.
 10. International Commission on Radiological Protection (ICRP). Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. // Ann. ICRP, 41 (Suppl.), 2012.
 11. *Shinkarev S.M., Kotenko K.V., Granovskaya E.O. et al.* Estimation of the contribution of short-lived radioiodines to the thyroid dose for the public in case of inhalation intake following the Fukushima accident. // Radiat. Prot. Dosim., 2014, P. 1–6 DOI:10.1093/rpd/ncu335.
 12. *Gavrilin Yu., Khrouch V., Shinkarev S. et al.* Individual thyroid dose estimation for a case-control study of Chernobyl-related thyroid cancer among children of Belarus – Part I: ^{131}I , short-lived radioiodines (^{132}I , ^{133}I , ^{135}I), and short-lived radiotelluriums ($^{131\text{m}}\text{Te}$ and ^{132}Te). // Health Phys., 2004, **86**, P. 565–585.
 13. *Shinkarev S., Voillequé P., Gavrilin Yu. et al.* Credibility of Chernobyl thyroid doses exceeding 10 Gy based on *in vivo* measurements of ^{131}I in Belarus. // Health Phys., 2008, **94**, P. 180–187.
 14. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Uncertainties in risk estimates for cancer due to exposure to ionizing radiation (A/AC.82/R.687). Document for the UNSCEAR 59th Session, Vienna, 21–25 May 2012. Distr. Restricted. UNSCEAR, 2012.
 15. World Health Organization. Health risk assessment from the nuclear accident after the 2011 Great East-Japan earthquake and tsunami, based on a preliminary dose estimation. – Geneva: WHO, 2013, 120 pp.
 16. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Effects of Ionizing Radiation. Volume I: Report to the General Assembly, Scientific Annexes A and B. UNSCEAR 2006 Report. – United Nations sales publication E.08.IX.6. – United Nations, New York, 2008.
 17. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. Volume II: Scientific Annex B. UNSCEAR 2013 Report. – United Nations sales publication E.14.IX.2. – United Nations, New York, 2013.
 18. International Commission on Radiological Protection (ICRP). ICRP Statement on Tissue Reactions / Early and Late Effects of Radiation in Normal Tissues and Organs – Threshold Doses for Tissue Reactions in a Radiation Protection Context. ICRP Publication 118. // Ann. ICRP, **41**, 2012.
 19. *Shigemura J., Tanigawa T., Saito I. et al.* Psychological distress in workers at the Fukushima nuclear power plants. // JAMA, **308**, No. 7, 2012, P. 667–669.
 20. *Brown J.E., Alfonso B., Avila R. et al.* The ERICA Tool. // Environ. Radioactivity, 2008, **99**, No. 9, P. 1371–1383.
 21. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR Report to the General Assembly, with scientific annex: Effects of Radiation on the Environment. – United Nations sales publication E.96.IX.3. – New York, 1996, 86 pp.
 22. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Report to the General Assembly, with scientific annexes. Annex E: Effects of Ionizing Radiation on Non-human Biota. – United Nations, New-York, 2008, 97 pp.
 23. International Commission on Radiological Protection (ICRP). The Concept and Use of Reference Animals and Plants for the Purposes of Environmental Protection. *J. Valentin* (Ed.), ICRP Publication 108. // Ann. ICRP 38, No. 4–6, 2008, 76 pp.
 24. *Sazykina T.G.* ECOMOD – An ecological approach to radioecological modelling. // J. Environ. Radioact., 2000, **50**, No. 3, P. 207–220.
 25. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR). Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects, Scientific Annexes C, D and E. – United Nations sales publication E.11.IX.3. – United Nations, New York, 2011.

Поступила: 14.04.2015

Принята к публикации: 23.06.2015