

18. **Borovoј A., Gavrilov S.** Development of the Database «Nuclear Fuel and Radioactive Waste in the Shelter of Chernobyl NPP»: Preprint IBRAE-2001-01. 28 p.
19. **Барьяхтар В.Г., Гончар В.В., Жидков А.В., Ключников А.А.** Радиационные повреждения в лавообразных топливосодержащих материалах объекта «Укрытие»: Препринт МНТЦ «Укрытие» № 98-12, 1998. 23 с.
20. **Жидков А.В.** Топливосодержащие материалы объекта «Укрытие» сегодня: актуальные физические свойства и возможности прогнозирования их состояния». — В сб.: Проблемы Чернобыля, 2001, вып. 7, с. 23—40.
21. **Baryakhtar V., Gonchar V., Zhidkov A., Zhidkov V.** Radiation damages and self-sputtering of high radioactive dielectrics: spontaneous emission of submicron dust particles. — Condensed Matter Phys., 2002, v. 5, № 3(31), p. 449—471.
22. **Development** of Estimated-Analytical FCM Behaviour Forecast Model. Common Conclusions. SIP FCMP 03 0 BAM 01 01, 2004. 9 p.
23. **Богатов С.А., Боровой А.А., Киселев А.Н. и др.** Оценка скорости эрозии топливосодержащих масс внутри «Саркофага» и характеристики образующихся частиц: Препринт ИАЭ № 5434/3, 1991. 21 с.
24. **Богатов С.А., Боровой А.А., Евстратенко А.С., Херувимов А.Н.** Динамика поведения топливных масс в объекте «Укрытие»: Препринт МНТЦ «Укрытие» № 92-29. Чернобыль, 1992. 19 с.
25. **Разработка** расчетно-аналитической прогнозной модели поведения TCM. SIP FCMP 03 2 EAM 01, 2004. 72 с.

Поступила в Редакцию 8.12.05

УДК 614.876

РАДИОЭКОЛОГИЯ И АВАРИЯ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Алексахин Р.М., Санжарова Н.И. (ВНИИСХРАЭ), Фесенко С.В. (МАГАТЭ)

В комплексе проблем, возникших в связи с аварией на Чернобыльской АЭС в 1986 г., — технологических, медицинских, экономических, социальных и других важное место заняли экологические, потому что именно загрязнение природной среды явилось во многом определяющим при преодолении ее последствий [1, 2]. Одновременно авария высветила значение экологических аспектов, так как доказательство отсутствия негативного влияния на здоровье человека и окружающую среду и ее устойчивого существования и развития рассматривается как обязательное условие достижения прогресса при производстве энергии на основе ядерных реакций.

При анализе последствий аварии следует иметь в виду не только непосредственное действие ионизирующего излучения на растения и животных и их популяции и экосистемы в целом, радиоактивное загрязнение природных и хозяйственных объектов (в первую очередь продукции сельского, лесного и водного хозяйства), ограничившее или даже исключившее их использование человеком, но и многие смежные вопросы, касающиеся непосредственно экологического воздействия аварии. Прежде всего нужно принять во внимание озабоченность населения и общественности опасностью радиоактивного загрязнения окружающей среды вне контекста накопленных данных о последствиях радиационных аварий, а во многих случаях даже в противовес этой научной информации в связи с недоверием к ученым. Некоторые медицинские последствия, несомненно относящиеся к числу основных в этой аварии, фактически должны соотноситься с влиянием экологических факторов. Так, заболевание раком щитовидной железы, в первую очередь детей, — одно

из наиболее значимых медицинских последствий аварии в действительности первоначально имеет под собой экологические причины — потребление коровьего молока, главным образом, кормящими матерями после выпаса животных на загрязненных радиоактивным иодом пастбищах.

Радиоэкологические последствия аварии в точном смысле понятия «радиоэкологические» нужно рассматривать в ракурсе двух феноменов. С одной стороны, радионуклиды, выброшенные из аварийного блока, явились источником облучения сообществ растений и животных и, как следствие, их радиационного повреждения. С другой, выброшенные в окружающую среду и далее включенные в трофические цепи биологического круговорота, они стали источником загрязнения объектов внешней среды — почвы, воды, продукции сельского, лесного и водного хозяйства и др., контакты с которыми привели к облучению человека. С первого периода аварии была сформулирована ее основная радиоэкологическая парадигма, согласно которой ареал, где наблюдается видимое изменение природных и сельскохозяйственных сообществ растений и животных радиационной природы, существенно меньше площади, на которой ограничивается или запрещается деятельность человека, так как концентрация радионуклидов в объектах окружающей среды превышает допустимую [3].

Радиоэкологические исследования в регионе аварии как научное сопровождение мероприятий по преодолению ее последствий имели важное значение. К моменту аварии в этой области знаний была накоплена большая информация о поведении биологически наиболее важных радионуклидов в различных природных средах (сельскохозяйственных, естественных травянистых, лесных, водных экосистемах и др.). Важно подчеркнуть, что в СССР имелся опыт ликвидации последствий крупной радиационной аварии с загрязнением окружающей среды, произошедшей на ПО «Маяк» в 1957 г. К сожалению, информация о ликвидации последствий этой аварии при проведении реабилитационных мероприятий на восточно-уральском радиоактивном следе носила закрытый характер и была известна лишь ограниченному кругу специалистов. Официальная первая открытая публикация об этой аварии (медико-биологические, экологические и сельскохозяйственные проблемы) появилась лишь в 1990 г. [4]. Однако роль сведений об аварии на Южном Урале и участие специалистов в ликвидации ее последствий нельзя недооценивать в работе на Чернобыльской АЭС.

Экологические особенности аварии и радиационный мониторинг. В экологическом аспекте следует прежде всего отметить, что регион ее воздействия охватил громадную площадь. Только ограниченная изолинией плотности загрязнения ^{137}Cs 37 кБк/м², она занимала более 150 000 км², что составляло 3,2% территории СССР, на которой размещались обширные сельскохозяйственные угодья, лесопокрываемая площадь, разветвленная система рек и озер [5, 6]. Богат животный и растительный мир региона аварии, разнообразен его почвенный покров. Значительная часть последнего, особенно в зонах наибольшего загрязнения, представлена малопродуктивными торфяными и дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами, для которых характерно очень высокое поступление радионуклидов в растения [7, 8].

Радионуклидный состав аварийных выпадений включал биологически подвижные радионуклиды (^{90}Sr , ^{131}I , ^{134}I , ^{137}Cs и др.), некоторые из них являлись долгожи-

вушими. В ближней зоне Чернобыльской АЭС определенное радиологическое значение имели плутоний и другие трансурановые элементы. Выброс радиоактивных веществ произошел поздней весной—ранним летом, в период интенсивной вегетации растений и жизнедеятельности диких животных. Выведение радионуклидов в окружающую среду в это время года способствовало их активному включению в биологические цепочки миграции и создало предпосылки повышенного накопления радиоактивных веществ в растениях и животных, более высокой дозы их облучения и большего радиационного повреждения.

Радиоактивное загрязнение значительных площадей сельскохозяйственных угодий, лесопокрытой территории и водных объектов потребовало организации принципиально новой системы радиационного мониторинга [9]. В сельскохозяйственном производстве на загрязненных территориях была сформирована система мониторинга, включающая жесткий выборочный, текущий и предупредительный контроль, а также сплошное обследование. Были разработаны новые радиометрические и дозиметрические методы контроля объектов внешней среды, проведено оснащение служб радиационного контроля аппаратурой для измерения содержания радионуклидов. В значительных объемах было проведено картирование загрязненных территорий. Только в четырех наиболее загрязненных областях России (Брянской, Калужской, Тульской и Орловской) при контроле сельскохозяйственной продукции в 1986—2000 гг. было измерено содержание радионуклидов в 1 млн проб.

Миграция радионуклидов в окружающей среде. Ликвидация экологических последствий аварии предполагала проведение крупномасштабной программы изучения миграции радионуклидов в различных природных средах, на определенном этапе принявшей международный характер. Особо следует отметить участие МАГАТЭ. Основным дозообразующим радионуклидом в регионе аварии, определившим долговременную радиологическую опасность, был ^{137}Cs (период полураспада 30 лет), на относительно небольших площадях существенное значение имел также долгоживущий ^{90}Sr , в ближней зоне — плутоний и трансурановые элементы. В первые месяцы аварии важную роль играли короткоживущие радиоизотопы иода, прежде всего ^{131}I . Изучение миграции именно этих радионуклидов в окружающей среде стало задачей радиоэкологических исследований.

Основным депозитарием радиоактивных веществ в наземных экосистемах являлась почва, в водных — донные отложения. Для ^{137}Cs характерными были быстрая фиксация твердой фазой почвы (в водных ценозах илом), переход в необменное состояние и уменьшение биологической доступности. Как следствие, период полуснижения концентрации ^{137}Cs в растениях со временем уменьшался: с 1,5—2 лет в первые 2—3 года после аварии до 10—15 лет по истечении 15—17 лет после аварийных выпадений. Аналогичной была динамика уменьшения содержания ^{137}Cs в молоке — критическом по дозообразованию у человека пищевом продукте. Особую группу радиоактивных выпадений, отличающихся специфическим поведением в почвах, составили частицы с высокой удельной радиоактивностью, для которых характерно медленное увеличение биологической доступности со временем, что было изучено впервые после аварии на Чернобыльской АЭС.

Накопление радионуклидов растениями колебалось в широких пределах в зависимости от типа почвы: на легких дерново-подзолистых песчаных и торфяных почвах поступление ^{137}Cs в растения было до 5—7 раз выше, чем на более плодот-

родных почвах с глинистым и суглинистым механическим составом [10]. Видовые различия в накоплении растениями ^{90}Sr в зоне аварии составили до 70 раз, ^{137}Cs — до 30 раз. Критической экологической системой в загрязненных ландшафтах были лугопастбищные угодья, где наличие луговой дернины способствовало интенсивному длительному поступлению радионуклидов в растения. ^{137}Cs характеризовался быстрым метаболизмом у животных (период полувыведения из организма сельскохозяйственных животных около 14 сут).

В лесных экосистемах выделены две стадии миграции радионуклидов после аварии. На первой из них (2—4 года) загрязнение компонентов древостоя было обусловлено в основном аэральным осаждением радиоактивных аэрозолей. На второй стадии содержание радионуклидов в различных компонентах леса было обусловлено корневым усвоением растениями. Миграция радионуклидов в лесах зависела от авто- и гидроморфности почв. Вовлечение ^{137}Cs в биологический круговорот в лесных экосистемах являлось локальным, замкнутым, т.е. ограничивалось элементарным ландшафтом. При радиационном мониторинге загрязненных лесов были определены параметры накопления этого радионуклида в древесине, грибах, ягодах и дичи [11].

В гидробиоценозах (реки, озера) происходило быстрое очищение воды от первоначально поступивших в нее радиоактивных веществ. Эффективный период полуснижения концентрации ^{137}Cs в воде составлял 1—4 года в первые 5 лет после аварии и повышался до 6—30 лет в отдаленный период [2].

Радиационное воздействие на растительный и животный мир. В зоне аварии лучевое повреждение биоты в первую очередь зависело от дозы ее облучения и радиочувствительности растений и животных, а также влияния некоторых других факторов [12]. Воздействие ионизирующего излучения на растения и животных проявлялось на всех уровнях биологической организации — от молекулярного и клеточного до популяционного и экосистемного, при этом характерной особенностью была элиминация радиационных изменений по мере усложнения уровня биологической организации. Таким образом, они могли быть зарегистрированы у растений и животных при относительно малой дозе и низкой мощности дозы на клеточном уровне, тогда как никаких видимых изменений на уровнях популяций и экосистем не отмечалось.

Характерной особенностью развития процессов лучевого повреждения природы в зоне аварии явилось существование двух этапов. На первом из них, остром, продолжавшемся несколько месяцев (до 1 года) после аварийного выброса, преобладали процессы лучевого поражения. На втором этапе, особенно в отдаленный период (спустя 10 лет и более), вследствие резкого снижения мощности дозы из-за распада коротко- и среднеживущих радионуклидов доминировали процессы репарации. На этом этапе имело место выраженное пострadiационное восстановление популяций растений и животных в зоне аварии.

Видимые радиационные изменения на уровне популяций растений и животных затронули лишь 30-километровую зону АЭС (вне России, на территории Украины и Белоруссии). На экосистемном уровне единственным примером лучевой гибели были хвойные леса — наиболее радиочувствительные природные биогеоценозы [13]. Сосновые насаждения полностью погибли на площади около 600 га, где поглощенная доза деревьев достигала 50—100 Гр и более. Летальные радиацион-

ные эффекты были зарегистрированы у млекопитающих. Лучевое повреждение сельскохозяйственных животных, прежде всего коров, выпасавшихся на загрязненных пастбищах, было смягчено в результате их эвакуации вместе с населением. У коров наблюдалось поражение щитовидной железы за счет накопления радиоактивного йода. Сильному повреждению подверглась почвенная мезофауна на удалении 3—7 км от АЭС, обитающая в верхних слоях почвы и лесной подстилке — местах повышенного концентрирования радионуклидов. Численность почвенных клещей, а также животных мезофауны на ранних стадиях их развития к середине июля 1986 г. сократилась в 30 раз. Радиоактивное загрязнение нарушило нормальное воспроизводство почвенных животных. Доза ~30 Гр вызывала катастрофические, 8 Гр — регистрируемые изменения в сообществе мезофауны почвы. Через 2,5 года после аварии общая численность мезофауны почти полностью восстановилась, но видовое разнообразие было существенно ниже.

Гораздо меньше в зоне аварии пострадали водные экосистемы, луговые фитоценозы и посевы сельскохозяйственных растений. В вегетационный сезон 1986 г. радиобиологические эффекты у травянистых растений визуально не отмечались даже в 10-километровой зоне АЭС. В популяциях растений и животных во второй и последующие годы после аварии наблюдался повышенный уровень мутагенеза. В дальнейшем темпы снижения мощности дозы облучения были выше скорости уменьшения частоты мутаций. Поскольку плотность радиоактивных выпадений на территории России была значительно ниже, чем в 30-километровой зоне АЭС, серьезных радиационных эффектов на биогеоценотическом и популяционном уровнях в подвергшихся радиоактивному загрязнению областях России зафиксировано не было даже в первые годы после аварии. Вместе с тем были отмечены повышенные уровни мутационной, цитогенетической и кариотипической изменчивости в популяциях растений и животных. В областях России с максимальными уровнями загрязнения в настоящее время не выявлено каких-либо аномалий радиационной природы у сельскохозяйственных животных по таким показателям, как мясная и молочная продуктивность, репродуктивные способности и др. Не обнаруживается никаких видимых изменений, связанных с радиоактивным загрязнением, у сельскохозяйственных растений.

Система защитных и реабилитационных мероприятий в сельском, лесном и водном хозяйствах. С первого периода после загрязнения территории в регионе аварии была развернута широкомасштабная программа защитных и реабилитационных мероприятий. Основными ее целями явились ослабление миграционных потоков радионуклидов во внешней среде, в первую очередь ведущих к их поступлению в организм человека, ограничение включения радиоактивных веществ в биологические цепочки и, в конечном счете, уменьшение дозы облучения населения, проживающего в зоне воздействия аварии, и общее оздоровление санитарно-экологической ситуации. Эти контрмеры коснулись всех загрязненных природных сред — агрофитосферы, лесных экосистем, естественных травянистых биоценозов, гидробиоценозов и др. [2].

Из всех природных сред с учетом экономической, экологической и социальной значимости первостепенное внимание при выполнении реабилитационных и защитных мероприятий было уделено сфере агропромышленного производства. Регулирование дозовых нагрузок на население за счет применения контрмер в сель-

ском хозяйстве представило наибольший резерв для радиологического оздоровления ситуации [14, 15].

В эколого-медицинском плане аварию можно с полным основанием считать исключительно тяжелой для жителей села и агропромышленного комплекса. Надо заметить, что, по-видимому, любой выброс радиоактивных веществ в природную среду на территории с интенсивным сельскохозяйственным производством может быть отнесен к указанному типу инцидентов и аварий. Так, кстати говоря, было и при образовании восточно-уральского радиоактивного следа в 1957 г., при аварии реактора на плутониевом производстве в Селлафилде (Великобритания) в 1957 г. Причинами отнесения аварии на Чернобыльской АЭС к этой категории являются следующие: 1) радионуклидсодержащая сельскохозяйственная продукция, производимая в регионе аварии, была одним из ведущих, а в некоторых случаях доминирующих источников аварийного облучения населения; 2) основной контингент в зоне аварии — сельский («сельский» тип питания); 3) доза облучения сельских жителей при прочих равных условиях больше, чем горожан; 4) агропромышленное производство являлось важнейшим сегментом экономики в регионе аварии [14].

Аварию на Чернобыльской АЭС надо рассматривать как исключительно тяжелую для сельского хозяйства. Только в Российской Федерации в наиболее загрязненных областях (Брянской, Калужской, Тульской и Орловской) площади сельскохозяйственных угодий с плотностью загрязнения ^{137}Cs свыше 185 кБк/м^2 составили около 325 тыс. га, при этом сильное радиоактивное загрязнение исключало ведение агропромышленного производства или серьезно его ограничивало. Как уже указывалось, в составе выпадений присутствовали биологически подвижные в сельскохозяйственных цепочках ^{131}I , ^{137}Cs , ^{90}Sr , в почвенном покрове доминировали малоплодородные торфяные и песчаные дерново-подзолистые почвы. Наконец, время аварии — конец весны — начало лета являлось наиболее неблагоприятным периодом для аграрного сектора (закончен сев, скот выведен на малопродуктивные весенние луга и пастбища и т.д.) [1].

Следует добавить, что присутствие радиоактивных веществ в сельскохозяйственных продуктах явилось предметом особой озабоченности населения и специалистов. Нужно, однако, отметить, что при этом были нередки случаи, когда такое беспокойство не было достаточно научно оправдано. Вместе с тем действительные размеры площадей, где в первые годы (особенно в 1986 г.) были превышены стандарты допустимого содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции, были значительны. Нарушение этих нормативов было зарегистрировано даже в Великобритании и скандинавских странах.

Изначально была поставлена и в основном решена задача обеспечения производства сельскохозяйственной продукции в зоне аварии с соблюдением допустимых норм содержания радионуклидов. Одной из главных стратегических целей преодоления последствий аварии в аграрном секторе экономики загрязненного региона явилось максимальное сохранение сельскохозяйственного производства при обеспечении получения пищевой продукции, отвечающей радиологическим стандартам, и радиационной безопасности работников агропромышленного комплекса.

Система защитных мероприятий в сельском хозяйстве была внедрена в зоне аварии России на площади более 700 тыс. га, на которой находилось приблизительно 6 тыс. населенных пунктов и проживало около 3 млн человек. На этой террито-

рии были реализованы различные высокоэффективные контрмеры в разных отраслях агропромышленного производства, включавшие специальные системы внесения органических и минеральных удобрений и мелиорантов (снижение содержания радионуклидов в пищевых продуктах до 2—3 раз), специальные приемы обработки почвы (1,5 раза), коренную мелиорацию лугопастбищных угодий (3—8 раз), специальную систему кормления сельскохозяйственных животных и использования селективных кормовых добавок (до 8 раз), возделывание сельскохозяйственных культур с минимальным накоплением радионуклидов (до 5—10 раз), специальные виды переработки первичного сельскохозяйственного сырья (до 5 раз и более).

Основным результатом внедрения системы защитных мероприятий в сельском хозяйстве явилось резкое сокращение с 1987 г. производства пищевой продукции, не отвечающей радиологическим стандартам, к 1990—1991 гг. на территории СССР получение таких продуктов было фактически прекращено. В последующем производство нормативно чистой по радиологическим показателям сельскохозяйственной продукции обеспечивалось за счет проведения большого объема защитных и реабилитационных мероприятий. Интенсивная мелиорация загрязненных земель обеспечила ситуацию, при которой введение с 2001 г. новых санитарно-гигиенических нормативов (СанПиН 2001) на содержание ^{137}Cs в пищевых продуктах — более жестких, чем временные допустимые (аварийные), не привело к производству большого количества сельскохозяйственных продуктов, не отвечающих радиологическим стандартам, и на абсолютно большей части загрязненного региона России продукция, производимая аграрной промышленностью, отвечала этим критериям.

Опыт преодоления последствий аварии в агропромышленном производстве свидетельствует о том, что своевременное и полнообъемное выполнение защитных и реабилитационных мероприятий уменьшило коллективную дозу облучения населения, связанную с потреблением радионуклидсодержащей сельскохозяйственной продукции, т.е. дозу внутреннего облучения в 4—5 раз. Тем не менее из-за несвоевременности и экономических трудностей реальная эффективность аграрных контрмер составила около 50% в зонах их интенсивного применения и примерно 20% в районах, где внедрение защитных мер было ограничено или они были начаты с опозданием [15].

Леса занимают около 30% территории, подвергшейся загрязнению в результате аварии, причем лесная площадь с содержанием ^{137}Cs свыше 37 кБк/м^2 равна $40\,000 \text{ км}^2$ ($10\,000 \text{ км}^2$ в России). В Российской Федерации в зоне загрязнения проживали и трудились около 5000 работников лесного хозяйства и членов их семей. Ограничения и запреты на ведение лесного хозяйства и использование лесной продукции привели к значительному экономическому ущербу. Существенную радиационную опасность для населения представляло использование лесной пищевой продукции, в первую очередь грибов, при этом вклад грибов и ягод в суммарное потребление ^{137}Cs населением составлял от 12 до 50%. На территории России содержание ^{137}Cs в рационе человека, связанное с лесными продуктами, могло превысить соответствующее его поступление с сельскохозяйственной продукцией (молоко, картофель и др.). Для лесных продуктов (древесины, грибов, ягод, дичи и др.) характерно более медленное снижение концентрации ^{137}Cs в отдаленный период после аварии, чем для сельскохозяйственных. Защитные меры в загрязненных лесах

были небольшими вследствие экономических и технических трудностей их проведения и сводились в основном к ограничительным мероприятиям административного характера.

Водная среда в зоне аварии включала в себя водоем-охладитель, оказавшийся одним из наиболее загрязненных водных объектов, речных систем региона и группы озер. В результате аварии сформировалась обширная загрязненная зона водосборных территорий Днестра и Припяти, где дополнительному облучению вследствие потребления питьевой воды из Днестра было подвержено 8 млн человек, еще 32 млн человек получили дополнительные дозовые нагрузки за счет потребления рыбы и использования загрязненных вод для орошаемого земледелия. В первый период после аварии была обоснована, а в дальнейшем подтверждена экспериментально экологическая безопасность использования человеком в питьевых и хозяйственных целях вод Днестровского каскада.

В загрязненной зоне был выполнен комплекс водоохраных мероприятий, направленных на ограничение водной миграции радионуклидов (сооружение дамб, русловых барьеров, добавление сорбентов в воду и др.). В целом эти водоохраные контрмеры имели ограниченное радиационно-гигиеническое значение и были экономически дорогостоящими. Были введены нормативные показатели, регулирующие содержание радионуклидов в питьевой воде и рыбе.

Заключение. Говоря об экологических уроках аварии на Чернобыльской АЭС, нельзя не остановиться на двух обстоятельствах, которые выходят за рамки статьи и должны составить предмет отдельного исследования и анализа. Но не указать на эти проблемы нельзя. Во-первых, это сложная и противоречивая политическая и экономическая обстановка в 1980—90-х годах в странах, подверженных воздействию аварии (СССР, затем СНГ). Во-вторых, это низкий уровень радиологической и экологической культуры. Многие решения экологического характера могли быть иными, если бы экономическое и политическое положение общества в период аварии было более устойчивым. В качестве примеров можно указать на особенности ведения сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения — сохранение сельскохозяйственного производства на территориях с очень высокой плотностью радиоактивного загрязнения, несвоевременное внедрение защитных мероприятий или их невыполнение в нужных объемах в сельском, лесном и водном хозяйстве и др. Низкий уровень радиологической культуры на фоне многолетнего формирования общественного мнения об исключительной опасности радиационного фактора (в определенной степени это наследие доктрины возможного возникновения ядерной войны) порождал большое число научно необоснованных и просто нелепых слухов о значительном лучевом поражении природы, переоценке роли незначительного увеличения концентрации радионуклидов в продукции, гигантомании в отношении радиационного тератогенеза и мутагенеза у животных и растений в зоне аварии и др. [16]. Это и многое другое наносное получило название «чернобыльского синдрома», серьезно затормозившего по экологическим мотивам развитие ядерной энергетики. Владение знаниями об особенностях и реальной опасности биологического действия ионизирующего излучения наряду со своевременной информацией населения о ходе действительного развития аварийных событий позволило бы дать населению достоверные представления о масштабах фактической экологической опасности в регионе аварии и исключить излишние опасения.

Нисколько не умаляя действительного трагизма аварии, сейчас, по истечении 20 лет представляется обоснованным суждение, что, по крайней мере, некоторые экологические последствия, сформировавшиеся на базе «чернобыльского синдрома», представлялись населению более негативными, чем действительно имевшие место результаты действия ионизирующего излучения на природу и радиоактивного загрязнения окружающей среды. Вместе с тем нужно отметить, что накопленная в результате уникальных обширных радиоэкологических исследований в зоне аварии на Чернобыльской АЭС научная информация позволила составить важные представления о миграции техногенных радионуклидов в природных средах и действии ионизирующего излучения на окружающую среду [17]. Эти сведения стали базовыми для понимания степени экологической безопасности развития ядерной энергетики.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др.** Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры. Под ред. Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с.
2. **Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.Н. и др.** Радиоэкологические последствия чернобыльской аварии. М., Ядерное общество СССР, 1991.
3. **Алексахин Р.М.** Радиоэкологические уроки Чернобыля. — Радиобиология, 1993, т. 33, вып. 1, с. 3—14.
4. **Итоги** изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана. Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990.
5. **Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М., Фридман Ш.Д.** Глобальное и региональное радиоактивное загрязнение цезием-137 европейской части бывшего СССР. — Метеорология и гидрология, 1994, № 5, с. 5—9.
6. **Cort M., Dubois G., Fridman Sh. e.a.** Atlas of Caesium Deposition on Europa after the Chernobyl Accident. Rept EUR 16733. Luxembourg, 1998.
7. **Чернобыль:** радиоактивное загрязнение природных сред. Под ред. Ю.А. Израэля. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 295 с.
8. **Израэль Ю.А., Соколовский В.Г., Соколов В.Е. и др.** Экологические последствия радиоактивного загрязнения природных сред в районе аварии на Чернобыльской АЭС. — Атомная энергия, 1988, т. 64, вып. 1, с. 28—40.
9. **Санжарова Н.И.** Радиоэкологический мониторинг агроэкосистем и ведение сельского хозяйства в зоне воздействия атомных электростанций. Автореф. дис. на соискание ученой степени докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 52 с. (ВНИИСХРАЭ).
10. **Пристер Б.С.** Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для сельского хозяйства Украины. Киев, 1999. 103 с.
11. **Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I.** Main investigation results in the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accidents zones. — Sci. Total Environ., 1994, v. 157, p. 45—47.
12. **Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И.** Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. СПб: Наука, 1997. 156 с.
13. **Козубов Г.М., Таскаев А.И.** Радиобиологические исследования хвойных лесов в районе чернобыльской катастрофы (1986—2001 гг.). М.: ИПЦ Дизайн. Информация. Картография, 2002. 272 с.
14. **Корнеев Н.А., Поваляев А.П., Алексахин Р.М. и др.** Сфера агропромышленного производства — радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия. — Атомная энергия, 1988, т. 65, вып. 2, с. 129—134.
15. **Фесенко С.В.** Аграрные и лесные экосистемы: радиологические последствия и эффективность защитных мероприятий при радиоактивном загрязнении. Автореф. дис. на соискание ученой степени докт. биол. наук. Обнинск, 1997. 52 с. (ВНИИСХРАЭ).
16. **Ильин Л.А.** Реалии и мифы Чернобыля. 2-е изд. М.: Alara Limited, 1996. 448 с.
17. **Крышев И.И., Рязанцев Е.П.** Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. М.: ИздАТ, 2000. 384 с.