

ИСТОРИЯ РАДИОБИОЛОГИИ

УДК 63:577.391

КОЛЫБЕЛЬ ОТЕЧЕСТВЕННОЙ РАДИОЭКОЛОГИИ (К 50-ЛЕТИЮ КЫШТЫМСКОЙ РАДИАЦИОННОЙ АВАРИИ)

© 2008 г. Р. М. Алексахин^{1*}, Б. С. Пристер²

¹ Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН, Обнинск

² Институт проблем безопасности АЭС НАН Украины, Киев

НЕМНОГО ИСТОРИИ, ИЛИ КАК ЭТО НАЧИНАЛОСЬ (УРАЛ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ)

29 сентября 1957 г. на Южном Урале, на перенце атомной промышленности СССР – химическом комбинате ПО “Маяк”, располагавшем реакторными и радиохимическими производствами для получения оружейного плутония, произошла крупная радиационная авария – термохимический взрыв банки с радиоактивными отходами. Она стала известной как Кыштымская по названию близлежащего города. В окружающую среду было выброшено 2 МКи (7.4×10^{16} Бк) средне- и долгоживущих продуктов ядерного деления (ПЯД), в том числе 5.4% ^{90}Sr . На местности образовался радиоактивный след, впоследствии названный Восточно-Уральским (ВУРС), площадь которого составила 23000 км² [1, 2].

Ликвидация последствий этой аварии – первой в мире крупной радиационной аварии с выбросом очень большого количества радиоактивных веществ в окружающую среду – потребовала значительных усилий и средств. На момент Кыштымской аварии опыта по реабилитации территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению, не было, а информация о закономерностях миграции радионуклидов в природе и действии ионизирующих излучений на растения и животных в среде обитания была очень ограниченной. В основном она была получена в лабораторных и небольших по размеру полевых опытах, а также в начавшихся с середины 50-х годов прошлого века наблюдениях за поведением искусственных радионуклидов, поступивших в окружающую среду после испытаний ядерного оружия.

Примерно в это же время – в 50–60-е годы XX века были начаты радиоэкологические исследования в ядерных центрах США и Западной Европы (Хэнфордский центр, Ок-Риджская национальная лаборатория, центр Саванна-Ривер, Брукхевенская национальная лаборатория в США;

Кадарашский ядерный центр во Франции). Прилегающие к этим ядерным центрам территории так же, как и на Урале вблизи ПО “Маяк”, оказались загрязненными радиоактивными отходами. Кроме того, в этих центрах проводили достаточно масштабные эксперименты с внесением радионуклидов в окружающую среду и были сооружены мощные установки – источники ионизирующих излучений для воздействия на природные экосистемы. Зонами радиоэкологических работ стали и ядерные полигоны (Семипалатинск, СССР; штат Невада, США; Маршалловы острова в Тихом океане; Маралинга, Австралия) [3].

В 1949–1953 гг. начались радиоэкологические исследования в регионе реки Теча на Южном Урале, куда сбрасывались радиоактивные отходы ПО “Маяк”, что впоследствии привело к загрязнению обширной территории речной сети Теча–Исеть–Тобол–Иртыш–Обь [4].

Практически одновременно с Кыштымской аварией (спустя две недели после нее) 11–12 октября 1957 г. в Западной Европе в Великобритании произошла еще одна крупная радиационная авария: пожар активной зоны на реакторе по получению оружейного плутония в Селлафилде (Уиндскейлская авария) с выбросом искусственных радионуклидов в окружающую среду [5, 6]. Эта авария впоследствии была отнесена к 5-й категории по шкале радиационных аварий МАГАТЭ I N E S, ее масштабы были существенно меньше, чем при Кыштымской аварии (в окружающую среду было выброшено 8.1×10^{14} Бк ^{131}I , 2.2×10^{13} Бк ^{137}Cs , 3.0×10^{12} Бк ^{89}Sr , 3.3×10^{11} Бк ^{90}Sr , а также некоторые количества ^3H и ^{210}Po). Развернутые на территории, подвергшейся воздействию Уиндскейлской аварии, радиоэкологические исследования были относительно невелики по объему, однако при ограниченности в тот период информации их результаты имели определенное значение. Важно, что итоги радиоэкологических работ в зоне этой аварии были оперативно описаны в печати, на международной конференции в Женеве они были доложены менее чем через один год после аварии [5].

* Адресат для корреспонденции: 249032 Обнинск, Калужской обл., 109 км, ВНИИСХРАЭ; тел.: (48439) 6-48-02, (495) 996-25-45; e-mail: alexakhin@yandex.ru.

Реализация широкой программы по реабилитации ВУРС, как и для любой крупной радиационной аварии, стала возможной только при выполнении хорошо спланированного и детального самостоятельного научного сопровождения. Для этой цели в 1958 г. было создано учреждение с несколько необычным названием – Опытная научно-исследовательская станция (ОНИС), ставшая подразделением ПО “Маяк” [7]. Инициатива ее создания принадлежала выдающемуся государственному деятелю и организатору атомной промышленности нашей страны министру среднего машиностроения СССР Е.П. Славскому. ОНИС было суждено стать *alma mater* отечественной радиоэкологии, по своей структуре и масштабам изучаемых проблем и решаемых задач она фактически быстро превратилась в научно-исследовательский институт радиоэкологии в системе Минсредмаша. Вся научная разработка проблем радиационной защиты окружающей среды в нашей стране была реально сосредоточена в учреждениях этого ведомства. После аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. ОНИС была определена в 1989 г. головной организацией Минатомэнергопрома СССР по радиоэкологии и охране окружающей среды. ВУРС и созданный в 1966 г. в его наиболее загрязненной части Восточно-Уральский государственный заповедник стали уникальным полигоном для радиоэкологических экспериментов в природе, аналогов которому не было нигде в мире [8, 9].

Роль Уральского региона и действующих там научно-исследовательских учреждений в 60–80-е годы прошлого века в радиоэкологии в нашей стране (да и за рубежом) следует отметить особо [10, 11]. В целом середина 50-х годов XX столетия характеризуется стремительным развитием радиоэкологических исследований, обусловленным прежде всего радиоактивным загрязнением нашей планеты в глобальных масштабах, как следствие ядерных испытаний. Были детально изучены миграция искусственных радионуклидов в различных природных средах: почва, растительном покрове, животных, воздухе, водах и др. – и закономерности накопления радиоактивных веществ в биоте и в организме человека с целью оценки опасности их дополнительного облучения. Этот период можно назвать первым “золотым веком” радиоэкологии, второй такой период для этой науки приходится на конец XX столетия и связан с аварией на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

Самые ранние работы в области радиоэкологии на Урале были начаты в 1947 г. Н.В. Тимофеевым-Ресовским в Лаборатории “Б” крупного ядерного центра СССР (Российский федеральный ядерный центр – Всероссийский научно-исследовательский институт теоретической физики, Снежинск) [12, 13], а затем были перенесены в академический Институт биологии (ныне Институт

экологии растений и животных УрО РАН), ставший одним из признанных центров радиоэкологических исследований на Урале, где и сформировалась научная школа Н.В. Тимофеева-Ресовского (Е.А. Тимофеева-Ресовская, Н.В. Куликов, А.Н. Тюрюканов, А.А. Титлянова, Г.И. Махонина, М.Я. Чеботина, И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина и др.).

Другая радиоэкологическая школа на Урале, образование и развитие которой обязаны ликвидации последствий Кыштымской аварии, связана с именем выдающегося ученого-агрохимика академика ВАСХНИЛ В.М. Клечковского – ученика одного из основоположников агрохимии академика Д.Н. Прянишникова. Интересы и научное творчество В.М. Клечковского были очень разносторонними. Он – автор носящего его имя правила заполнения электронных оболочек атома [14], пионер в области использования радиоизотопных методов в биологической и сельскохозяйственной науке, основатель Биофизической лаборатории (БФЛ) в Московской сельскохозяйственной академии им. К.А. Тимирязева – первого научно-исследовательского радиоэкологического учреждения в СССР [7, 15]. В.М. Клечковский – участник Атомного проекта СССР, он по праву считается основоположником отечественной радиоэкологии, прежде всего ее сельскохозяйственного направления.

Масштабность мышления В.М. Клечковского и уникальные возможности для проведения экспериментальных работ в обширном радиоактивном техногенном регионе, возникшем после Кыштымской аварии, стали мощной предпосылкой для развертывания многолетних комплексных исследований по широкому кругу радиоэкологических проблем, связанных с миграцией радионуклидов в различных природных средах и действием ионизирующих излучений на растения, животных и биогеоценозы.

Первоначально предполагалось, что Н.В. Тимофеев-Ресовский будет привлечен к работам на ВУРС, он даже начал подбирать кадры специалистов для радиоэкологических исследований и составлять план работ, однако достаточно быстро все круто изменилось. Из-за “политической неблагонадежности” Н.В. Тимофеев-Ресовский не был допущен к исследованиям вблизи сверхсекретного объекта [16]. Могучий интеллект Н.В. Тимофеева-Ресовского в области радиоэкологии на Урале был реализован в теоретических изысканиях и в большом числе модельных, небольших по масштабам, но очень разноплановых опытов в природной среде с внесением радионуклидов.

Географически места работ под руководством Н.В. Тимофеева-Ресовского и под руководством В.М. Клечковского разделяли всего 50 км (база

Миассово и ОНИС). Эта “берлинская стена” не исключала контакты представителей двух научных школ, происходившие, например, на ежегодных летних научных чтениях в Миассово. Исследования на ОНИС выполнялись в условиях режима секретности, хотя их итоги публиковались в очень ограниченных объемах в открытой печати и даже представлялись на международных конференциях как результаты модельных опытов с искусственным внесением радионуклидов в окружающую среду [17, 18]. Лишь после распада СССР материалы Кыштымской аварии стали широко доступны, а первая монография по радиоэкологическим аспектам этой аварии была опубликована в 1990 г. как рассекреченный отчет [19] и в виде статьи в журнале “Атомная энергия” [1], в то время как результаты радиоэкологических исследований школы Н.В. Тимофеева-Ресовского широко освещались в научной печати. Нельзя не отметить, что длительное хранение отчетов ОНИС в секретных фондах негативно сказалось при ликвидации последствий радиационной аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.

СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ВУРС

Базовыми в радиоэкологических исследованиях на ВУРС с первых дней после аварии стали работы в области миграции радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам почва – растения – животные – агропромышленная продукция. Ориентация основных целей научной и прикладной деятельности ОНИС на решение проблем сельскохозяйственной радиоэкологии являлась отражением того обстоятельства, что Кыштымская авария (как впоследствии и радиационная авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г.) была признана как сельская коммунальная по ряду соображений.

Во-первых, сельскохозяйственная продукция на ВУРС, характеризующаяся повышенным содержанием радионуклидов, относится к ведущим источникам дополнительного (аварийного) облучения населения – вклад внутреннего облучения в суммарную дозу превышал вклад внешнего облучения. Во-вторых, основной контингент населения в зоне Кыштымской аварии – сельский. В-третьих, регулирование дозы внутреннего облучения экономически и технологически проще и эффективнее, чем внешнего облучения, что важно при реабилитации загрязненной территории. В-четвертых, в силу образа жизни и особенностей пищевого рациона дозы облучения сельских жителей выше, чем горожан.

Помимо важного прикладного значения исследований по сельскохозяйственной радиоэкологии обоснование приоритетности развития этого направления заключалось также в основной пара-

дигме радиоэкологии. Эта парадигма гласит, что зона радиационного поражения биоты (в том числе сельскохозяйственной) в условиях радиоактивного загрязнения окружающей среды значительно меньше, чем ареал, где запрещается хозяйственная деятельность человека (вплоть до исключения его проживания) вследствие превышения допустимого содержания радиоактивных веществ в объектах окружающей среды (прежде всего в агропромышленной продукции). Суть этой парадигмы в изначальном виде была сформулирована В.М. Ключковским в 1956 г. [15], а в полной мере она была обоснована на ВУРС (а впоследствии и для радиационной аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г.).

Основным дозообразующим радионуклидом в промежуточном и отдаленном периодах на ВУРС был ^{90}Sr , поэтому главный акцент в исследованиях был сделан именно на этот радионуклид. Образно говоря, с радиоэкологической точки зрения, Кыштымскую аварию можно назвать “стронциевой”, в то время как аварию на Чернобыльской АЭС в 1986 г. – “цезиевой”, ибо в подавляющей части зоны ее воздействия ведущими в радиологическом отношении после “йодной” фазы были ^{134}Cs и ^{137}Cs . Можно сказать, что 50-летняя история радиоэкологических исследований на ВУРС – это во многом описание и анализ закономерностей миграции ^{90}Sr в различных природных средах и оценка хронического воздействия этого радионуклида на биоту в природной среде. Нужно подчеркнуть, что еще в 1956 г. В.М. Ключковский [15] пророчески указал на “особое значение, принадлежащее стронцию с массовым числом 90” в различных радиологических ситуациях с загрязнением окружающей среды: ^{90}Sr относится к числу основных биогенно опасных техногенных радионуклидов в окружающей среде в современном мире.

На ВУРС под руководством В.М. Ключковского были выполнены разноплановые многолетние опыты в производственных (полевых) условиях, охватывающие систему защитных мероприятий, направленных на снижение содержания ^{90}Sr в растениях, животных и сельскохозяйственной продукции, практически во всех отраслях агропромышленного комплекса.

Транспорт ^{90}Sr по сельскохозяйственным цепочкам определяется миграцией его основного неизотопного носителя – биологически важного Са. В сельскохозяйственных звеньях пищевой цепи поступление ^{90}Sr в растения и организм животных зависит от количества Са в звеньях-донорах – соответственно почвах и кормах. Ограничение накопления ^{90}Sr в сельскохозяйственных растениях и животных осуществлялось в основном путем управления метаболизмом в них Са – внесением физиологически обоснованных коли-

ществ Са в почвы (известкование кислых почв) и корма. Было установлено, что одной из наиболее эффективных контрмер во всей системе защитных мероприятий в растениеводстве и в агроосфере в целом, с точки зрения уменьшения накопления ^{90}Sr в сельскохозяйственной продукции, является снижение интенсивности миграции ^{90}Sr в звене почва–растение.

В земледелии под руководством Е.А. Федорова и И.Г. Теплякова были разработаны специальные почвообрабатывающие орудия, так называемые плуги-переместители почвенных горизонтов. Это орудие, созданное на базе плантажного плуга, обеспечивало размещение верхнего слоя загрязненной почвы на глубине от 40 до 100 см без существенного нарушения ее естественного сложения. В зависимости от толщины снимаемого загрязненного слоя почвы и глубины его размещения в подпахотном горизонте уменьшение поступления ^{90}Sr в растения достигало 10 и более раз. Применение глубокой вспашки внесло весомый вклад в реабилитацию ВУРС на ранней фазе внедрения поставарийных защитных мероприятий, так как такая обработка обеспечивала одновременно уменьшение дозы внешнего облучения и снижение поступления ^{90}Sr в растения [20].

В серии классических агрохимических полевых опытов в севооборотах на ВУРС под руководством В.М. Ключковского было показано, что внесение минеральных удобрений существенно снижает накопление ^{90}Sr и других радионуклидов в растениях. В структуре защитных мероприятий по уменьшению дозовых нагрузок на население за счет внутреннего облучения особая роль принадлежит агрохимической мелиорации. Применение минеральных удобрений, при необходимости совмещенное с известкованием кислых почв, обеспечивало снижение поступления ^{90}Sr в зерновые, овощные и технические культуры до 3–4 раз (А.В. Егоров, Л.Н. Соколова, А.В. Маракушин, Е.Р. Рябова, Н.Н. Пещерова, В.Ф. Гольцев, Н.Д. Зуев, Е.М. Николаева, В.В. Сулова). В кормопроизводстве коренная мелиорация лугопастбищных угодий приводила к еще более значительному уменьшению перехода ^{90}Sr в растения – до 4–5 раз (Н.А. Корнеев [21, 22], Т.Л. Кожевникова).

В многочисленных полевых опытах на ВУРС была оценена эффективность снижения поступления ^{90}Sr в растения путем внесения в почву соединений, уменьшающих доступность радионуклида для корневого усвоения, в том числе фосфатов, кремнекислого натрия (И.Т. Моисеев [23, 24]; М.К. Мельникова), CaCl_2 с последующим промыванием почвы [25]). Предпринимались попытки отделить с помощью гербицидов и специальных пленок-барьеров корнеобитаемый горизонт от

перемещенного на глубину верхнего слоя первоначально загрязненной почвы (А.В. Судаков).

В.М. Ключковским был введен специальный показатель, получивший имя ученого, характеризующий накопление ^{90}Sr в растениях сравнительно с концентрацией в них Са, нормированное на содержание этого радионуклида в почве относительно к обменному Са [26]. Использование показателя Ключковского позволяло существенно повысить точность прогноза накопления ^{90}Sr в растениях по сравнению с методом Фредрикссона, связывающим отношение $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ в растениях с плотностью загрязнения сельскохозяйственных угодий этим радионуклидом. В опытах на ВУРС была предпринята попытка прогнозирования накопления ^{90}Sr в растениях с учетом метеорологических условий, наиболее удовлетворительные результаты дал учет показателей водного режима почвы [27, 28].

Эффективным методом ограничения поступления ^{90}Sr в рацион человека и сельскохозяйственных животных оказался подбор видов и сортов растений, характеризующихся минимальным накоплением этого радионуклида. На ОНИС были выполнены многочисленные крупномасштабные опыты с большим числом сельскохозяйственных культур (в том числе с коллекцией ВНИИ растениеводства им. Н.И. Вавилова ВАСХНИЛ). Различия в концентрации ^{90}Sr у наиболее важных сельскохозяйственных растений достигали 25-кратных значений, а в естественных травах на лугах – почти 100-кратных (Н.В. Корнеева [2, 29], С.Г. Рыдкий, Т.Л. Кожевникова). Даже в пределах одного вида сельскохозяйственных растений различия в концентрации ^{90}Sr достигали 10 раз [30].

Были разработаны методы очистки молока от ^{90}Sr с помощью ионообменных смол (Г.С. Мешалкин), изучено распределение ^{90}Sr между различными продуктами переработки зерна (мука, крупы), картофеля (крахмал) и свеклы (сахар, патока), семян масличных (масло, шрот) (З.Ш. Жамалетдинов, З.И. Шумилина, Е.В. Филатова).

С первого периода радиоэкологических исследований в области животноводства на ВУРС была определена их стратегия – изучение закономерностей обмена ПЯД (в первую очередь ^{90}Sr) в организме сельскохозяйственных животных и их поступление в продукцию [31] (изначально в 1957–1958 гг. работы на ВУРС были ориентированы на оценку канцерогенеза у сельскохозяйственных животных). Учитывая приоритетное значение молока как основного (критического) источника облучения населения среди пищевых продуктов на ВУРС, с одной стороны, и роль ^{90}Sr как ведущего дозообразующего радионуклида в этих условиях – с другой, в наиболее детальных исследованиях затронули метаболизм ^{90}Sr у лактирующих коров и его переход в молоко.

Было установлено, что загрязнение молока ^{90}Sr определяется главным образом уровнем текущего поступления радионуклида с кормами (плато наступает на 10–15-е сутки после начала поступления ^{90}Sr), выделение ^{90}Sr в молоко зависит от удоя (0.06–0.38% от суточного поступления с рационом). Концентрация ^{90}Sr в молоке после установления равновесия с концентрацией радионуклида в рационе не зависит от длительности поступления радионуклида с рационом. С практической точки зрения, наиболее значимым оказалось установление того обстоятельства, что важнейшим фактором, влияющим на переход ^{90}Sr в молоко, является содержание Са в рационе животных – хороший защитный эффект (снижение концентрации ^{90}Sr в молоке в 3–4 раза) достигается при обогащении кальцием рациона, недостаточного по этому элементу.

Помимо крупного рогатого скота разнообразные эксперименты со ^{90}Sr и другими ПЯД были выполнены на большом числе сельскохозяйственных животных – овцах, свиньях, курах и др. (Б.Н. Анненков, Л.А. Булдаков, А.Н. Сироткин [21, 22], Н.И. Буров, И.Я. Панченко, З.А. Бахарева, К.А. Колдаева, В.П. Шилов, С.Г. Чухин, И.А. Сарапульцев, И.М. Расин и др.). Найдено, что периоды полувыведения ^{90}Sr из мягких тканей различных видов сельскохозяйственных животных измеряются днями–неделями, а из скелета – месяцами–годами. В качестве прикладного вывода были предложены технологические приемы получения “чистой” животноводческой продукции путем перевода животных на незагрязненные корма.

Проведение комплексных радиоэкологических исследований стало возможным, благодаря созданию на ОНИС серии научно-методических разработок по радиохимическому и радиометрическому определению содержания ^{90}Sr и большого числа радионуклидов в сельскохозяйственных объектах, что было широко использовано и в других учреждениях страны. Были разработаны высокочувствительные методы определения радионуклидов в их сложных смесях на первых, еще несовершенных спектрометрах с низким энергетическим разрешением. К ним относятся методы определения U, ^3H и других радионуклидов (Л.Н. Тюменев, А.И. Гришин, В.В. Полубарьев, Г.И. Антоненко, В.М. Перевезенцев, Г.Г. Рябов, Г.П. Шейн, В.И. Савина, А.В. Иванова, В.А. Уханова, Е.А. Ломовцева, Р.Н. Бушкова, С.С. Пристер, Т.А. Григорьева, В.В. Устинов).

Результатом научно-исследовательских работ в области сельскохозяйственной радиоэкологии явилась разработка стратегии реабилитации сельскохозяйственного производства на ВУРС, а в дальнейшем и для других случаев массивного радиоактивного загрязнения окружающей сре-

ды. В основу этой стратегии был положен впервые реализованный в практике реабилитации сельскохозяйственных угодий зональный принцип ведения агропромышленного производства с учетом плотности радиоактивного загрязнения, территориальных особенностей почвенно-растительного покрова и направления сельскохозяйственного производства.

К началу 70-х годов XX столетия основные направления сельскохозяйственной реабилитации ВУРС были научно обоснованы. Продолжалась большая работа по отработке и адаптации к конкретным производственным условиям технологий растениеводства, кормопроизводства и животноводства. Непосредственно на ВУРС и прилегающих к нему более чистых землях были организованы крупные совхозы, территории которых располагались вдоль поперечной оси следа. Это обеспечило возможность оптимальной организации землепользования: на полях с высоким уровнем загрязнения размещались технические культуры и семеноводство, наиболее чистые и высокопродуктивные земли использовались для производства кормов молочному скоту и выращивания овощей. Исключенная из хозяйственной деятельности территория постоянно сокращалась, что способствовало экономической и социальной реабилитации пострадавшего региона.

Результатом применения стратегии реабилитации сельскохозяйственных угодий и внедрения соответствующих рекомендаций было достаточно быстрое возвращение выведенных из хозяйственного пользования территорий в оборот. К 1968 г. была завершена полная передача загрязненных земель сельскохозяйственному производству, кроме территории заповедника [2]. Опыт реабилитации ВУРС лег в основу первых в нашей стране (да и, по-видимому, в зарубежной практике) рекомендаций по ведению сельского, лесного и водного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории [30, 32].

ИССЛЕДОВАНИЯ НА ОНИС МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ПРИРОДНОЙ СРЕДЕ И ДЕЙСТВИЯ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ НА БИОГЕОЦЕНОЗЫ

После создания ОНИС достаточно быстро тематика радиоэкологических работ на ВУРС выросла и шагнула за рамки аграрного направления. Стали очевидными значительные возможности этого уникального полигона для выполнения разноплановых исследований при изучении комплекса вопросов, связанных с радиационной безопасностью. Уже в первые годы после аварии к работам на ОНИС были привлечены специалисты из различных ведомств и научно-исследовательских учреждений страны: Академии наук СССР, Госкомгидромета СССР, ВАСХНИЛ, Мини-

стерства сельского хозяйства СССР, Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова, Московской сельскохозяйственной академии им. К.А. Тимирязева и др. Научное руководство исследованиями на ОНИС осуществляли крупнейшие ученые: академики АН СССР А.П. Александров, А.П. Виноградов, А.А. Бочвар, И.К. Кикоин, Н.П. Дубинин, В.Н. Сукачев, М.С. Гиляров, В.Е. Соколов, Ю.А. Израэль, И.В. Тюрин, чл.-корр. АН СССР А.А. Молчанов, академик АМН СССР (РАМН) Л.А. Ильин, профессора Е.Н. Теверовский, Г.Ф. Хильми и В.И. Жадин.

В трудные для отечественной генетики годы на ОНИС в 1960–1962 гг. были начаты исследования по действию ионизирующих излучений на популяции растений и животных на ВУРС. На ОНИС по инициативе В.М. Ключковского и при поддержке министра Е.П. Славского были приглашены академик АН СССР (тогда чл.-корр. академии) Н.П. Дубинин и его ближайшие сотрудники В.В. Хвостова, Я.Л. Глембоцкий, М.А. Арсеньева. Ими были начаты, а впоследствии продолжены их учениками и последователями (В.А. Шевченко [33], В.А. Кальченко [34]) обширные радиационно-генетические исследования на ВУРС. Вместе с Б.С. Пристером и В.И. Поляковой участие в изучении биологического действия ПЯД на сельскохозяйственные растения приняли В.А. Шевченко и В.А. Кальченко [35].

Основным депо радионуклидов в наземных экосистемах (в том числе в агроценозах) является почва. Почвенный покров ВУРС характеризовался большим разнообразием, он включал более 50 почвенных разновидностей – черноземы, серые лесные, дерново-подзолистые, болотные почвы, солонцы, солоды и др. Почвенный институт им. В.В. Докучаева (тогда АН СССР, В.Л. Андронников [36], В.Г. Граковский) составил почвенную карту ВУРС, использование которой позволило изучить поведение ^{90}Sr в почвах разных типов. Эта карта сыграла важную роль в организации системы полевых агрономических и агрохимических радиоэкологических исследований, впоследствии она была дополнена геоботанической картой ВУРС (Е.Г. Смирнов) [37]. Эти две карты вместе с картами наземной и воздушной γ -съемки ВУРС, выполненными Институтом прикладной геофизики АН СССР и ЦЗЛ ПО “Маяк” (Е.Н. Теверовский, Ю.Д. Корсаков) [36], составили картографическую основу обширных радиоэкологических исследований на ВУРС и планов реабилитации земельных угодий.

Было показано, что ^{90}Sr после попадания на почву длительное время остается в обменной легкодоступной для усвоения корневыми системами растений форме. Его “старение”, т.е. переход в необменное состояние, в отличие от ^{137}Cs , происходит достаточно медленно (В.Ф. Гольцев,

Н.А. Полузеров). На ВУРС были оценены подвижность и скорость миграции ^{90}Sr в почвах разного типа (от дерново-подзолистых и черноземов до солодей и болотных) за многолетний период. Через 30–35 лет после радиоактивного загрязнения почвы 85–88% ^{90}Sr остается в обменной и кислоторастворимой формах, причем доля обменной формы ^{90}Sr составляет 40–60%. Скорость миграции ^{90}Sr в профиле почвы равна 0.1–0.8 см/год, причем решающая роль в перемещении радионуклида принадлежит диффузии, а значение конвективного переноса невелико даже при промывном режиме [38].

В.М. Ключковский [15, 39] предположил и доказал экспериментально, что каждая отдельная, произвольно взятая часть ионов или молекул растворенного и подвергающегося сорбции вещества, присутствующего в системе в микроколичествах, в процессе поглощения не конкурирует за места на поверхности сорбента с любой другой частью таких же ионов и молекул. Из этого следуют, по крайней мере, два важных вывода. Во-первых, практически в любой почве, даже с самой низкой емкостью поглощения, достаточно свободных сорбционных мест для полного поглощения радионуклидов. Во-вторых, концентрация радионуклидов в растениях должна быть пропорциональна плотности загрязнения ими почвы при одной и той же концентрации молекул или ионов макрокомпонентов в почвенном растворе.

Второй вывод имеет важное значение для прогнозирования одного из ведущих факторов радиационной обстановки на загрязненных территориях – содержания радионуклидов в продукции, так как при отсутствии прямой зависимости между указанными параметрами необходимо исследовать характер этой связи и учитывать его при прогнозировании загрязнения растений. По инициативе В.М. Ключковского А.В. Егоров, Л.Н. Соколова, Б.С. Пристер и Н.П. Архипов провели многолетний эксперимент на ВУРС на участке с высоким градиентом плотности загрязнения почвы ^{90}Sr , ориентированным поперек оси следа. Учет статистической природы распределения радионуклидов в природных объектах на ВУРС позволил доказать линейный характер зависимости концентрации ^{90}Sr в растениях от плотности загрязнения почвы этим радионуклидом. В последующем обработка базы данных после аварии на Чернобыльской АЭС позволила подтвердить правильность вывода В.М. Ключковского об отсутствии конкуренции ионов радионуклидов за сорбционные места в почвенно-поглощающем комплексе на примере всего многообразия сельскохозяйственных культур и почв в зоне чернобыльской аварии [40–42].

Самостоятельной областью исследований на ОНИС стала лесная радиоэкология, при этом изу-

чались две проблемы – действия ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы и миграции радионуклидов в лесах (первыми руководителями этих работ были чл.-корр. АН СССР А.А. Молчанов и Г.Ф. Хильми) (Ф.А. Тихомиров, Р.М. Алексахин, Р.Т. Карабань, Н.Н. Мишенков, М.А. Нарышкин, В.П. Юланов, В.М. Плещов).

В середине 50-х годов прошлого столетия в Брукхевенской национальной лаборатории США случайно был обнаружен интересный феномен – лучевое поражение деревьев сосны, росших по краю γ -поля, использовавшегося для изучения действия ионизирующих излучений на сельскохозяйственные растения. Радиационное повреждение у хвойных деревьев (сосна) было выявлено при неожиданно низких, согласно существовавшим тогда радиобиологическим представлениям о радиочувствительности живых организмов, дозах облучения. На ВУРС лучевое поражение лесной растительности проявилось первоначально, в частности в форме фенологических сдвигов у лиственных пород (более позднее распускание листьев весной и более ранний осенний листопад). Эти изменения у деревьев были отмечены уже на следующий – 1958 год после аварии. В 1959 г. эти фенологические аномалии исчезли. Сосна как представитель голосеменных оказалась в несколько раз более радиочувствительной чем лиственные породы. Радиационное поражение соснового леса было обнаружено в головной части ВУРС, а отдельные пораженные деревья сосны встречались на удалении до 70 км от места выброса радиоактивных веществ. На ВУРС была впервые оценена летальная доза LD_{100} для сосны, равная в ситуации с осенними выпадениями радионуклидов 50 Гр (Ф.А. Тихомиров). Были развиты представления о динамике развития процессов лучевого поражения лесов и их восстановления в условиях хронического облучения со снижающейся во времени мощностью дозы. В острый период (первые 1.5–3 года после выпадений) в лесах преобладают процессы лучевого поражения, которые спустя 3–6 лет после аварии, по мере падения мощности дозы, сменяются процессами восстановления. В позднюю стадию (спустя 8–10 лет) в пораженных лесах доминируют процессы пострадиационного восстановления [43].

Более интенсивное радиационное поражение хвойных лесов относительно лиственных на ВУРС определяется не только низкой радиорезистентностью голосеменных древесных пород, но и большой сорбционной способностью хвойного насаждения (его “вечнозеленостью”) по отношению к оседающим из воздуха при аварийном выбросе радиоактивным веществам. Таким образом, была описана картина радиационной уязвимости различных компонентов лесных биогеоценозов (как, впрочем, и экосистем других типов) к воздействию ионизирующих излучений при воздуш-

ном типе радиоактивного загрязнения в зависимости от двух показателей: их радиочувствительности и сорбирующей емкости по отношению к оседающим на растительность радиоактивным аэрозолям. Помимо хвойных деревьев была отмечена высокая уязвимость к радиоактивному загрязнению мезофауны лесных подстилок и верхних слоев почвы как следствие воздействия на этих представителей беспозвоночных значительно более высоких дозовых нагрузок (по сравнению, например, с дозами облучения растений и животных), связанных с повышенной аккумуляцией радионуклидов в подстилках и верхних горизонтах почвы после радиоактивных выпадений. В развитии процессов лучевого поражения растений и животных на ВУРС были выделены два периода: острый – с высокой, быстро уменьшающейся во времени мощностью дозы, и отдаленный – с малыми мощностями дозы (иногда выделяется еще промежуточная фаза).

Была разработана радиоэкологическая классификация растений травянистых фитоценозов, учитывающая месторасположение критического органа – конуса нарастания растений относительно поверхности почвы: непосредственно на поверхности, в верхних слоях и на глубине. Это позволило рассмотреть особенности формирования доз облучения, а также принять во внимание радиочувствительность отдельных видов, их экологическую толерантность и т.п. при описании радиационных эффектов [37]. При анализе изменений в травянистом покрове отмечен статистический порог в ответных реакциях на облучение, при этом значимые нарушения у растений наступали при дозах 50 Гр в острый период поставарийного облучения [2].

Для прогнозирования радиационных эффектов на радиоактивных следах на уровне экосистем было недостаточно данных, полученных при наблюдениях на ВУРС, и нужна была дополнительная информация. Исследования на сельскохозяйственных растениях с загрязнением посевов смесью ПЯД и ^{90}Y и литературные данные показали, что чувствительность растений к β - и γ -излучению практически одинакова. Это означало, что для прогнозирования поражения растений при радиоактивных выпадениях могут быть использованы сведения о действии на растения γ -излучения с соответствующим режимом изменения мощности дозы. В СССР и США для исследования биологических эффектов облучения у растений (в основном, для изучения радиационного мутагенеза) были построены γ -поля с телескопическими системами подъема источников излучения. Для прогнозирования радиационного поражения лесной растительности в США был даже создан полигон, облучение растительного покрова на котором проводилось с помощью реактора без

биологической защиты (с “воздушной защитой”) [44].

Подобные поля обладали серьезными недостатками: большим градиентом мощности дозы излучения и, как следствие, малым количеством объектов, облучаемых в равных дозах. Были разработаны (Б.С. Пристер, Ф.А. Тихомиров, Р.Т. Карабань, Р.М. Алексахин) требования к решению проблемы прогнозирования поражения природных экосистем при радиационных воздействиях, которые предусматривали облучение разных видов организмов, в различные фазы их развития и в широком диапазоне доз. Этим условиям удовлетворяет использование мобильного источника γ -излучения, который был спроектирован и создан; он содержал 32 кКи (1.2×10^{15} Бк) ^{137}Cs [45]. Значительная мощность дозы излучения и большой угол раскрытия источника позволяли формировать высокие интегральные дозы за сравнительно короткие промежутки времени, при этом даже в области больших доз облучения количество деревьев с равной поглощенной дозой превышало 100.

К числу крупных исследований, проведенных с этим источником, относится программа “Экос” – облучение естественного сосново-березового леса [46]. Многодневное хроническое воздействие ионизирующих излучений на лесной биогеоценоз было выполнено путем перемещения источника по периметру опытного участка леса, что обеспечило гомогенное (изодозное) облучение надземной части древесного яруса (на высоту до 20 м). Эта дозиметрическая особенность выгодно отличала данный эксперимент от аналогичных опытов с облучением лесов в США, Канаде и Западной Европе от точечного источника с концентрическим распределением поглощенных доз облучения (при этом дозы были распределены неравномерно и по высоте древесного яруса). На ВУРС были выполнены два сеанса облучения леса – весеннее и осеннее для учета роли сезонных различий в радиочувствительности деревьев. Показано, что в весенний период дозы облучения деревьев, индуцирующие те же эффекты, что и в осенний, в несколько раз ниже.

Многолетние наблюдения за облученным лесом позволили изучить закономерности развития процессов лучевого поражения леса и его пострадиационного восстановления и оценить влияние на них различных метеорологических параметров. При этом был использован ряд лесохозяйственных характеристик, а также морфологических, анатомических, физиологических, биохимических и цитологических показателей (Р.Т. Карабань, Ф.А. Тихомиров, Б.С. Пристер, Н.Н. Мишенков, Р.М. Алексахин, Д.А. Спирин). На основании этих экспериментов была предложена система оценки экологической значимости различных

сдвигов при облучении природных биогеоценозов, что представляет важную задачу для нормирования радиационного воздействия [47]. Результаты эксперимента по облучению леса явились основой для построения модели острого лучевого поражения древесного яруса лесного биогеоценоза [48].

Территория ВУРС включает группу озер и речную сеть, которые стали объектом радиационно-гидробиологических исследований. Изучалось распределение ^{90}Sr по компонентам водных биоценозов (А.В. Трапезников, И.И. Крышев), процессы самоочищения воды, накопление ^{90}Sr рыбами и другими гидробионтами [49], транспорт ^{90}Sr с водными потоками (Ф.Я. Ровинский [50], В.В. Писарев, И.А. Колосков). Были построены первые радиоэкологические модели поведения ^{90}Sr в озерных системах [51].

В условиях хронического облучения на ВУРС были определены критические дозы облучения растений и животных, в частности оценены минимальные дозы облучения, выше которых начинают проявляться первые сдвиги радиационной этиологии на уровне организмов и их популяций. Так, для лесных мышей (*Apodemus sylvaticus*) эта доза равна 0.4 Гр/год [52]. Поглощенная доза на репродуктивные органы щуки (*Esox lucius*) 3 Гр/год приводила к аномалии выхода предличинок [53]. У позвоночных копытных животных доза облучения на желудочно-кишечный тракт 1 Гр еще не вызывала видимого поражения, а при дозах облучения 2–3 Гр на все тело начинали проявляться повреждения органов. Исследования на диких животных на ВУРС затрагивали вопросы накопления ^{90}Sr в организме и последствий хронического облучения (в наибольшей степени на диких грызунах и представителях почвенной мезофауны) [54–58].

У рыб в загрязненных озерах ВУРС в острый период доза облучения могла достигать 10–40 Гр, что не исключало радиационного поражения (к сожалению, прямых наблюдений по воздействию ионизирующих излучений на гидробионты не было), однако к 1960 г. популяция рыб в этих озерах была нормальной. У грызунов в лесах ВУРС радиационная патология отмечалась при дозах на красный костный мозг 0.7–8.7 Гр в 1962 г.

В зоне урановых рудников в Африке иностранным членом Академии наук СССР З.М. Бакком и др. [59] в 50-е годы XX века был выявлен и изучен феномен радиоадаптации растений в условиях повышенного природного радиационного фона. Длительное облучение на ВУРС также приводит к усилению радиоустойчивости растений, которое было экспериментально подтверждено при провокационном, дополнительном остром облучении семян из популяций растений, произраставших в течение более десяти поколе-

ний на ВУРС [60, 61]. Впоследствии это явление радиоадаптации было многократно подтверждено другими исследователями (В.А. Шевченко), в том числе и на животных [54, 62].

На ВУРС был собран обширный экспериментальный материал по зависимости доза–эффект для большого числа представителей дикой флоры и фауны. В 50–60-е годы XX века проблема нормирования радиационного воздействия на окружающую среду (живые организмы) стояла не так остро, как в настоящее время, тем не менее ряд базовых соображений по этому вопросу был высказан по итогам исследований на ВУРС. Были описаны различия в дозах облучения человека и представителей растительного и животного мира в радиоэкологической ситуации на ВУРС. В частности, экспериментами было показано, что дозы облучения растений и животных на ВУРС превышают дозовые нагрузки на человека на территории с равной плотностью загрязнения до 10–100 раз. Фактически на ВУРС была впервые экспериментально обоснована корректность одной из основных парадигм радиационной защиты окружающей среды, сформулированной в 1966 г. МКРЗ и подтвержденной ею в 1990 г. (публикации 26 и 60 [63, 64]), которая гласит: если человек защищен радиационными стандартами, то в этих же условиях от воздействия ионизирующих излучений защищена и биота [65, 66].

На ВУРС были выполнены одни из первых в нашей стране работы в области моделирования миграции радионуклидов в природных биогеоценозах, впоследствии эти исследования дали начало получившему быстрое развитие направлению в радиоэкологии – радиоэкологическому моделированию. У истоков этих работ стоял рано ушедший из жизни В.М. Прохоров, в качестве объекта исследований были избраны лесные экосистемы как наиболее сложные многокомпонентные природные биогеоценозы [67, 68].

ОНИС стала головным учреждением по изучению поведения радиостронция в почвенно-растительном покрове различных природных зон СССР. С целью изучения роли свойств почв и климатических факторов в миграции ^{90}Sr в системе почва–растение опыты проводились в натуральных условиях на базе сети совхозов Минсредмаша СССР с внесением метки ^{89}Sr на почву и на посевы вегетирующих растений [69, 70].

Спектр радиоэкологических исследований на ВУРС и в ОНИС включал кроме ^{90}Sr широкий набор радионуклидов. Была выполнена серия экспериментов по радиобиологии и радиоэкологии природного урана, поведения его в цепи почва – растения – животные – человек [71, 72]. В модельных опытах было изучено передвижение в системе почва–растение Рu, биологически значимых продуктов нейтронной активации ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co ,

^{65}Zn и др. (М.Н. Федорова). Была оценена опасность выброса долгоживущего биологически активного ^{129}I [73], а также были разработаны методы сцинтилляционного и нейтронно-активационного анализа этого радионуклида в объектах окружающей среды [74, 75] и выполнен цикл работ по биогеохимии иода (Б.С. Пристер), в которых приняла участие лаборатория радиоэкологии МГУ (Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов). Большое значение для нормирования выбросов ПО “Маяк” имело изучение распространения ^3H в водоемах и других объектах окружающей среды, выполненное совместно с ЦЗЛ ПО “Маяк” Л.Н. Тюменевым, Г.И. Антоненко, С.С. Пристер и Т.Б. Егурневой с использованием созданной на ОНИС жидкостно-сцинтилляционной установки. Иностранная аппаратура на строго секретные объекты в нашу страну в то время не поставлялась.

РАДИОБИОЛОГИЯ И РАДИОЭКОЛОГИЯ МОЛОДЫХ (СВЕЖИХ) СМЕСЕЙ ПРОДУКТОВ ЯДЕРНОГО ДЕЛЕНИЯ (ВОЕННЫЕ И АВАРИЙНЫЕ СИТУАЦИИ)

Радиоактивное загрязнение и радиационное поражение сельскохозяйственных растений

Хотя смесь ПЯД на ВУРС была представлена достаточно большим числом радионуклидов, фактически радиоэкологические исследования *in situ* вынужденно были ограничены теми из них, которые характерны для выдержанной смеси радиоактивных отходов при производстве оружейного плутония. Для военных ситуаций, как и для аварий в атомной промышленности (а затем и в ядерной энергетике), нужны были экспериментальные данные о поведении в окружающей среде молодых (свежих) смесей ПЯД, отличающихся прежде всего высоким вкладом короткоживущих, но биологически подвижных и опасных радионуклидов йода и других компонентов. В 60–70-х годах XX века в различных странах мира, в первую очередь в западных ядерных державах (США, Великобритания), стали развиваться радиобиологические и радиоэкологические исследования с молодыми (свежими) ПЯД.

Охранный режим ВУРС, обеспечивающий радиационную безопасность при проведении сложных экспериментов для персонала и населения прилегающих территорий, с одной стороны, и разнообразные природные условия радиоактивного полигона (ВУРС), с другой, сделали возможным выполнение разноплановых радиобиологических и радиоэкологических опытов со смесями молодых ПЯД. При поддержке руководителей и ведущих специалистов Минсредмаша СССР (А.Д. Зверев, А.А. Задикян, А.С. Никифоров, И.А. Терновский) под руководством В.М. Клеч-

ковского была подготовлена и реализована программа исследований по изучению метаболизма и действия смеси молодых ПЯД на важнейшие сельскохозяйственные объекты в естественных условиях (Е.А. Федоров, Б.С. Пристер).

Разработана методика получения больших количеств (порядка сотен и тысяч кюри, $n \times 10^{13}$ – $n \times 10^{14}$ Бк), смеси ПЯД возрастом 7–10 ч, близкой по основным физическим характеристикам к реальной смеси продуктов мгновенного деления (Б.С. Пристер [76], А.К. Круглов, Ю.А. Малых).

В 1967–1968 гг. проведены эксперименты с загрязнением в широком интервале плотностей выпадений посевов пшеницы и картофеля в различные фазы развития указанной смесью ПЯД. Использование этой технологии обеспечило безопасность персонала в опытах, в которых в виде аэрозоля было нанесено на посевы 500 Ки (1.86×10^{13} Бк) ^{90}Y , около 300 Ки (1.5×10^{13} Бк) смеси ПЯД, несколько десятков Ки ($n \times 10^{11}$ Бк) ^{90}Sr , ^{131}I , ^{137}Cs и ^{144}Ce .

Выявлены закономерности внекорневого загрязнения растений, и изучена роль ведущих факторов радиационной обстановки при радиоактивных выпадениях. При выпадении молодой смеси ПЯД в период вегетации растений главный вклад в загрязнение вегетативных органов (основная часть кормов) вносят ^{131}I , ^{133}I , ^{99}Mo и ^{140}Ba (приблизительно до 30% каждый). Задерживание радиоактивных выпадений растениями определяется преимущественно запасом биомассы на единице площади посева. Сельскохозяйственные культуры различаются коэффициентами задерживания радионуклидов, которые уменьшаются в ряду: картофель, пшеница, ячмень, огурцы, свекла, капуста. Радионуклиды по задерживанию растениями образуют убывающий ряд: ^{141}Ce , ^{144}Ce = ^{140}Ba > ^{89}Sr , ^{90}Sr > ^{134}Cs , ^{137}Cs > ^{95}Zr > ^{99}Mo > ^{131}I = ^{103}Ru , ^{106}Ru .

В первые дни после выпадений концентрация ПЯД в вегетативных органах растений была на два-три порядка величин выше, чем в продуктивных, быстро снижаясь во времени в результате радиоактивного распада и полевых потерь. Загрязнение продуктивных органов растений было обусловлено преимущественно процессами метаболического перемещения радионуклидов из вегетативных органов и определялось биологической подвижностью в растениях стабильных элементов, играющих роль изотопных и неизотопных носителей радионуклидов.

Радиоактивность зерна и клубней представлена в основном ^{95}Zr , ^{140}Ba , ^{141}Ce и ^{144}Ce , причем их концентрация в зерне в 10–30 раз выше, чем в клубнях. Коэффициенты пропорциональности между концентрацией ПЯД в продуктивных органах растений и плотностью выпадений изменяются в онтогенезе от 10 до 300 раз для разных куль-

тур и радионуклидов, достигая максимума при загрязнении посевов в период созревания урожая.

Плотности загрязнения посевов лежали в диапазоне от сотых до десятых Ки/м² ($n \times 10^8$ – $n \times 10^9$ Бк/м²) смеси ПЯД, на квадратный метр, что дало возможность исследовать зависимости биологического действия облучения от уровня загрязнения территории. Из-за крайне слабой работанности к началу экспериментов дозиметрии растений для оценки доз были обоснованы и параметризованы дозиметрические модели растений и посевов, верифицированные с использованием термолюминесцентных и фотографических методов [77].

Показано, что биологические эффекты облучения у растений определяются дозой, поглощенной в их критических органах, к которым на разных этапах развития относятся клетки зародыша, конус нарастания, генеративные клетки и др. При загрязнении посевов молодыми смесями ПЯД основной вклад в дозу облучения растений вносит β -излучение. При плотности загрязнения посевов 1 Ки/м² (3.7×10^{10} Бк/м²) дозы облучения составляют 4–15 Гр в фазу до выхода конуса нарастания растений на дневную поверхность, 34–68 Гр – до выметывания соцветия и 270–680 Гр – до созревания. При этом мощность дозы γ -излучения колеблется от 360 до 504 нА/кг на высотах 1 и 0.1 м соответственно. В первый и второй периоды развития растений, указанные выше, поглощенные дозы на 50–90% обусловлены осевшими на поверхность почвы ПЯД, а в третий период ведущая роль в формировании дозы облучения принадлежит контактному β -излучению. Доза и мощность дозы γ -излучения незначительно изменяются в зависимости от фазы развития растений и расположения их критического органа относительно поверхности почвы.

Основная часть дозы облучения растений формируется в первые 7–10 дней после выпадений, и при прогнозировании поражения урожая молодыми смесями ПЯД режим облучения следует рассматривать как подострое облучение с изменяющейся во времени мощностью дозы. При таком режиме облучения весьма значима роль репарационных процессов, в результате чего зависимость доза–эффект обнаруживает насыщение и может быть аппроксимирована уравнением степенной функции. Эта закономерность соблюдается на клеточном, организменном и популяционном уровнях.

Для моделирования радиационной обстановки на территории радиоактивного следа от ядерного взрыва или крупной аварии (например, как это случилось на ЧАЭС) необходимо загрязнять посевы до уровней более 1 Ки/м² (37 ГБк/м²), при этом обеспечить радиационную безопасность персонала очень сложно. Результаты опытов с

ПЯД подтвердили литературные расчетные данные о том, что основная часть дозы облучения растений обусловлена поглощением энергии β -излучения, в связи с чем для прогнозирования потерь урожая при загрязнении посевов ПЯД можно использовать результаты экспериментов с чистыми β -излучателями [76].

С учетом изложенного выше в 1970 г. на площади 0.8 га был осуществлен эксперимент с загрязнением посевов растворами ^{90}Y в период прохождения восьми основных фаз развития растений. В качестве сельскохозяйственной культуры был выбран ячмень. Было использовано суммарно 500 Ки (1.85×10^{13} Бк) ^{90}Y . Период полураспада этого радионуклида близок к эффективному периоду распада смеси молодых ПЯД в первые трое суток, когда формируется основная часть поглощенной в растениях дозы. Таким образом, использование в опытах ^{90}Y позволяет воспроизвести лучевое воздействие, характерное для загрязнения посевов молодой смесью ПЯД. Исследовался ряд критериев: от цитогенетических до снижения урожая. Радиочувствительность растений изменяется в онтогенезе и достигает максимума по мере приближения к мейозу. Снижение урожая на 20–30% отмечается при плотности загрязнения посевов в период прохождения наиболее радиочувствительных фаз развития растений 0.07–0.13 Ки/м² (2.6×10^9 – 4.8×10^9 Бк/м²) для зерновых и зернобобовых, 0.5–1.0 Ки/м² (1.85×10^{10} – 3.7×10^{10} Бк/м²) для картофеля и 1.0 Ки/м² (3.7×10^{10} Бк/м²) для растительности естественных лугопастбищных угодий. Признаки лучевого поражения растений наблюдаются в течение двух поколений. Зерно, полученное с полей при плотностях загрязнения 0.1–0.2 Ки/м² (3.7×10^9 – 7.4×10^9 Бк/м²), нерационально использовать в качестве семенного материала.

Радиоактивное загрязнение продукции животноводства и радиационное поражение сельскохозяйственных животных

Результаты экспериментов с ПЯД на ВУРС, данные из регионов, подвергшихся загрязнению от ядерных испытаний, исследования в зоне Уиндскейлской аварии в 1957 г. показали, что уровни загрязнения пастбищной травы и кормов на следах ядерных взрывов и в зонах радиационных аварий могут быть очень высокими. В результате радиационного поражения радионуклидами иода последствия выпадений могут оказываться серьезными как для населения, так и для сельскохозяйственных животных, особенно находящихся на пастбищном содержании.

На ОНИС была разработана программа исследований на сельскохозяйственных животных со смесью молодых ПЯД, одобренная руководителями Минсельхоза СССР (А.И. Чурин) и Мин-

здрава СССР (А.И. Бурназян, И.К. Дибобес). Эта программа предусматривала получение и введение молодой смеси ПЯД ^{235}U возрастом 7–10 ч в организм коров с целью изучения метаболизма ПЯД и загрязнения продукции, кинетики формирования доз облучения животных и биологического действия ПЯД (Б.С. Пристер, Д.П. Осанов, Л.А. Булдаков). Общее руководство экспериментом осуществлялось Б.С. Пристером. В опытах приняли участие сотрудники ОНИС – Н.И. Бузов, А.Н. Сироткин, В.П. Шилов, Л.В. Богатов, Г.Г. Рябов, Г.П. Шейн, В.М. Перевезенцев, В.А. Уханова, Т.А. Григорьева, Р.Р. Хамитова, ИБФ МЗ СССР и его филиалов – Д.П. Осанов, Т. Гимадова, А.И. Шахс, И.Я. Панченко, В.Л. Шведов, Т.Н. Тужилкова, П.Н. Малкин и др., ВНИИСХР и других институтов Минсельхоза СССР и ВАСХНИЛ (А.П. Поваляев, И.А. Чистяков, О.Н. Горбунов, Б.П. Кругликов, В.Д. Сыпин) и многие другие [78].

На территории ВУРС был сооружен комплекс помещений и оборудования для безопасного дистанционного выполнения работ по введению ПЯД в организм коров, ухода и наблюдений за ними. Даже доение осуществлялось с помощью механического манипулятора, так как мощность дозы на поверхности тела коров достигала 864 нА/кг. В организм животных было введено около 1 кКи (3.7×10^{13} Бк) смеси молодых ПЯД.

Было показано, что при загрязнении пастбищных и кормовых угодий радиационное поражение животных обусловлено прежде всего внутренним облучением от поступивших в организм ПЯД. Ведущую роль в формировании интегрального эффекта играет поражение щитовидной железы β -излучением радионуклидов иода, желудочно-кишечного тракта – β -излучением слаборезорбирующихся радионуклидов и костного мозга – в основном γ -излучением ПЯД, содержащихся в желудочно-кишечном тракте. Поглощенная доза γ -излучения и доза β -излучения внутренних органов от инкорпорированных радионуклидов на 70–80% формируются в течение 2–3 сут после однократного и 5–8 сут после начала длительного поступления ПЯД с рационом. Прекращение выпаса и содержание животных на чистых кормах в течение 7–14 дней или впроголодь в течение 2–3 сут после радиоактивных выпадений позволяют существенно уменьшить лучевое поражение животных. Организм загрязненных животных быстро очищается от ПЯД после перевода на чистые корма в результате метаболических процессов [79].

Были разработаны классификация лучевой болезни животных и методы сортировки их по данным дозиметрического, клинического и лабораторного обследований [79].

Скотоводство молочного направления – наиболее уязвимая отрасль сельскохозяйственного

производства на радиоактивных следах. Молочная продуктивность коров может снизиться при плотности загрязнения пастбищ и кормовых угодий молодой смесью ПЯД 0.04 Ки/м^2 ($1.48 \times 10^9 \text{ Бк/м}^2$). Хроническое лучевое поражение, приводящее к гибели 60% поголовья в течение 3 лет, возможно при плотности выпадений 0.32 Ки/м^2 ($1.2 \times 10^{10} \text{ Бк/м}^2$), в то время как повреждение сельскохозяйственных растений, сопровождающееся снижением урожая на 25%, отмечается при плотности загрязнения посевов в наиболее радиочувствительную фазу развития растений $0.06\text{--}0.13 \text{ Ки/м}^2$ ($2.2 \times 10^9\text{--}4.8 \times 10^9 \text{ Бк/м}^2$).

При поступлении ПЯД в организм коров с кормом радиоактивное загрязнение молока в течение 30 сут обусловлено в основном ^{131}I , мяса – ^{131}I и ^{132}Te , а субпродуктов – ^{99}Mo , ^{132}Te и ^{132}I . Введение токсических количеств ПЯД, вызывающих лучевое поражение коров, приводит к резкому уменьшению накопления радионуклидов в организме и изменению характера их распределения в нем. В то же время переход ^{131}I и других радионуклидов в молоко практически не изменяется. Радиоактивное загрязнение молока превышает допустимый для детского и взрослого контингентов населения уровень на всей территории радиоактивного следа. Коровы в течение нескольких дней продуцируют молоко даже при поступлении в организм летальных количеств ПЯД, при этом потребление молока от животных с лучевой болезнью представляет большую опасность для человека [78]. На основе результатов этих исследований были разработаны рекомендации по раннему прогнозированию лучевого поражения крупного рогатого скота и сортировке пораженных животных [79].

Поведение ПЯД в форме частиц в окружающей среде

Исследование миграции по сельскохозяйственным цепочкам и биологического действия на растения и животных растворимых ПЯД удовлетворительно моделирует ситуации с радиоактивными выпадениями при воздушных и приземных ядерных взрывах, а также аварийные ситуации в атомной промышленности и ядерной энергетике с выпадениями газообразных аэрозолей. При ядерных взрывах с пересечением облаком земной поверхности и при подземных ядерных взрывах с выходом продуктов на поверхность, а также в некоторых аварийных ситуациях в ядерной энергетике возможно образование оплавленных труднорастворимых частиц – продуктов ядерных взрывов (ПЯВ) и радионуклидов в форме слаборастворимых частиц. Возможно образование так называемых “горячих” частиц, как это было при аварии на ЧАЭС в 1986 г. Поведение ПЯВ при выпадении на почвенно-растительный покров или их поступлении в организм

сельскохозяйственных животных существенно отличается от аналогичных процессов, наблюдающихся в опытах с ПЯД. На ОНИС под руководством А.Я. Коготкова были изучены поведение в почвах и переход в растения радионуклидов, входящих в состав оплавленных частиц ядерного взрыва, для чего с Семипалатинского испытательного полигона на ОНИС были завезены оплавленные частицы и почвы следов от ядерных испытаний.

Для изучения поведения ПЯВ в окружающей среде А.А. Тер-Сааков, А.В. Егоров и В.Д. Куринный разработали модель ПЯВ. Частицы ПЯВ разного размера идентифицировались с помощью вводимой в стекло метки (стабильные изотопы элементов с высоким сечением захвата нейтронов, радионуклиды которых легко разделяются спектрометрически). Частицы облучались перед распылением над посевами или пастбищем. В другой модели в качестве метки использовалась Sb, образующая после активации нейтронами нуклид ^{124}Sb , что позволило оценить роль дисперсности частиц в процессах задержания растениями и метаболических процессов в желудочно-кишечном тракте животных [80].

Было показано, что первоначальное задержание частиц растениями уменьшается от 37% для частиц размером до 100 мкм до 8.6% для частиц диаметром 400–800 мкм. Пастбищная растительность задерживает ПЯВ в 2–3 раза больше, чем посев пшеницы. Как и в случае ПЯД, процесс полевых потерь ПЯВ характеризуется двухкомпонентной экспоненциальной функцией. Периоды полупотерь радионуклидов у растений оцениваются величиной 1–4 суток в первую неделю после загрязнения, а в последующем скорость снижения концентрации радионуклидов сильно замедляется.

Значительный интерес представляют данные о выведении ПЯВ из желудочно-кишечного тракта быков. Период полувыведения радионуклидов зависит от размера частиц ПЯВ. Для частиц ПЯВ фиксированного размера величина этого параметра существенно увеличивается с размером (до 4 раз), замедляясь через 3–4 сут после введения в организм от 45–90 до 120–340 ч для частиц размером 90–100 и 400–800 мкм соответственно. При одноразовом введении в организм коров растворимых ПЯД их период полувыведения был близок к 20 ч. Исследование динамики распределения частиц ПЯВ разного размера в отделах желудочно-кишечного тракта животных позволило уточнить дозиметрическую модель при поступлении в организм ПЯВ. В отличие от ПЯД при введении в организм животных ПЯВ возрастает роль контактного облучения слизистой и подслизистой оболочек желудочно-кишечного тракта животных от задержанных частиц [80].

НЕКОТОРЫЕ ИТОГИ И ПРОБЛЕМЫ БУДУЩЕГО

Результаты многолетних радиоэкологических исследований на ВУРС, обогатившие радиоэкологическую науку информацией первостепенного значения, на десятки лет позволили СССР занять лидирующее положение в этой области знаний о радиоактивности. Подтверждением этому могут служить специальные обзоры, выпускавшиеся в 70-е годы XX века в США “по советской радиоэкологии” [81] (с учетом секретности работ информация по ликвидации последствий Кыштымской аварии поступала в мировую печать, как уже указано выше, очень дозированно).

Многие видные ученые радиоэкологи нашей страны прошли школу ОНИС и ВУРС. Прежде всего это Е.А. Федоров, Г.Н. Романов, доктора биологических наук Н.П. Архипов, А.Н. Сироткин, А.И. Ильенко, профессора Ф.А. Тихомиров, Б.Н. Анненков, В.А. Шевченко, чл.-корр. РАН Д.А. Криволицкий, академик РАСХН Н.А. Корнеев, академик УААН Б.С. Пристер, академик РАСХН и УААН Р.М. Алексахин и др. Значимой была роль руководителей ОНИС в разные годы ее деятельности – Г.А. Середы, Н.А. Корнеева, Е.А. Федорова и Г.Н. Романова, которые внесли большой вклад в ее развитие. Материалы радиоэкологических исследований на ВУРС стали предметом десятков кандидатских и докторских диссертаций и сотен статей в научной печати, были предметом широкого обсуждения на национальных и международных конференциях.

Характерная особенность радиоэкологических исследований на ВУРС – их комплементарное дополнение работами в области радиационной гигиены. Обширные наблюдения в области сельскохозяйственной радиоэкологии за транспортом радионуклидов по трофическим цепочкам почва – растения – сельскохозяйственные животные сопровождались детальными исследованиями поступления и накопления ^{90}Sr в организме человека и формирования дозовых нагрузок на население. Учеными и сотрудниками Филиала Ленинградского Института радиационной гигиены МЗ РСФСР, впоследствии Филиала № 4 Института биофизики МЗ СССР, а ныне Уральского научно-практического центра радиационной медицины (И.К. Дибобес, А.П. Поваляев, В.Л. Шведов, Б.И. Шуховцев, Р.И. Погодин, Л.И. Пантелеев, П.В. Голощапов, А.В. Аклеев и др.) было организовано постоянное наблюдение за состоянием здоровья населения на территории ВУРС, а также сформулированы условия санитарно-гигиенического обеспечения проживания людей в зоне Кыштымской аварии. В результате была не только научно обоснована система реабилитации регионов, загрязненных после этой аварии, но и разработаны общие принципы радиационной защиты

населения при крупных радиационных авариях с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду [82]. Важную роль в организации радиационно-гигиенических исследований в регионе Кыштымской аварии сыграл заместитель министра здравоохранения СССР А.И. Бурназян.

Работы на ВУРС выполнялись в закрытом режиме. В.М. Клечковский, понимая важность результатов радиоэкологических исследований для науки и формирования объективного отношения к проблемам радиационной безопасности в атомной промышленности и ядерной энергетике, инициировал и поддерживал публикацию в открытой печати итогов наблюдений и опытов на ВУРС. Первую в истории исследований на ВУРС печатную статью по материалам выполненной на этом полигоне работы опубликовала его аспирантка Г.Ф. Качанова [83].

В достаточно редких публикациях с участием сотрудников ОНИС при описании методики опытов и наблюдений на ВУРС, как правило, сообщалось, что радионуклиды были “искусственно внесены в окружающую среду”. Такое утаивание аварийного происхождения “появившихся” в природной среде радионуклидов представляло значительные трудности для авторов в изложении методики экспериментальных исследований. Как, например, правдоподобно описать “искусственное” аэральное загрязнение участка леса [18] или внесение радионуклидов в озеро диаметром несколько километров [50]. Понятно, это было секретом полишинеля, и многие западные аналитики публикаций, выполненных по итогам исследований на ВУРС, указывали на аварийное происхождение загрязнения природных объектов. При этом были нередки случаи неверного описания причин аварии и гиперболизации ее последствий [84].

Уже в 70-х годах XX века, спустя первые 20 лет после Кыштымской аварии, был сформулирован ряд общих принципиальных соображений о реабилитации территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению. И хотя они касались конкретно лишь ВУРС, эти выводы могут быть с полным основанием транспонированы на другие радиоэкологические ситуации, связанные с выбросом радиоактивных веществ в природную среду. Так, применительно к загрязнению природы ^{90}Sr прогнозы показывали, что уменьшение радиационного воздействия на биоту и человека будет идти интенсивнее, чем если бы оно было связано только с распадом радионуклидов. Это “ускорение” под влиянием хозяйственной деятельности человека, биогеохимических и других факторов оценено приблизительно в 10% от скорости радиоактивного распада ^{90}Sr . Интенсивность ветрового подъема и водного стока ^{90}Sr к концу 2132 г., по данным прогноза, должна снизиться в 100 раз, такое же уменьшение будет характерно для кон-

центрации ^{90}Sr в наземных растениях и животных, на семь числовых порядков упадет концентрация ^{90}Sr в воде озер и гидробионтах. Интересно отметить, что снижение концентрации ^{90}Sr в сельскохозяйственных растениях и животных ожидалось более быстрым (относительно скорости радиоактивного распада) по сравнению с концентрацией ^{90}Sr в других объектах окружающей среды вследствие хозяйственной деятельности человека [36]. В настоящее время справедливость этих предположений в целом удалось подтвердить, хотя в некоторые прогнозные расчеты потребовалось внести коррективы.

50 лет, прошедших со времени Кыштымской аварии, были насыщены различными событиями в плане решения проблем радиационной защиты человека и окружающей среды и развития радиоэкологии как науки. В 50–60-х годах XX века прошли и завершились ядерные испытания в атмосфере, приведшие к радиоактивному глобальному загрязнению биосферы нашей планеты. В 1986 г. произошла радиационная катастрофа на Чернобыльской АЭС, по масштабам намного более крупная, чем Кыштымская авария. Достаточно сказать, что по площади радиоактивного загрязнения и выбросу радиоактивных веществ в окружающую среду авария на ЧАЭС была в десятки раз крупнее Кыштымской. С 70-х годов особую остроту приобрели радиоэкологические проблемы ядерной энергетики. Произошло несколько сот инцидентов на атомных подводных лодках, базах их обслуживания, предприятиях атомной промышленности и ядерной энергетики.

Однако на этом фоне ликвидация последствий аварии на Южном Урале в 1957 г. и проведенный уникальный комплекс радиоэкологических работ останутся, несомненно, одним из самых знаковых событий атомной эры. Впервые на ВУРС были получены оригинальные данные о действии радиоактивного загрязнения на биоту, накоплены экспериментальные материалы о миграции радионуклидов в различных природных средах, позволившие оценить параметры этого переноса в естественной среде. Наконец, впервые был получен уникальный практический опыт ликвидации последствий крупной радиационной аварии с обширным загрязнением окружающей среды.

Отличительной чертой радиоэкологических исследований на ВУРС стало сочетание изучения фундаментальных научных проблем с решением важных практических задач по реабилитации загрязненных территорий и ликвидации последствий аварии. Итогом этой большой работы стали рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении окружающей среды [30, 32], остро востребованные при ликвидации последствий аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г., а богатая радиоэкологи-

ческая информация, собранная на ВУРС, сохраняет и сейчас непреходящее значение для радиоэкологии [85]. Следует указать, в частности, на серию опубликованных в *Journal of Environmental Radioactivity* обзорных статей С.В. Фесенко с соавторами [86, 87], вышедших в 2007 г., в которых обобщены закономерности транспорта радионуклидов по сельскохозяйственным цепочкам по работам на ОНИС (при этом подчеркиваются сохраняющиеся слабое освещение и цитирование этих работ в англоязычной литературе).

В контексте прикладной значимости исследований на ВУРС еще в 1958–1960 гг. было подчеркнуто, что прогностическое время существования радиоактивного загрязнения на территории Челябинской области и, в частности, головной части ВУРС, оценивается в 290 лет после образования (примерно до 2250-го календарного года) [36].

К сожалению, развал СССР в 1991 г. и последующие изменения в стране принесли нежелательные последствия для продолжения радиоэкологических работ на ВУРС. В.М. Клечковский мечтал о превращении ОНИС в “атомный Ротамстед” [88]. Напомним, что Ротамстедская опытная станция, находящаяся в Великобритании, – одно из старейших научно-исследовательских сельскохозяйственных учреждений в мире, прославившееся многолетними классическими опытами в агрономии и агрохимии.

С глубоким сожалением приходится отмечать, что исследовательские работы на ВУРС в настоящее время фактически прекращены, многолетние опыты, представляющие непреходящую ценность для науки, прерваны, а ОНИС превратилась в небольшую лабораторию ЦЗЛ ПО “Маяк”, утрачены научные кадры высокой квалификации. Хочется выразить уверенность, что потенциал теоретических и прикладных исследований на ВУРС – уникальном полигоне на Южном Урале еще не исчерпан, и надеяться на восстановление ОНИС и возобновление радиоэкологических работ на ее базе. Это не столько дань прошлому, сколько объективное видение необходимости получения новых радиоэкологических знаний в будущем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Никипелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. и др. // Атомная энергия. 1989. Т. 67. Вып. 2. С. 74–80.*
2. *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.*
3. *Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов / Под ред. В.А. Логачева. М.: ИздАТ, 2002. 639 с.*

4. Медико-биологические и экологические последствия радиоактивного загрязнения реки Теча / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: Минздрав РФ, 2000. 532 с.
5. Dunster H.J., Howells H., Templeton W.L. District surveys following the Windscale incident, October 1957 // Proc. of the Second United Nations Intern. Conf. on the Peaceful Uses of Atomic Energy (Geneva, 1–13 September 1958). V. 18. Waste Treatment and Environmental Aspects of Atomic Energy. Geneva, United Nations, 1958. P. 296–308.
6. Wakeford R. // J. Radiol. Prot. 2007. V. 27. № 3. P. 211–215.
7. Могилевкин В.Б. Первые десять лет // XXXV Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому (14 декабря 2006 г., ВНИИСХРАЭ, Обнинск) / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Россельхозакадемия, 2007. С. 20–43.
8. Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. и др. // Вопр. радиац. безопасности. 1997. № 3. С. 42–57.
9. Спириин Д.А., Романов Г.Н. // Вопр. радиац. безопасности. 1997. № 3. С. 29–41.
10. Позолотина В.Н., Молчанова И.В. // Вопр. радиац. безопасности. 2003. № 4. С. 3–13.
11. Молчанова И.В., Позолотина В.Н. // Экология. 1999. № 2. С. 99–104.
12. Емельянов Б.М., Гаврильченко В.С. “Лаборатория Б”. Сунгульский феномен. Снежинск: Изд-во РФЯЦ – ВНИИТФ, 2000. 440 с.
13. Тимофеев-Ресовский Н.В. Некоторые проблемы радиационной биогеоценологии: доклад по опубликованным работам, представленным для защиты ученой степени доктора биологических наук. Свердловск: Ин-т биологии УФ АН СССР, 1962. 54 с.
14. Ключковский В.М. Распределение атомных электронов и правило последовательного заполнения (n + l)-групп. М.: Атомиздат, 1968.
15. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае: Ротапринт / Под ред. В.М. Ключковского. М.: Изд-во АН СССР, 1956.
16. Корогодин В.И. // Природа. 1990. № 9. С. 85–95.
17. Федоров Е.А., Пристер Б.С., Романов Г.Н. и др. Биологическое действие и поведение радиоактивных продуктов деления в сельскохозяйственных цепочках // Peaceful Uses of Atomic Energy. V. 11. N.Y.: UN; Vienna; IAEA; 1972. P. 663–674.
18. Тихомиров Ф.А., Алексахин Р.М., Федоров Е.А. Миграция радионуклидов и действие ионизирующих излучений на лесные насаждения Peaceful Uses of Atomic Energy, V. 11. N.Y.: UN; IAEA; Vienna, 1972. P. 675.
19. Итоги изучения и опыт ликвидации последствий аварийного загрязнения территории продуктами деления урана / Под ред. А.И. Бурназяна. М.: Энергоатомиздат, 1990. 144 с.
20. Тепляков И.Г., Бакуров А.С. Дезактивация сельскохозяйственных земель Восточно-Уральского радиоактивного следа. ВУРС-45, 2002. С. 62–77.
21. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н. Основы радиоэкологии сельскохозяйственных животных. М.: Энергоатомиздат, 1970. 208 с.
22. Корнеев Н.А., Сироткин А.Н., Корнеева Н.В. Снижение радиоактивности в растениях и продукции животноводства. М.: Колос, 1977. 208 с.
23. Моисеев И.Т., Алексахин Р.М., Рыдкий С.Г. // Агрехимия. 1969. № 4. С. 71–79.
24. Моисеев И.Т., Алексахин Р.М., Рыдкий С.Г. // Агрехимия. 1969. № 12. С. 105–112.
25. Поляков Ю.А. Радиоэкология и дезактивация почв. М.: Атомиздат, 1970. 304 с.
26. Архипов Н.П., Егоров А.В., Ключковский В.М. // Докл. ВАСХНИЛ. 1969. № 1. С. 2–4.
27. Громов В.А., Николаева Е.М., Маракушин А.В. // Агрехимия. 1982. № 9. С. 118–125.
28. Громов В.А., Пономарева Р.П. Оценка реальной основы современных методов прогнозирования накопления ⁹⁰Sr в урожае // Регион. науч.-практ. конф. ВУРС-45: Сб. матер. Озерск, 26–27 сентября 2002 г. Озерск: РИЦ ВРБ, 2002. С. 78–87.
29. Корнеева Н.В. Влияние видовых и сортовых особенностей растений на накопление стронция-90 в урожае яровой пшеницы и гороха: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М.: ТСХА, 1974.
30. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства при радиоактивном загрязнении внешней среды. М., 1973, 101 с.
31. Анненков Б.Н. К истории развития радиоэкологии и радиобиологии сельскохозяйственных животных // XXXV Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому (14 декабря 2006 г., ВНИИСХРАЭ, Обнинск). М.: Россельхозакадемия, 2007. С. 44–61.
32. Рекомендации по ведению сельского и лесного хозяйства на территории с повышенной радиоактивностью. М.: Колос, 1964.
33. Шевченко В.А., Померанцева М.Д. Генетические последствия действия ионизирующих излучений. М.: Наука, 1985. 280 с.
34. Кальченко В.А. Генетические эффекты облучения популяций растений при радиоактивном загрязнении среды: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Ин-т общей генетики РАН, 1998.
35. Пристер Б.С., Шевченко В.А., Кальченко В.А. Генетическое действие радионуклидов на сельскохозяйственные растения // Успехи совр. генетики. 1982. Вып. 10. С. 27–69.
36. Изучение радиоэкологических, радиационно-гигиенических и социально-хозяйственных последствий массивного радиоактивного загрязнения больших площадей (1958–1984 гг.): Отчет по теме “Мираж”. Т. III / Опытная научно-исследовательская станция ПО “Маяк”. Озерск: РИЦ ВРБ, 2005. 132 с.
37. Смирнов Е.Г. Жизненные формы и радиоэкология растений // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале: Сб. матер. М.: Наука, 1993. С. 103–106.

38. Мартюшов В.В., Спиринов Д.А., Романов Г.Н., Базылев В.В. // *Вопр. радиац. безопасности*. 1996. № 3. С. 28–38.
39. Клечковский В.М., Соколова Л.Н., Целищева Г.Н. Сорбция микроколичеств стронция и цезия почвами // *Тр. Второй Междунар. конф. по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1958 г.)*. М.: Атомиздат, 1968. С. 470.
40. Пристер Б.С., Алексахин Р.М. // *Проблемы безопасности атомных электростанций і Чернобиля*. 2007. Вип. 8. С. 8–24.
41. Пристер Б.С., Алексахин Р.М., Бебешко В.Г. и др. Чернобыльская катастрофа: эффективность защиты населения, опыт международного сотрудничества. Киев: Укр. ядерное об-во, 2007. 100 с.
42. Пристер Б.С. Реализация и развитие идей В.М. Клечковского в современной радиоэкологии // XXXV Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Клечковскому (14 декабря 2006 г., ВНИИСХРАЭ, Обнинск). М.: Россельхозакадемия, 2007. С. 62–89.
43. Тихомиров Ф.А. Действие ионизирующих излучений на экологические системы. М.: Атомиздат, 1972. 176 с.
44. Platt R.B. Ionizing radiation and homeostasis of ecosystems // *Ecological Effects of Nuclear War: AEC report BNL-917 (C-43)*. Brookhaven Natl. Lab. U.S., 1965. P. 39–60.
45. Пристер Б.С., Шейн Г.П., Карабань Р.Т. // *Лесоведение*. 1977. № 2. С. 25–34.
46. Карабань Р.Т., Пристер Б.С., Алексахин Р.М. и др. // *Лесоведение*. 1977. № 1. С. 27–35.
47. Спиринов Д.А., Романов Г.Н., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. // *Экология*. 1988. № 4. С. 25–29.
48. Спиридонов С.И., Алексахин Р.М., Фесенко С.В., Спиринов Д.А. // *Радиобиология*. 1989. Т. 29. Вып. 4. С. 544–549.
49. Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. М.: Легкая и пищ. пром-сть, 1983.
50. Ровинский Ф.Я. // *Атом. энергия*. 1965. Т. 18. № 4. С. 379–383.
51. Фесенко С.В., Скотникова О.Г., Скрябин А.М. и др. // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 4. С. 466–472.
52. Спиринов Д.А., Тарасов О.В., Шейн Г.П. // *Вопр. радиац. безопасности*. 1996. № 3. С. 39–44.
53. Смагин А.И. // *Вопр. радиац. безопасности*. 1996. № 2. С. 35–46.
54. Ильенко А.И. Концентрирование животными радиоизотопов и их влияние на популяцию. М.: Наука, 1974. 168 с.
55. Ильенко А.И., Крапивко Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. М.: Наука, 1989. 223 с.
56. Криволицкий Д.А., Тихомиров Ф.А., Федоров Е.А. и др. Действие ионизирующих излучений на биогеоценоз / Под ред. М.С. Гилярова, Р.М. Алексахина. М.: Наука, 1988. 240 с.
57. Криволицкий Д.А., Мартюшов В.З., Рябцев И.А. Действие радиоактивного загрязнения на фауну в районе Чернобыльской АЭС в течение первых лет после аварии (1986–1988) // *Биоиндикаторы радиоактивного загрязнения: Сб. матер. М.: Наука, 1999. С. 106–122.*
58. Тарасов О.В. Радиоэкология наземных позвоночных головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Озерск, 2000.
59. Mewissen D.L., Damblon J., Vacq Z.M. // *Nature*. 1959. V. 183. № 4673. P. 1449.
60. Черезанова Л.В., Алексахин Р.М. // *Журн. общей биологии*. 1971. Т. 32. № 4. С. 494–500.
61. Черезанова Л.В., Алексахин Р.М. // *Журн. общей биологии*. 1975. Т. 36. № 2. С. 303–310.
62. Григоркина Е.Б., Пашина И.А. // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2007. Т. 47. № 3. С. 371–378.
63. ICRP. Publication. 26. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Oxford: Pergamon Press, 1977.
64. ICRP. Publication 60. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection // *Ann. ICRP*. V. 21. Oxford: Pergamon Press, 1991.
65. Романов Г.Н., Спиринов Д.А. // *Докл. АН СССР*. 1991. Т. 318. № 1. С. 248–251.
66. Алексахин Р.М., Романов Г.Н., Федоров Е.А., Пристер Б.С. Об экологическом принципе нормирования действия ионизирующих излучений // *Радиобиология: Информ. бюл. АН СССР*. 1983. Вып. 28. С. 5–9.
67. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с.
68. Прохоров В.М., Гинзбург Л.Р. // *Экология*. 1971. № 5. С. 11–19.
69. Архипов Н.П. Роль природных и антропогенных факторов в миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове различных зон: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 1994.
70. Архипов Н.П., Федоров Е.А., Алексахин Р.М. и др. // *Почвоведение*. 1975. № 11. С. 40–52.
71. Пристер Б.С. Поведение урана в биологической цепочке. М.: Атомиздат, 1969. 12 с.
72. Пристер Б.С., Пристер С.С. // *Радиобиология*. 1970. Т. 10. № 1. С. 138–140.
73. Пристер Б.С., Григорьева Т.А., Перевезенцев В.М. Закономерности поведения иода в биосфере // *ГКАЭ и НКРЗ*. М.: Атомиздат, 1979. 37 с.
74. Пристер Б.С., Григорьева Т.А., Перевезенцев В.М. // *Вопр. атомной науки и техники. Сер. Радиохимия*. 1979. Вып. 1(30). С. 127.
75. Пристер Б.С., Перевезенцев В.М. // *Гигиена и санитария*. 1997. № 9. С. 97–99.
76. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодыми смесями продуктов ядерного деления: Автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М.: Ин-т биофизики МЗ СССР, 1977.
77. Пристер Б.С., Шейн Г.П. Метод измерения поглощенных доз в объектах внешней среды термоминесцентными дозиметрами // *Проблемы лесной*

- радиоэкологии: Тр. Ин-та прикладной геофизики. Вып. 3. М., 1979. С. 130–135.
78. Радиобиология и радиоэкология сельскохозяйственных животных / Под ред. Б.Н. Анненкова, И.К. Дибобеса и Р.М. Алексахина. М.: Атомиздат, 1973. 222 с.
79. Пристер Б.С., Буров Н.И., Осанов Д.П. и др. Принципы раннего прогнозирования лучевого поражения коров при поступлении в организм животных смеси молодых продуктов ядерного деления // Радиоэкология позвоночных животных. М.: Наука, 1978. С. 138–148.
80. Козьмин Г.В., Тер-Сааков А.А., Куринный В.Д. и др. Транспорт полидисперсных радиоактивных частиц в пищеварительном тракте сельскохозяйственных животных // Журн. АНРИ ЗАО НПП “Доза”. Архив. 1995. № 2. С. 33–38.
81. Klement A.W. jr., Lytle C.F., Schultz V. Russian radioecology: a bibliography of Soviet publications with citations of English translations and abstracts: AEC report TID-3915. U.S., 1968. 131 p.
82. Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 года на ПО “Маяк” / Под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. М.: Минздрав РФ, 2001. 296 с.
83. Качанова Г.Ф. // Известия ТСХА. 1962. Вып. 4. С. 105–110.
84. Medvedev Zh.A. Nuclear disaster in the Urals. N.Y.: Vintage Books. 1980. 214 p.
85. Анненков Б.Н., Егоров А.В., Ильязов Р.Г. Радиационные аварии и ликвидация их последствий в агрофосфере / Под ред. Б.Н. Анненкова. Казань: ФЭН, 2004. 408 с.
86. Fesenko S.V., Isamov N., Howard B.J. et al. // J. Environ. Radioact. 2007. V. 98. № 1–2. P. 85–103.
87. Fesenko S.V., Howard B.J., Isamov N. et al. // J. Environ. Radioact. 2007. V. 98. № 1–2. P. 104–136.
88. Алексахин Р.М. // Вопр. радиац. безопасности. 1997. № 3. С. 58–62.

Поступила в редакцию
23.11.2007

The Cradle of the Russian Radioecology (to the 50th Anniversary of the Kyshtym Radiation Accident)

R. M. Alexakhin¹, B. S. Prister²

¹ Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Academy of Agricultural Sciences, Obninsk, 249032 Russia; e-mail: alexakhin@yandex.ru

² Institute of Nuclear Power Plant Safety, National Academy of Sciences, Ukraine, Kiev

On September 29, 1957, at a nuclear industry facility (Production Association “Mayak”), there was a large radiation accident resulting in the release of radioactive wastes into the environment and the formation of the East-Urals Radioactive Trail (EURT). Within the EURT and there established in 1958 an Experimental Scientific Research Station (ESRS) which came to be known as alma mater of domestic radioecology, various comprehensive long-term investigations had been carried out. The main results of these 50-year investigations have been summarized for a broad range of problems on radionuclide migration in the natural environment and ionizing radiation effects on biota, as well as problems of environmental protection. In addition to the studies of the in situ behavior of released during the accident anthropogenic radionuclides (primarily ⁹⁰Sr, the main dose-forming radionuclide within the EURT), at the ESRS large experiment have been performed to study migration and biological effects on agricultural plants and animals of man-made radionuclides (especially fresh mixtures of fission products) introduced to the natural environment. Results of ESRS experiments are described on irradiation of natural biogeocenoses from a powerful source of ionizing radiation (1.2×10^{15} Bq ¹³⁷Cs). The first unique experience is described of remediation of radioactively contaminated areas with emphasis on agricultural radioecology. The importance of the EURT and ESRS radioecological studies for the development of radioecology as a science is stressed.