СОДЕРЖАНИЕ

Том 61, номер 3, 2021

Изучение последствий аварии на Чернобыльской АЭС. К 35-летию катастрофы

Ассоциативная связь между гиперметилированием промоторов генов и цитогенетическими показателями у лиц, облученных в результате аварии на ЧАЭС

Н. С. Кузьмина, Н. Ш. Лаптева, А. В. Рубанович 227

Что мы узнали о биологических эффектах облучения в ходе 35-летнего анализа последствий аварии на Чернобыльской АЭС?

С. А. Гераськин, С. В. Фесенко, П. Ю. Волкова, Н. Н. Исамов 234

Авария на Чернобыльской АЭС: защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве

С. В. Фесенко, Н. И. Санжарова, Н. Н. Исамов, О. А. Шубина 261

Динамика и современное состояние радиоэкологической обстановки на территориях аварийного чернобыльского следа в Брянской области

А. А. Бурякова, Н. Н. Павлова, И. И. Крышев, М. Н. Каткова 277

Вертикальная миграция ^{137}Cs чернобыльских выпадений в различных ландшафтах

В. С. Анисимов, В. К. Кузнецов, А. И. Санжаров 286

Методология научного поиска

Критерии причинности в медико-биологических дисциплинах: история, сущность и радиационный аспект. Сообщение 3. Часть 1: Первые пять критериев Хилла: использование и ограничения

А. Н. Котеров 301

Рецензии

Актуальность книги

Л. А. Ильин 334

Информация Научного совета РАН по радиобиологии 336

Contents

Vol. 61, No. 3, 2021

Study of the Consequences of the Chernobyl Accident. On the 35th Anniversary of the Disaster

Association Between Hypermethylation of Gene Promoters and Cytogenetic Disturbances in Humans Exposed to Radiation as a Result of the Chernobyl Accident

N. S. Kuzmina, N. Sh. Lapteva, A. V. Rubanovich 227

What Have we Learned about the Biological Effects of Radiation During the 35-Year Analysis of the Consequences of the Chernobyl NPP Accident?

S. A. Geras'kin, S. V. Fesenko, P. Yu. Volkova, N. N. Isamov 234

Accident at Chernobyl NPP: Countermeasures and Remedial Actions in Agriculture

S. V. Fesenko, N. I. Sanzharova, N. N. Isamov, O. A. Shubina 261

Dynamics and Current State of Radioecological Situation on the Territory of the Chernobyl Radioactive Trace in the Bryansk Region

A. A. Buryakova, N. N. Pavlova, I. I. Kryshev, M. N. Katkova 277

Vertical Migration of ^{137}Cs of Chernobyl Fallout in Various Soils

V. S. Anisimov, V. K. Kuznetsov, A. I. Sanzharov 286

Methodology of Scientific Research

Causal Criteria in Medical and Biological Disciplines: History, Essence and Radiation Aspect. Report 3, Part 1: First Five Hill's Criteria: Use and Limitations

A. N. Koterov 301

Reviews

Relevance of the Book

L. A. Ilyin 334

Information of the Scientific Council of the Russian Academy of Sciences on Radiobiology 336

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 227–233

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК [57+61]::577.2:575.224.23:612.112:539.1.047

АССОЦИАТИВНАЯ СВЯЗЬ МЕЖДУ ГИПЕРМЕТИЛИРОВАНИЕМ ПРОМОТОРОВ ГЕНОВ И ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИМИ ПОКАЗАТЕЛЯМИ У ЛИЦ, ОБЛУЧЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АВАРИИ НА ЧАЭС

© 2021 г. Н. С. Кузьмина[1,*], Н. Ш. Лаптева[1], А. В. Рубанович[1]

[1] *Институт общей генетики им. Н.И. Вавилова РАН, Москва, Россия*

**E-mail: nin-kuzmin@yandex.ru*

Поступила в редакцию 25.12.2020 г.
После доработки 08.02.2021 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Проведена оценка гиперметилирования промоторов генов клеточного цикла (*RASSF1A*, *p16/INK4A*, *p14/ARF*) и детоксикации (*GSTP1*) в лейкоцитах крови индивидов, облученных в результате аварии на ЧАЭС (98 чел.: ликвидаторы аварии – 76 чел., взрослые жители территорий с радионуклидными загрязнениями, 135–688 кБк/м^2 – 22 чел.) в зависимости от их цитогенетического статуса. Результаты множественного регрессионного анализа (“Частота аберраций ~ возраст + + количество гиперметилированных генов”) свидетельствуют о сопряженности суммарного уровня аберраций хромосомного типа с рассмотренными эпигенетическими показателями ($\beta = 0.256$; $p = 0.011$), но не с возрастом ($\beta = -0.138$; $p = 0.165$). Частота этих цитогенетических нарушений возрастает с увеличением количества метилированных локусов. Таким образом, выявлена положительная ассоциативная связь между поврежденностью генома, индуцированной перенесенным десятилетия назад радиационным воздействием в диапазоне малых и средних доз, и гиперметилированием промоторов генов основных защитных систем клеток.

Ключевые слова: гиперметилирование, промотор гена, CpG-островок, лейкоциты крови, организм человека, аберрации хромосом, радиационное воздействие

DOI: 10.31857/S0869803121030097

Одной из первостепенных задач изучения отдаленных эффектов радиации является поиск маркеров перенесенного облучения, которые могут дать интегральную оценку состояния здоровья индивида и быть предикторами развития тех или иных патологий, в том числе возраст-ассоциированных. Анализ хромосомных аберраций – надежный подход к биоиндикации перенесенного мутагенного воздействия факторов радиационной и химической природы, который применяется уже на протяжении нескольких десятилетий. Такие сложные обменные хромосомные перестройки, как дицентрики и кольца, являются объективными маркерами облучения и могут сохраняться в организме на протяжении десятков лет. В то же время отсутствуют явные доказательства связи выявляемых в лимфоцитах цитогенетических нарушений у экспонированных лиц с индукцией тех или иных патологий [1, 2].

Как уже обсуждалось в наших предыдущих публикациях, оценка эпигенетических изменений, в частности модификаций в метилировании ДНК, может стать перспективным подходом в разработке высокоточной системы отдаленных маркеров перенесенного человеком облучения, имеющих очевидную прогностическую ценность в отношении здоровья индивида [3]. В связи со сказанным выше, авторами настоящей работы было предпринято пилотное исследование, в результате проведения которого на двух независимых выборках облученных лиц (смешанная выборка № 1: ликвидаторы аварии на ЧАЭС, профессионалы-атомщики г. Сарова, жители территорий с радионуклидными загрязнениями и выборка № 2: работники ПО “Маяк”) выявлены однонаправленные эффекты и показана реальность гиперметилирования CpG-островков промоторов некоторых генов (в частности, *p16/INKA* и *GSTP1*), наблюдаемого в нормальных лейкоцитах крови в отдаленный период после радиационного воздействия [3]. Очевидно, что следующим этапом работы является оценка сопряженности между поврежденностью генома, индуцированной перенесенным десятилетия назад радиационным воздействием, и изученными эпигенетическими показателями, т.е. гиперметилированием промоторов генов основных защитных систем клеток.

В связи с вышесказанным, цель настоящей работы заключалась в оценке ассоциативной связи между гиперметилированием промоторов ряда генов (гены клеточного цикла *RASSF1A*, *p16/INK4A*, *p14/ARF* и детоксикации ксенобиотиков *GSTP1*) и цитогенетическими показателями у облученных лиц в отдаленный период после перенесенного воздействия.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Выборка обследованных лиц, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС (ликвидаторы аварии на ЧАЭС – 76 чел. и взрослые жители территорий с радионуклидными загрязнениями, 135–688 кБк/м^2 – 22 чел.), была гетерогенной, так как включала индивидов, отличающихся друг от друга по виду воздействующей радиации, дозам облучения, длительности радиационного воздействия и времени, прошедшем после него до момента обследования. Все эти лица были объединены в одну группу и рассмотрены нами в аспекте наличия у них в анамнезе перенесенного облучения. Характеристика обследованных групп облученных лиц ранее детально была изложена [4, 5].

Вкратце, большая часть ликвидаторов (60 чел.) проходили обследование и лечение в 2003–2007 гг. в отделении радиационной медицины ФГБУ “Российский научный центр рентгенорадиологии” Минздрава России. Остальные 16 человек поступили в Федеральный детский центр противорадиационной защиты ОСП “Научно-исследовательский клинический институт педиатрии” ГБОУ ВПО РНИМУ им. Н.И. Пирогова с целью обследования своих детей. Зарегистрированные дозы облучения (если такие сведения имелись) находились в диапазоне от 35 до 480 мЗв (данные физической дозиметрии). Злокачественные новообразования у всех обследованных пациентов отсутствовали. Продолжительность работы в 1986–1987 гг. в 30-километровой зоне радиационной катастрофы варьировала от 2 до 6 мес. Промежуток времени между окончанием работы с радиацией и взятием образцов крови составлял от 17 лет до 21 года. Обследованные жители территорий с радионуклидными загрязнениями в момент аварии на ЧАЭС (максимальная дозовая нагрузка) были облучены в возрасте 8–17 лет и на протяжении многих лет проживали на территориях с радионуклидными загрязнениями. Возраст облученных индивидов на время взятия образцов крови составлял 24–78 лет.

Культивирование лимфоцитов периферической крови, приготовление препаратов метафазных хромосом и анализ хромосомных аберраций проводили по общепринятой методике согласно рекомендациям ВОЗ и МАГАТЭ с некоторыми модификациями, подробно описанными ранее [6–9]. Учет наблюдавшихся структурных перестроек хромосом в метафазах первого митоза проводили согласно общепринятой классификации хромосомных аберраций. Учитывали все видимые в микроскоп типы аберраций хромосом. К простым аберрациям хромосомного типа относили ацентрические парные фрагменты, центромерные разрывы, делеции, не сопровождающиеся ацентрическими фрагментами, а к сложным обменным перестройкам – дицентрики, центрические и ацентрические кольца, атипичные моноцентрики (симметричные транслокации, инверсии). Учет всех делеций, реципроктных транслокаций, инверсий проводили с применением частичного кариотипического анализа с идентификацией гомологичных хромосом и/или групп хромосом, к которым они относятся. К аберрациям хроматидного типа относили одиночные фрагменты, изохроматидные фрагменты, а также межхромосомные хроматидные обмены. Для каждого индивида анализировали по 300–500 метафаз в 48-часовых культурах лимфоцитов.

Анализ метилирования отдельных CpG-динуклеотидов CpG-островков промоторов генов клеточного цикла (*RASSF1A*, *p16/INK4A*, *p14/ARF*) и детоксикации ксенобиотиков (*GSTP1*) был выполнен с использованием метилчувствительной полимеразной цепной реакции (МЧ-ПЦР), детально описанной в наших предыдущих работах [3–5]. Вкратце, геномную ДНК выделяли из лейкоцитов периферической крови с помощью наборов Magnet^{TM} DNA MegaPrep1 (ООО “Лаборатория Изоген”, Россия). Реакцию метилчувствительной ферментативной рестрикции проводили с использованием эндонуклеазы AciI (“Fermentas”, Литва), которая гидролизует только неметилированные участки узнавания (5'...C↓C GC...3'). Последовательности использованных праймеров и условия МЧ-ПЦР для изученных генов *RASSF1A, p16/INK4A*, *p14/ARF*, *GSTP1* представлены в публикациях [3, 4]. Присутствие на электрофореграмме хорошо визуализированной четкой полосы, но характеризующейся “слабым” сигналом в результате амплификации гидролизованной ДНК указывало на малое количество метилированных аллелей (промоторов) в образце ДНК (чувствительность МЧ-ПЦР составляет 0.1–1% метилированных копий в образце ДНК). Результаты каждого анализа были воспроизведены в трех независимых экспериментах по постановке рестрикции с последующей амплификацией образцов ДНК. Детальное описание условий ПЦР и электрофореза было представлено в ранее опубликованных работах [3, 4].

Статистическая обработка результатов осуществлялась с помощью программы SPSS 20.0.0. общепринятыми статистическими методами. Корреляционный и регрессионный (множественная регрессия) анализы были использованы с целью выяснения зависимости между исследо-

Таблица 1. Корреляции* по Пирсону между метилированием промоторов исследованных локусов и цитогенетическими показателями у облученных лиц
Table 1. Pearson correlations* between methylation of the studied loci promoters and cytogenetic indicators in irradiated individuals

Ген	Цитогенетические показатели			
	суммарная частота аберраций хромосом	суммарная частота аберраций хромосомного типа	суммарная частота аберраций хроматидного типа	частота дицентриков + колец
RASSF1A	–0.066 (0.512)	0.034 (0.736)	–0.102 (0.311)	0.041 (0.686)
p16/INK4A	0.185 (0.063)	0.125 (0.213)	0.136 (0.177)	0.016 (0.875)
p14/ARF	0.091 (0.367)	0.144 (0.152)	0.014 (0.887)	0.113 (0.261)
GSTP1	0.225 (0.024)	0.119 (0.237)	0.208 (0.037)	0.051 (0.610)
Суммарное количество метилированных генов	0.232 (0.019)	0.208 (0.037)	0.148 (0.139)	0.102 (0.312)

*Под коэффициентом корреляции (в скобках) указаны двусторонние уровни значимости.

ванными эпигенетическими и цитогенетическими показателями. Для оценки значимости различий по частоте цитогенетических нарушений групп облученных лиц, имеющих разный эпигенетический статус, был использован непараметрический ANOVA тест (критерий Краскела–Уоллиса).

РЕЗУЛЬТАТЫ

В наших предыдущих публикациях были детально изложены результаты изучения спектра и частоты аберраций хромосом, а также метилирования CpG-островков промоторов вышеперечисленных генов у облученных лиц обследованных групп. Показано, что спустя многие годы после аварии на ЧАЭС средний уровень аберраций хромосомного типа, как простых, так и сложных обменных (в том числе нестабильных – дицентриков и колец), у этих индивидов существенно превышает таковой в контроле [8–10]. Кроме того, частота лиц, характеризующихся гиперметилированием изученных генов, в экспонированной группе значимо выше, чем в группе необлученных индивидов [3–5]. В настоящей работе мы приводим результаты анализа сопряженности между изученными показателями.

В табл. 1 и 2 приведены параметрические и непараметрические корреляции между суммарным числом метилированных локусов и цитогенетическими показателями у облученных лиц.

Как видно, метилирование генов *p16/INK4A*, *GSTP1* сопряжено с теми или иными цитогенетическими показателями. Так, наблюдались невысокие, но значимые корреляции (по Пирсону) метилирования промотора гена *GSTP1* с суммарной частотой всех аберраций хромосом (и частотой аберраций хромосомного типа), а также ассоциативная связь (тенденция: $p = 0.063$) рассматриваемой эпигенетической модификации локуса *p16/INK4A* с общим уровнем аберраций хромосом. Выявлены также значимые коррелятивные связи суммарного количества метилированных генов с суммарной частотой всех аберраций хромосом (и частотой аберраций хромосомного типа).

Невысокие, но значимые непараметрические корреляции (по Спирмену) наблюдались между метилированием *p16/INK4A* локуса и общей частотой аберраций хромосомного типа, а также выявлена тенденция к сопряженности ($p = 0.091$) метилирования гена *GSTP1* с суммарной частотой всех аберраций хромосом. Наличие значимых коррелятивных связей суммарного количества метилированных генов с общим уровнем всех аберраций хромосом (и частотой аберраций хромосомного типа) подтверждается и результатами непараметрического корреляционного анализа. Следует отметить, что единственная корреляция (невысокая, но значимая), проходящая через коррекцию на множественность сравнений, наблюдалась между общей частотой аберраций хромосомного типа и суммарным числом метилированных локусов (по Спирмену $r = 0.26$; $p = 0.009$). Эта сопряженность в основном обусловлена генами *p16/INK4A* и *GSTP1.*

Результаты множественного регрессионного анализа (“Частота аберраций ~ возраст + количество гиперметилированных генов”) свидетель-

Таблица 2. Непараметрические корреляции* по Спирмену между метилированием промоторов исследованных локусов и цитогенетическими показателями у облученных лиц
Table 2. Spearman nonparametric correlations* between the methylation of the the studied loci promoters and cytogenetic parameters in irradiated individuals

Ген	Цитогенетические показатели			
	суммарная частота аберраций хромосом	суммарная частота аберраций хромосомного типа	суммарная частота аберраций хроматидного типа	частота дицентриков + колец
RASSF1A	–0.067 (0.506)	0.098 (0.329)	–0.089 (0.376)	0.127 (0.207)
p16/INK4A	0.121 (0.230)	0.217 (0.029)	0.017 (0.867)	0.033 (0.743)
p14/ARF	0.150 (0.135)	0.110 (0.275)	0.037 (0.715)	0.132 (0.190)
GSTP1	0.169 (0.091)	0.113 (0.261)	0.140 (0.163)	0.073 (0.467)
Суммарное количество метилированных генов	0.206 (0.039)	0.259 (0.009)	0.090 (0.371)	0.144 (0.151)

*Под коэффициентом корреляцияи (в скобках) указаны двусторонние уровни значимости.

ствуют о сопряженности суммарного уровня аберраций хромосомного типа с рассмотренными эпигенетическими показателями ($\beta = 0.256$; $p = 0.011$), но не с возрастом ($\beta = -0.138$; $p = 0.165$) (табл. 3). Непараметрический ANOVA тест (критерий Краскела–Уоллиса) также показал существенные различия между группами лиц, имеющих разное число метилированных генов, по суммарной частоте аберраций хромосомного типа ($p = 0.008$). Таким образом, частота аберраций хромосомного типа возрастает с увеличением количества метилированных локусов (рис. 1).

ОБСУЖДЕНИЕ

В настоящей работе выявлена положительная ассоциативная связь между частотой аберраций хромосомного типа и гиперметилированием промоторов генов основных защитных систем клеток в лейкоцитах крови облученных лиц. Причем эта сопряженность в основном обусловлена генами, проявившими зависимость эпигенетического статуса от перенесенного организмом радиационного воздействия (*p16/INK4A*, *GSTP1*) [3–5].

Представленные в этой работе результаты подтверждаются данными ROC-анализа, свидетельствующими о том, что информативность рассмотрения выявленных эпигенетических нарушений в качестве биомаркеров радиационного воздействия сопоставима с таковой, рассчитанной при анализе частот дицентриков+колец – аберраций хромосом, всегда считавшихся в радиационной генетике объективными биоиндикаторами перенесенного облучения (AUC = 0.699 ± ± 0.038, $p = 1.4 \times 10^{-6}$, 95%-ный ДИ 0.625–0.773; данные, полученные в лаборатории ранее на выборке ликвидаторов аварии на ЧАЭС) [3]. К тому же нами ранее выявлена зависимость доза–эффект для гиперметилирования совокупности генов в лейкоцитах крови лиц, подвергшихся внешнему воздействию γ-излучения или сочетанному действию внешнего γ-/внутреннего α-излучений в результате профессиональной деятельности, что соответствует классическим представлениям радиационной генетики (наличие зависимости доза–эффект для выхода генных мутаций/хромосомных аберраций) [11, 12].

Результаты единичных работ других авторов также указывают на наличие коррелятивных связей между изученными эпигенетическими и цитогенетическими показателями у лиц, подверг-

Таблица 3. Множественный регрессионный анализ зависимости частоты аберраций хромосомного типа от возраста и количества метилированных локусов у облученных индивидов
Table 3. Multiple regression analysis of dependence of chromosomal aberrations frequency on the age and number of methylated loci in irradiated individuals

Модель	B*	SE (B)	β**	*t*	*p*
Константа	0.022	0.004			
Возраст	–1.1E-4	7.7E–5	–0.138	–1.400	0.165
Суммарное метилирование	0.004	0.002	0.256	2.593	0.011

*Коэффициент линейной регрессии.
**Стандартизованный коэффициент линейной регрессии.

шихся радиационному воздействию в результате профессиональной деятельности. Так, выявлена обратная корреляционная связь между общим уровнем метилированных цитозинов и частотой аберраций хромосомного типа у работников атомной индустрии, подвергшихся комбинированному воздействию излучений с высокой и низкой ЛПЭ [13]. Отмечена также обратная сопряженность между уровнем метилирования *LINE-1* и частотой анеуплоидий по одной и четырем хромосомам у специалистов по радиографии, подвергшихся воздействию редкоионизирующей радиации на производстве (X-лучи, γ-лучи), что, по мнению авторов, свидетельствует о сопряженности снижения метилирования диспергированных повторов с отсроченной индукцией нестабильности генома [14].

В целом зарегистрированные нами изменения генома/эпигенома наблюдались в лейкоцитах периферической крови, продолжительность жизни которых составляет от нескольких дней (гранулоциты) до десятилетий (лимфоциты памяти). Возможные причины выявленных нами как цитогенетических нарушений, включая нестабильные аберрации хромосомного типа, так и эпигенетических модификаций в лейкоцитах крови через годы и десятилетия после облучения уже неоднократно подробно приводились в наших предыдущих публикациях [1, 3–5]. Изложенные объяснения этим двум явлениям имеют много общего, а именно могут быть связаны либо с непосредственным действием радиации на клетки крови и их предшественники – гемопоэтические стволовые клетки или возникать вследствие немишенных и отсроченных эффектов облучения, которое имело место многие годы тому назад.

Следует подчеркнуть, что нами выявлена сопряженность гиперметилирования генов именно с суммарной частотой аберраций хромосомного типа (простые + обменные), а не с уровнем таких сложных обменных хромосомных перестроек, как дицентрики и кольца. Это указывает на многообразие механизмов индукции и причин сохранения выявляемых нарушений генома/эпигенома. Во-первых, скорее всего имеет место передача паттерна метилирования (измененного в результате непосредственного облучения)/радиационно-индуцированных аберраций хромосом от стволовых гемопоэтических клеток их митотическим потомкам. Следует также учитывать, что обследованные индивиды подвергались не только внешнему, но и внутреннему воздействию радиации за счет инкорпорированных в организме радионуклидов, излучение которых спустя много лет после радиационной катастрофы может приводить к индукции повреждений генома/эпигенома не только стволовых клеток, но и лейкоцитов (лимфоцитов), циркулирующих в периферической крови в стадии G_0 [1, 3–5]. К тому же

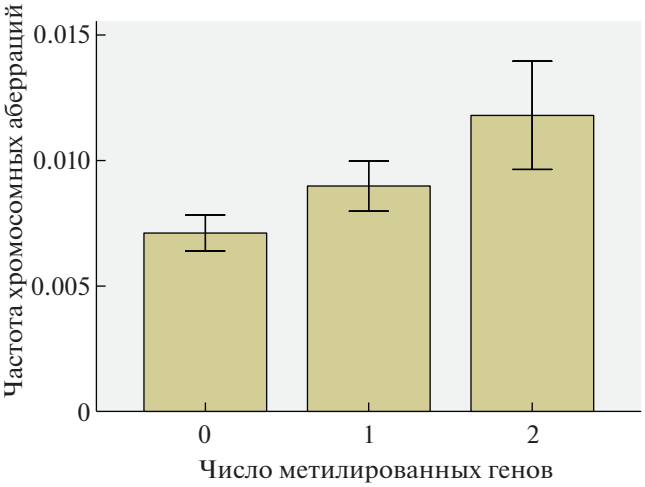

Рис. 1. Частоты хромосомных аберраций (на 1 клетку) у облученных лиц с различным количеством метилированных промоторов. Приведенные разбросы соответствуют стандартным ошибкам (SE).

Fig. 1. The frequency of chromosomal aberrations (per 1 cell) in irradiated individuals with different number of methylated promoters. These variations correspond to standard errors (SE).

возможное наличие в облученном организме “байстэндер” факторов в сыворотке крови, в первую очередь ассоциированных с механизмами хронического оксидативного стресса, и индуцированная отсроченная нестабильность генома, вероятно, объясняют существенный вклад простых аберраций хромосомного типа в рассматриваемую ассоциативную связь. Нельзя исключать и саму нестабильность генома как причину нарушения скоординированности процессов метилирования, в том числе индукции гиперметилирования CpG-островков промоторов ряда генов [3–5].

Хотя остается неясным механизм индукции рассматриваемых эпигенетических нарушений под действием радиации, имеются предположения о его сопряженности со сверхрегуляцией ДНК метилтрансфераз активными формами кислорода, а также рекрутированием этих ферментов к специфическим сайтам репарации ДНК в результате индукции облучением разрывов ДНК [13–16]. На наш взгляд, это в достаточной мере согласуется с вышеприведенными объяснениями наблюдаемой ассоциативной связи поврежденности генома и гиперметилирования CpG-островков промоторов генов у облученных лиц.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, выявлена положительная ассоциативная связь между поврежденностью генома, индуцированной перенесенным десятилетия назад радиационным воздействием в диапазоне малых и средних доз, и гиперметилированием

промоторов генов основных защитных систем клеток. Полученные результаты дают надежду на то, что спектр методических подходов для оценки отдаленных последствий облучения будет существенно пополнен за счет расширения количества тестируемых локусов, необходимого для создания высокоточной прогностической системы биоиндикации радиационного воздействия, имеющей достаточную информативность в оценке риска преждевременного старения и развития сопряженных с ним патологий.

Оценка метилирования у половины обследованных ликвидаторов аварии на ЧАЭС (все русской национальности), обобщение полученных результатов и анализ эпигенетических показателей в зависимости от цитогенетического статуса выполнены в рамках мероприятия научно-технической Программы Союзного государства “Разработка инновационных геногеографических и геномных технологий идентификации личности и индивидуальных особенностей человека на основе изучения генофондов регионов Союзного государства” (“ДНК-идентификация”), государственный контракт № 011-17 от 26.09.2017 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Сусков И.И., Кузьмина Н.С., Балева Л.С., Сипягина А.Е.* Проблема индуцированной геномной нестабильности как основы повышенной заболеваемости у детей, подвергающихся низкоинтенсивному воздействию радиации в малых дозах // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 2. С. 167–177. [*Suskov I.I., Kuz’mina N.S., Baleva L.S., Sipyagina A.E.* Problema inducirovannoj genomnoj nestabil’nosti kak osnovy povyshennoj zabolevaemosti u detej, podvergayushchihsya nizkointensivnomu vozdejstviyu radiacii v malyh dozah // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2006. T. 46. № 2. S. 167–177. (in Russia)].
2. *Нугис В.Ю., Козлова М.Г.*. Проблема связи частоты аберраций хромосом в лимфоцитах периферической крови с риском развития заболеваний, в том числе после действия радиации // Радиац. биология. Радиоэкология. 2017. Т. 57. № 1. С. 18–29. [*Nugis V.Yu., Kozlova M.G.* Problema svyazi chastoty aberracij hromosom v limfocitah perifericheskoj krovi s riskom razvitiya zabolevanij, v tom chisle posle dejstviya radiacii // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2017. T. 57. № 1. S. 18–29 (in Russia)] https://doi.org/10.7868/S0869803116060072
3. *Кузьмина Н.С., Лаптева Н.Ш., Русинова Г.Г. и др.* Гиперметилирование промоторов генов в лейкоцитах крови человека в отдаленный период после перенесенного радиационного воздействия // Радиац. биология. Радиоэкология. 2017. Т. 57. № 4. С. 341–356. [*Kuz’mina N.S., Lapteva N.Sh., Rusinova G.G. i dr.* Gipermetilirovanie promotorov genov v lejkocitah krovi cheloveka v otdalennyj period posle perenesennogo radiacionnogo vozdejstviya // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2017. T. 57. № 4. S. 341–356 (in Russia)] https://doi.org/10.7868/S0869803117040014
4. *Кузьмина Н.С., Мязин А.Е., Лаптева Н.Ш., Рубанович А.В.* Изучение аберрантного метилирования в лейкоцитах крови ликвидаторов аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2014. Т. 54. № 2. С. 1–13. [*Kuz’mina N.S., Myazin A.E., Lapteva N.Sh., Rubanovich A.V.* Izuchenie aberrantnogo metilirovaniya v lejkocitah krovi likvidatorov avarii na ChAES // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2014. T. 54. № 2. S. 1–13 (in Russia)] https://doi.org/10.7868/S0869803114020064
5. *Kuzmina N.S., Lapteva N.Sh., Rubanovich A.V.* Hypermethylation of gene promoters in peripheral blood leukocytes in humans long term after radiation exposure // Environ. Res. 2016. V. 146. P. 10–17. https://doi.org/10.1016/j.envres.2015.12.008
6. WHO. Methods for the analysis of human chromosome aberrations / Eds K.E. Buckton, H.J. Evan. Geneva: WHO, 1973.
7. Biological dosimetry: chromosomal aberration analysis for dose assessment. Technical reports series № 260. Vienna: Int. Atomic Energy, 1986. 69 p.
8. *Сальникова Л.Е., Фомин Д.К., Елисова Т.В. и др.* Изучение связи цитогенетических и эпидемиологических показателей с генотипами у ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 3. С. 303–312. [*Sal’nikova L.E., Fomin D.K., Elisova T.V. i dr.* Izuchenie svyazi citogeneticheskih i epidemiologicheskih pokazatelej s genotipami u likvidatorov posledstvij avarii na ChAES // Radiacionnaya Biologiya. Radioekologiya. 2008. T. 48. № 3. S. 303–312. (in Russia)]
9. *Сусков И.И., Агаджанян А.В., Кузьмина Н.С. и др.* Проблема трансгенерационного феномена геномной нестабильности у больных детей разных возрастных групп после аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 4. С. 466–474. [*Suskov I.I., Agadzhanyan A.V., Kuz’mina N.S. i dr.* Problema transgeneracionnogo fenomena genomnoj nestabil’nosti u bol’nyh detej raznyh vozrastnyh grupp posle avarii na ChAES // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2006. T. 46. № 4. S. 466–474. (in Russia)]
10. *Aghajanyan A., Kuzmina N., Sipyagina A. et al.* Analysis of the genomic instability in offspring of fathers exposed to low doses of ionizing radiation // Environ. Mol. Mutagen. 2011. V. 52. Issue 7. P. 538–546. https://doi.org/10.1002/em.20655
11. *Кузьмина Н.С., Лаптева Н.Ш., Русинова Г.Г. и др.* Дозовая зависимость гиперметилирования промоторов генов в лейкоцитах крови лиц, подвергшихся сочетанному воздействию гамма- и альфа-излучений // Генетика. 2018. Т. 54. Приложение. С. S22–S26. [*Kuz’mina N.S., Lapteva N.Sh., Rusinova G.G. i dr.* Dozovaya zavisimost' gipermetilirovaniya promotorov genov v lejkocitah krovi lic, podvergshihsya sochetannomu vozdejstviyu gamma- i al’fa-izluchenij // Genetika. 2018. T. 54. Prilozhenie. S. S22–S26. (in Russia)]. https://doi.org/10.1134/S0016675818130118
12. *Kuzmina N.S., Lapteva N.Sh., Rusinova G.G. et al.* Dose dependence of hypermethylation of gene promoters in blood leukocytes in humans occupationally exposed to external gamma radiation // Biol. Bull. 2019. V. 46.

№ 11. P. 1563–1569.
https://doi.org/10.1134/S1062359019110062

13. *Lee Y., Kim Y.J., Choi Y.J. et al.* Radiation-induced changes in DNA methylation and their relationship to chromosome aberrations in nuclear power plant workers // Int. J. Radiat. Biol. 2015. V. 91. № 2. P. 142–149. https://doi.org/10.3109/09553002.2015.969847
14. *Cho Y.H., Jang Y., Woo H.D. et al.* LINE-1 Hypomethylation is asso ciated with radiation-induced genomic instability in industrial radiographers // Environ. Mol. Mutagen. 2018. V. 60. № 2. P. 174–184. https://doi.org/10.1002/em.22237
15. *Ding N., Bonham E.M., Hannon B.E. et al.* Mismatch repair proteins recruit DNA methyltransferase 1 to sites of oxidative DNA damage // J. Mol. Cell Biol. 2016. V. 8. № 3. P. 244–254. https://doi.org/10.1093/jmcb/mjv050
16. *O'Hagan H.M., Mohammad H.P., Baylin S.B.* Double strand breaks can initiate gene silencing and SIRT1-dependent onset of DNA methylation in an exogenous promoter CpG island // PLoS Genet. 2008. V. 4. № 8. e1000155. https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1000155
17. *Cuozzo C., Porcellini A., Angrisano T. et al.* DNA damage, homology-directed repair, and DNA methylation // PLoS Genet. 2007. V. 3. № 7. e110. https://doi.org/10.1371/journal.pgen.0030110
18. *Morano A., Angrisano T., Russo G. et al.* Targeted DNA methylation byhomology-directed repair in mammalian cells. Transcription reshapes methylation on the repaired gene // Nucl. Acids Res. 2014. V. 42. № 2. P. 804–821. https://doi.org/10.1093/nar/gkt920

Association Between Hypermethylation of Gene Promoters and Cytogenetic Disturbances in Humans Exposed to Radiation as a Result of the Chernobyl Accident

N. S. Kuzmina[a,#], N. Sh. Lapteva[a], and A. V. Rubanovich[a]

[a] *N.I. Vavilov Institute of General Genetics, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia*

[#] *E-mail: nin-kuzmin@yandex.ru*

The estimation of association between hypermethylation of gene promoters (*RASSF1A*, *p16/INK4A*, *p14/ARF* cell cycle genes and *GSTP1* involved in xenobiotic detoxification) in blood leukocytes and cytogenetic disturbances in humans exposed to radiation as a result of the Chernobyl accident (98 subjects: the accident liquidators liquidators – 76 subjects, adult residents of the territories with radionuclide contamination, 135–688 kBq/m^2 – 22 subjects) was carried out. The results of multiple regression analysis ("frequency of aberrations ~ age + number of hypermethylated genes") demonstrate the correlation of the total level of chromosomal type aberrations with the considered epigenetic disturbances ($\beta = 0.256$; $p = 0.011$), but not with age ($\beta = -0.138$; $p = 0.165$). The frequency of these cytogenetic disorders increases with the number of methylated loci. Thus, a positive association between the damages of genome induced by radiation exposure (the range of small and medium doses) long time ago, and hypermethylation of CpG-islands in promoters of genes involved in the basic protective functions of cells was revealed.

Keywords: hypermethylation, gene promoter, CpG island, blood leukocytes, human body, chromosome aberrations, radiation exposure

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 234–260

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК 539.1.047:581.5:539.163:57.084.2

ЧТО МЫ УЗНАЛИ О БИОЛОГИЧЕСКИХ ЭФФЕКТАХ ОБЛУЧЕНИЯ В ХОДЕ 35-ЛЕТНЕГО АНАЛИЗА ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС?

© 2021 г. С. А. Гераськин[1,*], С. В. Фесенко[1], П. Ю. Волкова[1], Н. Н. Исамов[1]

[1] *Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия*

**E-mail: stgeraskin@gmail.com*

Поступила в редакцию 11.01.2021 г.
После доработки 27.01.2021 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Обобщены результаты многолетних исследований радиобиологических эффектов у растений и животных, населяющих территории, подвергшиеся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС.

Ключевые слова: Чернобыльская АЭС, радиоактивное загрязнение, дозы, биологические эффекты

DOI: 10.31857/S0869803121030061

Крупнейшая в истории атомной энергетики авария на Чернобыльской АЭС не имеет аналогов по количеству попавших в окружающую среду радионуклидов, площади радиоактивного загрязнения и тяжести биологических последствий. Широкомасштабное и неравномерное радиоактивное загрязнение, разнообразие реакций живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного – сделали исследования биологических последствий чернобыльской аварии источником уникальной научной информации. Хотя с момента аварии прошло 35 лет, ее влияние на живую природу ощущается до настоящего времени.

Наибольшему радиационному воздействию подверглись природные и аграрные экологические системы 30-километровой зоны ЧАЭС. Чернобыльская авария произошла в конце апреля – период активного роста и формирования репродуктивных органов, когда растительные сообщества и многие представители мезофауны наиболее радиочувствительны. Максимальное радиационное воздействие на объекты живой природы пришлось на первые 10–20 дней с момента аварии, когда значительный вклад в поглощенную дозу вносили короткоживущие изотопы [1].

При анализе биологических последствий аварии на ЧАЭС выделяют два периода времени, различающиеся по выраженности радиационных эффектов [2, 3]:

– период острого радиационного воздействия (весна-лето 1986 г.), для которого характерны ярко выраженные биологические эффекты на всех уровнях биологической организации – от молекулярно-генетического до экосистемного;

– период хронического радиационного воздействия (с осени 1986 г. – по настоящее время), для которого более характерны эффекты на молекулярно-генетическом и организменном уровнях.

Сразу после аварии в подвергшихся радиоактивному загрязнению районах были начаты исследования, выявившие многочисленные факты радиационного поражения растений и животных. Целью настоящей работы являются обобщение и систематизация результатов этих многолетних исследований.

АГРАРНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Сельскохозяйственные растения

Организменный уровень. У озимой пшеницы на сельскохозяйственных угодьях, где на 15-й день после аварии мощность экспозиционной дозы составляла 7.5 мР/ч, число семян в колосе было ниже, стерильность растений достигала 25%, урожайность составила 10 ц/га [4]. При поглощенной за первый месяц дозе 15 Гр были зафиксированы снижение урожая озимой ржи на 50% и частичная стерильность зерна [5]. В то же время всхожесть семян озимой пшеницы при дозе 10–40 Гр за первый месяц была удовлетворительной (67–95%), морфологические показатели проростков были в пределах нормы.

Бобы сорта Белорусские и горох сорта Уладовский юбилейный выращивали на пяти участках 30-километровой зоны с уровнями загрязнения 60–925 кБк/м^2 по ^{90}Sr и 150–2700 кБк/м^2 по ^{137}Cs, поглощенная доза γ-излучения за 110 дней вегетации в зависимости от участка составляла 0.03–2.5 Гр. Только при максимальной дозе у бобов были зарегистрированы [6] признаки радиационного воздействия: снижение количества соцветий на растение, количества цветков в соцветии, количества цветков с измененным цветом, количества опавших на 70-й день цветков, количества семян в бобах и продуктивности. При дозах 0.03–0.15 Гр частота аберрантных клеток в корешках проросших семян у бобов составляла 1–2%, при 1.1 Гр – возрастала вдвое, при 2.5 Гр – в 8 раз. У гороха регистрировали четырехкратное увеличение частоты аберраций лишь при максимальной дозе (2.5 Гр).

Поражение трех сортов озимой пшеницы в 10-километровой зоне ЧАЭС мучнистой росой и бурой ржавчиной было в 1.5–2.0 раза выше, чем у контрольных растений, и возрастало с увеличением радиоактивного загрязнения почвы [7]. Пониженная устойчивость растений к фитопатогенным грибам сохранялась при выращивании на незагрязненной радионуклидами почве. Возможной причиной снижения устойчивости растений к болезням в условиях хронического облучения является уменьшение активности ингибиторов протеиназ. Таким образом, хроническое облучение снижает устойчивость растений к действию стресса другой природы – биотического. Кроме того, хроническое радиационное воздействие, действуя как мутагенный фактор, ускоряет возникновение новых форм фитопатогенов с повышенной вирулентностью [7, 8].

Генетические эффекты. Частота аберрантных клеток корневой меристемы проростков семян озимых ржи и пшеницы урожая 1986 г. и их нагруженность повреждениями увеличивались вместе с дозой [5, 9]. Статистически значимое превышение спонтанного уровня аберраций зафиксировано при поглощенной дозе 3.1 Гр, угнетение митотической активности – 1.3 Гр, всхожести – 12 Гр [9], т.е. радиационное поражение сельскохозяйственных растений в 1986 г. по основным тестам было сходно с эффектом, индуцированным острым γ-облучением в сопоставимых дозах. Анализ трех последовательных поколений озимых ржи и пшеницы показал, что частота аберрантных клеток в интеркалярной меристеме во втором и третьем поколениях на наиболее загрязненных участках статистически значимо превышала этот показатель для первого поколения [10]. Наиболее вероятное объяснение этого феномена связано с дестабилизацией генома растений, выращенных из подвергшихся радиационному воздействию семян.

Существенная роль генетической нестабильности в формировании отдаленных последствий радиационного воздействия была подтверждена в ходе многолетнего исследования мутационной изменчивости четырех генотипов озимой пшеницы из 10-километровой зоны ЧАЭС. В 1986 г. дозы внешнего облучения растений варьировали в диапазоне 9–20 Гр. В первую вегетацию доля растений с морфологическими аномалиями составила 60–80%, во вторую при самосеве в зоне достигала 60% [6]. У растений, третья вегетация которых проходила в 30-километровой зоне, преобладали частичная и полная стерильность, укороченный колос и др. У растений, выращенных из семян этого поколения на чистой почве, уровень стерильности был в 2–3 раза меньше, но морфологические аномалии (изменения линейных размеров и формы растений, отдельных органов и их количества, окраски, степени кустистости и др.) наблюдались с высокой частотой. Высокий уровень мутагенеза сохранялся на протяжении многих поколений как в условиях 30-километровой зоны, так и на контрольных участках. Аналогично, у потомков сосен, облученных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, обнаружены [11] значительные изменения количественных признаков и возрастание частоты морфологических аномалий. Таким образом, типичные эффекты радиационного воздействия (стимуляция и угнетение развития, аномалии морфогенеза) могут наблюдаться у потомков облученных растений.

Высокая частота нарушений мейоза и процессов формирования мужского гаметофита была обнаружена у ячменя. За период от всходов до микроспоро- и гаметогенеза растения ячменя линии *waxy*, выращивавшиеся на двух экспериментальных участках в г. Чернобыль (4.4×10^{-4} мГр/ч), (2.1×10^{-2} мГр/ч) и в районе пос. Янов ($17.3 \times \times 10^{-2}$ мГр/ч), получили дозы 0.05 сГр, 2.56 сГр и 21.12 сГр соответственно [12]. У растений с первого участка было обнаружено 7.2% стерильных пыльцевых зерен, второго – 35.4%, третьего – почти 90%. На третьем участке выход *waxy*-реверсий составил 0.0452%, на участке 1 – 0.0038%, однако в расчете на единицу дозы частота мутаций была выше на наименее загрязненных участках. Интересно отметить, что при облучении в условиях γ-поля частота *waxy*-реверсий возрастала линейно, а в условиях чернобыльской зоны – экспоненциально [13]. Эти различия связаны с тем, что в условиях радионуклидного загрязнения растения подвергаются воздействию как внешнего, так и внутреннего облучения разными видами (α, β и γ) излучения.

Выраженное влияние хронического облучения на частоту мутаций в клетках зародышевой линии

пшеницы было показано на загрязненных радионуклидами территориях вблизи Чернобыльской АЭС [14]. Хроническое облучение привело к трехкратному увеличению частоты гетерозиготных структурных вариантов в 13 мономорфных микросателлитных локусах. Авторы считают, что такое существенное возрастание частоты мутаций может быть связано с немишенными эффектами облучения [14].

Сельскохозяйственные и домашние животные

Организменный уровень. Радиационные эффекты у сельскохозяйственных животных в условиях аварии на ЧАЭС были связаны главным образом с поражением щитовидной железы из-за накопления в ней радиоактивного йода. Через 240 сут после аварии у коров из Гомельской области (Беларусь) соотношение поглощенных щитовидной железой, слизистой желудочно-кишечного тракта (ЖКТ) и всем телом доз от всех источников облучения составляло 230 : 1.2 : 1 [15]. Дозы на слизистую ЖКТ крупного рогатого скота (КРС) за первый месяц после аварии могли превышать 10 Гр у небольшого количества животных, 7 Гр – у десятков тысяч голов эвакуированного скота и в пределах 1 Гр – у остального поголовья [2]. Зимой 1986–1987 гг. ухудшилось состояние части поголовья, эвакуированного из 30-километровой зоны: увеличился процент падежа, уменьшилось число лейкоцитов в крови. При вскрытии регистрировали повреждение печени, увеличение количества внутреннего жира, увеличение размеров желчного пузыря и селезенки, дистрофию миокарда. В то же время весной 1987 г. клинических признаков радиационного поражения животных не было выявлено.

В июне 1986 г. у КРС и лошадей была выявлена тенденция к снижению β-литической активности крови при дозе внешнего облучения 0.5–0.7 Гр. Содержание животных на территориях с плотностью загрязнения пастбищ ^{137}Cs на уровне 1480 кБк/м^2 приводило к снижению показателей естественной резистентности, при этом у телят бактерицидная активность сыворотки крови снижалась на 2–9%, а активность лизоцима на 11–34%.

Через 7–10 лет после аварии содержание КРС на загрязненной территории (1480 кБк/м^2) сопровождалось снижением показателей естественной резистентности гуморального и клеточного иммунитета. Содержание лизоцима и бактерицидной активности сыворотки крови было ниже на 41.0 и 8.2% соответственно, фагоцитарной активности нейтрофилов – на 13.1% [16].

Степень подавления функций щитовидной железы зависела от полученной дозы (69% снижение при дозе 50 Гр на щитовидную железу, 82% при дозе 280 Гр) [17]. В течение первого месяца в щитовидной железе наблюдали расстройства гемодинамики, гиперемию, отек стромы, полнокровие капилляров, межфолликулярной ткани, кровоизлияния в интерстициальную ткань и в полость фолликулов. В последующие 1.5–2 мес. изменялся объем щитовидной железы, обнаруживали некродистрофические изменения эпителия фолликулов, пикноз ядер, гибель и слущивание эпителиальных клеток, появление тяжей соединительной ткани. Спустя 5 мес. после аварии отмечали уменьшение щитовидной железы в объеме, уплотнение и слоистость на разрезе. При гистологическом исследовании обнаруживали фиброз органа, а спустя 8 мес. отмечали атрофию щитовидной железы с появлением на месте органа тяжей соединительной ткани.

В дальнейшем морфологические изменения в щитовидной железе у животных из разных хозяйств различались по степени выраженности. У КРС в 1987 г. встречали изменения, характерные для коллоидного зоба. Щитовидная железа была увеличена, многие фолликулы растянуты, эпителий уплощен, наблюдали разрывы перегородок фолликулов и слияние их в крупные кисты. У животных из хозяйств Гомельской области в щитовидной железе отмечали изменения, характерные для базедова зоба. Фолликулы железы имели неправильные очертания. Выстилающий их эпителий кубический или призматический, располагался в несколько слоев, образуя сосочковые разрастания. У отдельных животных в те же сроки наблюдали пролиферацию эпителия фолликулов, который разрастался в виде тяжей с формированием мелких фолликулов без коллоида или с небольшим количеством его, образуя паренхиматозный зоб.

Обнаруженные у продуктивных животных в первый год после аварии изменения концентрации тиреоидных гормонов и активности аденилатциклазы носили [18] обратимый характер, что свидетельствует о существовании компенсаторного механизма активации системы цАМФ у животных с пониженной секрецией тиреоидных гормонов при радиойодном поражении щитовидной железы. Степень радиационного поражения щитовидной железы связана с содержанием стабильного йода в рационе. Так, у овец Белорусского Полесья с пониженным уровнем йодного питания происходил интенсивный захват радиоактивного йода щитовидной железой, что способствовало формированию в 2–2.5 раза больших, чем в контроле, доз на этот орган [19].

Через 5 мес. после аварии у овец, вывезенных из окрестностей ЧАЭС через 10 сут после аварии, обнаружены серьезные гематологические изменения в периферической крови, свидетельствующие о том, что все поголовье овец находилось в переходной фазе от подострой к хронической лу-

чевой болезни [2]. Наиболее частым признаком поражения являлись лейкопения (89% животных) и лимфопения (90% животных). У 54% овец отмечены начальная и выраженная формы анемии.

В мае-июне 1986 г. у брошенных животных (собаки, кошки, свиньи) отмечены радиационные ожоги I–II степени с образованием язв, а также эпиляция на ногах и брюхе. У собак диагностировали изменения во внутренних органах и тканях, характерные для хронической лучевой болезни – снижение массы мышечной и жировой ткани, изменения в печени, почках, кишечнике и желудке с кровоизлияниями и локальными некрозами (печень, почки). У кур, помимо изменений в печени, наблюдали атрофию яичников. Явно выраженные изменения в крови, преимущественно в виде лейкопении, а также анемии нормо- и гиперхромного типа, были зарегистрированы у собак, кошек и ежей, отловленных летом 1986 г. на расстоянии 10–20 км от ЧАЭС.

Таким образом, патологические изменения у сельскохозяйственных и домашних животных после Чернобыльской аварии наблюдались в основном в течение первых двух лет на территориях с уровнем загрязнения более 1480 кБк/м^2. В отдаленный период изменения у сельскохозяйственных животных наблюдались на молекулярно-клеточном уровне и носили преходящий характер. Для их проявления важное значение имело несоблюдение зоотехнических и ветеринарно-санитарных правил в животноводческих хозяйствах.

НАЗЕМНЫЕ ПРИРОДНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

Почвенные организмы

Уровень биологических сообществ. Авария на ЧАЭС совпала с наиболее радиочувствительными фазами в развитии обитателей почвы, наступившими с ее весенним прогревом: период размножения и линек беспозвоночных после зимнего оцепенения. Через 2 мес. после аварии большая часть радионуклидов с крон деревьев переместилась в лесную подстилку и оставалась в верхнем 3–5 см слое почвы в течение длительного времени, что предопределило высокие дозы облучения мезофауны. В результате обитающие в лесной подстилке виды мезофауны сильно пострадали на расстоянии 3–7 км от станции, где численность почвенных клещей и находившихся на ранних стадиях развития представителей мезофауны к середине июля 1986 г. сократилась в 30 раз [20]. Значительно меньше, в 2–3 раза, сократилась численность мезофауны в толще пахотных почв, находящихся в этой же зоне.

Радиоактивное загрязнение нарушило процесс нормального воспроизводства почвенных обитателей. Среди почвенного населения сосновых лесов отсутствовали личинки и нимфы мезофауны первых возрастов. Облучение обитателей почвы в дозе 30 Гр вызвала катастрофические (среднее число почвенных обитателей снизилось со 104 до 2.2 индивидуумов на стандартную пробу), 8 Гр – статистически значимые изменения в сообществах мезофауны. У обитателей пахотных почв эти процессы были менее выражены, но численность молодых дождевых червей была в 4 раза ниже, чем на контрольных участках. Даже при дозе 86 Гр на поверхности животные в толще пахотных почв пострадали слабо, так как были хорошо защищены верхним слоем почвы от внешнего β-излучения, вклад которого в общую дозу в 1986 г. составлял 94% [20]. Через год после аварии началось восстановление почвенной фауны леса за счет сохранившихся организмов и активного заселения насекомыми извне. Через 2.5 года общая численность мезофауны восстановилась, но видовое разнообразие на загрязненных радионуклидами участках даже через 10 лет после аварии составляло 80% от доаварийного уровня [21].

Хорошо известна роль почвенной микробиоты, включающей в себя бактерии, микроскопические грибы, археи и вирусы, в накоплении и переносе радионуклидов. Эффекты радиационного воздействия на сообщества этих организмов изучены фрагментарно, что связано со сложностью проведения пробоотбора и оценки состава и динамики таких сообществ. Важнейшую роль в функционировании лесных и луговых сообществ, а также в перераспределении радионуклидов среди компонентов экосистемы, играют микоризообразующие грибы [22, 23]. В районе расположения Чернобыльской АЭС были выделены порядка 2000 штаммов 180 видов грибов, принадлежащих к 92 семействам, и показано снижение видового разнообразия грибов с увеличением дозы облучения, что свидетельствует о различии в радиочувствительности видов внутри сообщества [24, 25]. Предполагается, что меланин играет важную роль в формировании полиморфизма по радиорезистентности, выступая в качестве радиопротектора. До 40% грибов, изолированных из реакторной комнаты Чернобыльской станции, содержали меланин или другие пигменты [24].

Ионизирующее излучение может изменять способность микоризообразующих грибов к колонизации растений. Исследования на территории Брянской области, загрязненной радиоактивными выпадениями после Чернобыльской аварии, продемонстрировали увеличение плотности микоризных корней у двухлетних саженцев сосны при мощностях доз 239.2 и 528.4 мкР/ч, тогда как мощность дозы 737.6 мкР/ч приводила к снижению этого показателя и к снижению тургора живых клеток паренхимы корня [26]. Стимуля-

ция микоризообразующих процессов была показана и для двухлетних саженцев ели при мощностях доз 159.4–541.2 мкР/ч [27].

Недавние прорывы в метагеномике открывают новые возможности для описания структуры прокариотических почвенных сообществ в условиях радионуклидного загрязнения. Было показано, что образцы почвы с низким содержанием ^{137}Cs (~40 кБк/кг), отобранные на территориях, загрязненных в результате аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима, по результатам таксономического анализа кластеризуются совместно [28]. В исследованных метагеномах были идентифицированы 46 генов, наличие которых коррелировало с содержанием углерода, ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве. Большинство данных генов были связаны с ответом микроорганизмов на стресс [28].

Древесные растения

Экосистемный уровень. Наиболее серьезные экологические последствия формировались в случае, когда самые чувствительные компоненты экосистем получали наибольшие дозы. Примером такой ситуации является радиационное поражение хвойных лесов в 10-километровой зоне ЧАЭС. Хвойные деревья характеризуются высокой задерживающей способностью и медленным очищением от выпадающих из атмосферы радионуклидов. Это обусловило аккумуляцию в древесном ярусе 60–90% радиоактивных выпадений [29] и привело к формированию высоких доз, главным образом β-излучения, на апикальную и листовую меристемы.

Было выделено [30] четыре различающиеся степенью радиационного поражения леса зоны:

1) зона летальных эффектов площадью 600 га. Поглощенная доза на 01.06.1986 г. достигала 60–100 Гр. К концу 1987 г., помимо массовой гибели сосновых деревьев, наблюдалось серьезное поражение крон лиственных деревьев – березы и ольхи;

2) зона сублетальных эффектов площадью 3800 га, поглощенная доза 30–40 Гр, в которой усохло 40–75% деревьев. У 90–95% выживших деревьев наблюдался некроз меристем и молодых побегов, высыхание верхней части кроны и подавление роста;

3) зона среднего поражения площадью 11900 га, поглощенная доза 5–6 Гр. Типичными эффектами для этой зоны были подавление роста, частичное опадение хвои с верхней части побегов, повреждение репродуктивных органов;

4) зона слабого воздействия, охватывающая остальные леса 30-километровой зоны, поглощенная доза 0.5–1.0 Гр. В этой зоне у части деревьев наблюдалось подавление роста, на 10–12% увеличилась доля невыполненных семян.

Первые признаки радиационного поражения сосновых лесов – пожелтение и отмирание хвои – появились на площади примерно 100 га через 2–3 нед у деревьев в непосредственной близости от АЭС, где поглощенные хвоей и апикальной меристемой дозы превышали 500 Гр. В течение лета 1986 г. площадь радиационного поражения расширилась в северо-западном направлении до 5 км, серьезное повреждение сосновых лесов наблюдалось на расстоянии до 7 км [30].

Массовая гибель сосновых лесов вокруг Чернобыльской АЭС является ярким примером радиационного поражения на экосистемном уровне и представляет собой убедительное доказательство повышенной чувствительности лесных экосистем (в первую очередь хвойных деревьев) к радиационному воздействию. Гибель сосновых деревьев резко изменила микроклимат на участках пораженного леса. С 1988 г. территория “Рыжего леса” стала постепенно зарастать травой, кустарниками и молодыми лиственными деревьями. Повышение температуры и освещенности поверхностного слоя почвы привело к 3–5-кратному увеличению биомассы травяного покрова [2]. Таким образом, гибель радиочувствительных видов-доминантов (хвойных деревьев) привела к интенсивному развитию более устойчивых к облучению лиственных деревьев, кустарников и травянистых растений.

Организменный уровень. В зоне сублетальных эффектов сосны не формировали доброкачественных семян 5–7 лет после аварии [31]. Острое облучение сосен в 1986 г. в дозах 10–12 Гр вело к массовой гибели пыльников и шишек первого года, в то время как шишки второго года продолжали развитие и достигали нормальных размеров при дозах до 25 Гр [32]. Дозы 1–5 Гр существенно влияли на репродуктивную способность сосны, что проявлялось в снижении числа семян и увеличении фракции невыполненных семян [31]. Период острого облучения совпал с микро- и макроспорогенезом, гаметогенезом и ранним эмбриогенезом сосны, что привело к разнообразным нарушениям семяпочек двух генераций (шишки у сосны развиваются 2 года). При поглощенной дозе 3.8–5.2 Гр наблюдали частичную женскую стерильность (снижение гаметофитной выживаемости опыленных в 1986 г. семяпочек и уменьшение эмбриональной выживаемости семяпочек, опыленных в 1985 г.) [33]. При дозах 7–9 Гр зафиксировано угнетение роста ауксибластов и хвои.

Радиочувствительность ели европейской (*Picea abies* L.) выше, чем сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). Дозы 8–10 Гр вели к отмиранию молодых побегов у елей 25-летнего возраста, а через 2–3 года – к гибели большинства облученных деревьев. У 40-летних елей после облучения в до-

зах 2.5–3 Гр масса побегов уменьшилась на 60%, на 20% снизилась масса 100 хвоинок [30].

До 80% поглощенной в 1986 г. дозы было получено в течение первого месяца после аварии. Процесс лучевого поражения крон хвойных деревьев продолжался до осени 1986 г. Отмирание сосущих и тонких проводящих корней началось во второй половине вегетационного периода 1987 г. К этому времени большая часть радионуклидов с крон деревьев переместилась в лесную подстилку и верхние слои почвы.

Из лиственных деревьев в окрестностях Чернобыльской АЭС наиболее распространены береза, осина, ольха, акация и дуб. Они значительно устойчивее хвойных к радиационному воздействию [34], поэтому поражение крон лиственных деревьев наблюдалось лишь в непосредственной близости от разрушенного реактора [32]. Поражение листьев березы и акации зарегистрировано на участках, где γ-фон превышал 500 мР/ч [4]. У берез, получивших дозы порядка 500 Гр, к середине августа практически полностью погибли молодые побеги, а листья пожелтели и осыпались, осенью был отмечен некроз отдельных ветвей.

С весны 1987 г. началось восстановление деревьев, сохранивших хотя бы небольшую часть хвои. Оно происходило за счет деления более резистентных спящих клеток, частично защищенных от β-излучения покровными тканями. Дозы облучения, после которых наблюдались восстановительные процессы, составляли для сосны обыкновенной 50–60 Гр, для ели европейской – 10–12 Гр [30]. У сосен, подвергшихся облучению в дозах 15–20 Гр, из-за гибели побегов 1986 г. снизилась масса вновь образующейся хвои [32, 35]. Компенсация происходила за счет формирования в 1987 г. более крупной хвои (в 1.5–2.3 раза длиннее, чем на незагрязненных участках) и увеличения продолжительности ее жизни. Снижение прироста побегов по сравнению с контролем в 1987 г. наблюдалось у деревьев, начиная с дозы 0.43 Гр, а полное прекращение роста – при дозе 3.45 Гр [36]. Максимальное снижение прироста наблюдалось в сосновых насаждениях возрастом 40–60 лет [37]. Подавление процессов роста и развития деревьев сопровождалось уменьшением фотосинтетической активности и транспирации [6].

Начало восстановительных процессов сопровождалось массовым появлением морфологических нарушений, обусловленных снятием апикального доминирования, нарушением геотропизма, изменением формы, размеров и количества хвоинок в пучке, нарушениями в порядке закладывания и количества ежегодных побегов, бесхлорофилльными химерами [30, 32, 35]. Морфологические нарушения устойчиво фиксировались, начиная с мощности доз 0.17–0.26 Гр/ч. По содержанию общих и индивидуальных белков, организации генома, особенностям его экспрессии и кариотипу морфологически аномальная хвоя отличалась от контрольной [38]. Аналогичные эффекты в 5-километровой зоне вокруг реактора зафиксированы у лиственных деревьев (гигантизм листьев, изменение формы листовых пластинок) [32]. Аномальный морфогенез сопровождался существенными изменениями в метаболизме клеток [38].

В 5-километровой зоне вокруг разрушенного реактора в 1987 г. часть мужских и женских сережек у березы имела разветвленную и скрученную форму, отмечен некроз пыльников [32]. К середине лета края листьев на этих деревьях приобрели ярко-желтую окраску, середина оставалась зеленой. В верхней части кроны формировались темно-зеленые листья необычно большого размера. В 1988 г. деревья восстановили нормальную окраску и форму листвы. Но даже через 10 лет после аварии радиоактивное загрязнение продолжало оказывать влияние на стабильность процессов в онтогенезе растений. В 1996 г. уровень флуктуирующей асимметрии листовых пластинок белой акации и рябины был положительно связан с плотностью радиоактивного загрязнения [39]. В более отдаленные периоды после аварии хроническое облучение по-прежнему вызывало морфологические изменения в популяциях сосны обыкновенной, включая увеличение уровня флуктуирующей асимметрии и частот некрозов и морфозов [40]. Постепенное снижение мощностей доз на загрязненных территориях ведет к исчезновению морфологических эффектов. Недавнее исследование в Чернобыльской зоне отчуждения свидетельствует об отсутствии влияния хронического облучения на индексы флуктуирующей асимметрии хвои сосны обыкновенной и листьев березы бородавчатой [41].

Генетические эффекты. В первые годы после аварии в популяциях сосны обыкновенной частота мутаций ферментных локусов была в 4–17 раз, а частота клеток с аберрациями хромосом в проростках семян в 1.5–7.2 раза выше, чем в контроле [42, 43]. Частота аберрантных клеток и мутаций ферментных локусов нелинейно зависела от уровня радиоактивного загрязнения, причем на единицу поглощенной дозы при низких уровнях загрязнения (5–10 Ки/км^2) частота мутаций была в 16 раз выше, чем при высоких (400–550 Ки/км^2). В 1987–1990 гг. скорость снижения частоты цитогенетических нарушений в хвое отставала от уменьшения радиоактивного загрязнения местности [36]. Аналогичные результаты были получены и в экспериментах на сельскохозяйственных растениях [10]. У сеянцев семян сосны обыкновенной урожая 1986–1989 гг. не было обнаружено различий по частоте хлорофилльных мутаций, но по некоторым морфологическим му-

тациям обнаружены существенные отклонения от нормы [44].

Даже спустя 30 лет после аварии частота цитогенетических аномалий [45] и мутаций в изоферментных локусах [46, 47] в популяциях сосны обыкновенной статистически значимо превышала контрольный уровень, а генетическая дифференциация популяций определялась в том числе радиационным воздействием [45]. Развивающиеся в условиях хронического облучения популяции сосны характеризовались нарушением присущих фоновым популяциям циклических закономерностей, увеличением вариабельности генетических показателей и тенденцией к снижению во времени частоты цитогенетических нарушений [48]. Однако повышенный уровень мутагенеза не отразился на репродуктивной способности сосны, которая в значительно большей степени определялась погодными условиями в период формирования семян [49]. Уровень полногеномного метилирования ДНК хронически облученных сосен был существенно повышен [50, 51]. Эти данные свидетельствуют о важной роли эпигенетических механизмов в формировании ответной реакции растений на радиационное воздействие.

Генетические и молекулярные исследования выявили сложные регуляторные процессы, координирующие ответ растений на хроническое облучение. Анализ транскриптома деревьев сосны обыкновенной, произрастающих на загрязненных после Чернобыльской аварии территориях, выявил несколько специфичных профилей экспрессии генов, связанных с хроническим радиационным воздействием [52]. У хронически облучаемых деревьев выявили дифференциальную экспрессию генов, продукты которых связаны с модуляцией накопления активных форм кислорода, контролем клеточных повреждений (гистоны и белки теплового шока) и ионного баланса. Также были выявлены изменения в контроле активности мобильных генетических элементов, что может влиять на стратегии поддержания целостности генома деревьев в условиях хронического облучения [52].

Травянистые растения

Уровень биологических сообществ. Гибель – наиболее тяжелое следствие лучевого поражения живого организма, которое в условиях аварии на Чернобыльской АЭС наблюдалось на сравнительно небольших территориях в первые месяцы и годы после аварии. Другие радиобиологические эффекты наблюдались на значительно больших площадях.

Последствия радиационного воздействия в луговых фитоценозах во многом определяются влиянием излучения на репродуктивные органы растений. Частичная и полная стерильность семян наблюдалась при дозах за первый месяц 40 Гр (вика) и 10 Гр (одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg.), резуховидка Таля (*Arabidopsis thaliana* Heynh. L.)) [5]. Стручки мышиного горошка (*Vicia cracca* L.), заселявшего участок с мощностью экспозиционной дозы 2 мР/ч, преимущественно содержали 1–2 горошины. Доля полностью стерильных плодов достигала 7%, эмбриональных летальных мутаций – 13%. На незагрязненных радионуклидами участках эти показатели составляли 4.5 и 3% соответственно [4]. С увеличением мощности дозы γ-излучения статистически значимо снижались всхожесть и масса 1000 семян ежи сборной (*Dáctylis glomeráta* L.) [53]. На участках с высокой плотностью радиоактивного загрязнения это растение выпало из состава фитоценоза. В аналогичных условиях у клевера ползучего (*Trifolium repens* L.), кипрея узколистного (*Chamaenérion angustifolium* L.) и дремы белой (*Siléne latifólia* Poir.) отмечали увеличение доли нежизнеспособной пыльцы на 30% [6]. Эти данные свидетельствуют о том, что радиационное воздействие способно менять структуру фитоценоза за счет угнетения развития и снижения репродуктивной способности радиочувствительных видов. Результатом этих процессов являются снижение биоразнообразия и изменение доминантности видов.

Действительно, плотность травянистого покрова вблизи поселка Янов (30-км зона ЧАЭС) в 1987 г. сократилась с 740 до 310 экземпляров/м^2 по мере увеличения мощности экспозиционной дозы γ-излучения с 50 до 3500 мР/ч [4]. При этом число радиочувствительных видов сокращалось с ростом дозы, а радиоустойчивых – возрастало из-за ослабления межвидовой конкуренции. Резкое сокращение числа видов растений на второй год после аварии наблюдали начиная с мощности дозы γ-излучения 80 мР/ч. Видовое разнообразие по сравнению с доаварийным периодом не восстановилось к 1990 г.; доля радиочувствительных видов в фитоценозе снизилась к 1998 г. примерно в 4 раза.

Организменный уровень. Сообщества травянистых растений чернобыльской зоны характеризуются большим разнообразием видов и широким диапазоном радиоустойчивости. Полученные в первый период аварии дозы на критические органы травянистых растений на наиболее загрязненных участках 30-километровой зоны ЧАЭС были достаточны для формирования широкого спектра биологических эффектов, включая стерильность, снижение продуктивности и даже гибель отдельных растений [3].

Основной вклад в поглощенные травянистыми растениями дозы вносило β-излучение, на до-

лю γ-излучения приходилось 5–10% [2, 54]. Две трети поглощенной растениями дозы было получено в первый месяц после аварии. Поверхностное расположение апикальной и листовой меристем делает растения особенно чувствительными к радиоактивным выпадениям. Поэтому формирующиеся в этих критических тканях поглощенные дозы существенно превышают дозы, полученные населяющими ту же экосистему животными [55].

Эксперименты с бобами и горохом в контролируемых условиях показали, что сопоставимый по уровню эффект соответствует дозам хронического γ-облучения, в 10 раз превышающим наблюдавшиеся в условиях чернобыльской зоны [6]. Этот вывод согласуется с данными о том, что в настоящее время в чернобыльской зоне 70–95% дозы растения и животные получают за счет внутреннего облучения [6]. Такое соотношение вкладов внешнего и внутреннего облучения в поглощенную растениями дозу может быть причиной многочисленных несоответствий биологического эффекта и дозы внешнего облучения, наблюдавшихся в полевых исследованиях чернобыльской зоны. Это происходит из-за того, что при поступлении в растения многие радионуклиды концентрируются в зонах роста, где происходит активное деление клеток [56]. Поэтому реальные дозовые нагрузки на наиболее чувствительные ткани растений – меристемы – могут на порядок превышать оценки доз, рассчитанных из предположения о равномерном распределении радионуклидов.

Тератогенные эффекты у травянистых растений фиксировали начиная с 1987 г. У разных видов растений описаны изменения размеров (увеличение, уменьшение) отдельных органов, их формы (морщинистость, скручиваемость, искривления, асимметрия, сращивание и расщепление, утолщение и утончение), окраски, нарушение ветвления и порядка листорасположения, преждевременное опадение листьев, хвои, цветков и др. В 1987 г. морфозы наблюдали начиная с мощности экспозиционной дозы γ-излучения 20–30 мР/ч на 10 мая 1986 г. [5]. Чаще всего встречались фасциация и ветвление стеблей, махровость, изменение соцветий, окраски и размеров листовых пластинок и цветов. При мощности дозы 75–150 мР/ч наблюдали усиление вегетативного размножения вереска и гигантизм отдельных видов растений. Нехарактерные опухолевидные образования наблюдали у ястребинки постенной и зонтичной, малины красной и ежевики [6]. В популяциях осота полевого, на пятый год после аварии, когда мощность экспозиционной дозы снизилась в 3 раза до 0.16 мА/кг, 80% растений имели опухолевидные разрастания на основных и боковых побегах. При выращивании собранных в чернобыльской зоне семян подорожника ланцетолистного в контролируемых условиях теплицы обнаружена повышенная частота тератогенных изменений, главным образом в строении соцветий [57]. В отдаленный период после аварии выращенные в лаборатории потомки растений резуховидки Таля, мощности дозы для которых составляли 3–100 мкГр/ч, не проявляли изменений морфометрических параметров и активности антиоксидантных ферментов [58].

Генетические эффекты. Первые четыре года после аварии частота клеток с аберрациями хромосом в проростках скерды кровельной (*Crepis tectorum* L.) нелинейно зависела от плотности радиоактивного загрязнения [54, 59]. Через 3 и 4 года после аварии наблюдали корреляцию между частотой клеток с аберрациями и частотой проростков с аномальным кариотипом. Нелинейная зависимость между цитогенетическим эффектом и мощностью дозы отмечена на том же объекте и в исследованиях в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа [60], но аномальных кариотипов обнаружено не было. Не было найдено измененных кариотипов и спустя 7 лет после аварии на ЧАЭС в загрязненных радионуклидами районах Брянской области [59], хотя частота аберрантных клеток на некоторых участках была даже выше, чем в 30-километровой зоне.

Посевы сои в течение 8 лет (2007–2014 гг.) выращивали на участке 30-километровой зоны, где мощность дозы достигала 30.3 мкГр/ч. В 2015 г. собранные в чернобыльской зоне семена посеяли на незагрязненном радионуклидами участке. Анализ потомков растений из чернобыльской зоны показал серьезные нарушения фотосинтетического аппарата и накопление снижающих приспособленность наследуемых изменений в течение всех лет выращивания растений на загрязненных территориях [61].

В отдаленный период после аварии (2019–2020 гг.) в зоне отчуждения были исследованы генетические, биохимические и физиологические параметры травянистых растений, принадлежащих к разным семействам: пастушьей сумки обыкновенной (*Capsella bursa-pastoris* L.), клевера ползучего, одуванчика лекарственного, ежи сборной и водосбора обыкновенного (*Aquilegia vulgaris* L.). Радиационное воздействие (0.27–12.5 мкГр/ч) изменяло концентрации абсцизовой кислоты и окислительно-восстановительный баланс в тканях облученных растений, влияло на фотосинтетический аппарат. При этом наблюдаемые биохимические и физиологические изменения являлись видоспецифичными [62]. В популяциях пастушьей сумки было проведено секвенирование транскриптома, подтвердившее ранее выявленные в работах на сосне обыкновенной закономерности [52], свидетельствующие о важной роли

гистонов и шаперонов в адаптации растений к хроническому облучению.

Млекопитающие

Информация о радиационных эффектах у представителей животного мира в условиях Чернобыльской катастрофы более фрагментарна и менее достоверна. Это связано с мобильным образом жизни животных, что значительно усложняет экспериментальную работу с ними и одновременно делает гораздо менее точной оценку полученных доз.

Популяционный уровень. Среди животных наиболее радиочувствительным классом являются млекопитающие. На радиоактивно загрязненной в результате аварии на ЧАЭС территории самым распространенным семейством млекопитающих были мышевидные грызуны. Эти животные, в силу высокой численности и плодовитости, быстрой смены поколений, а также обитания в верхних горизонтах почвенного покрова, где формируются наиболее высокие дозы, являются удобной моделью для изучения радиоэкологических эффектов. Поэтому неудивительно, что именно для этого семейства млекопитающих были получены наиболее представительные данные об обусловленных аварией на ЧАЭС эффектах.

Весной 1986 г. уровень радиационного воздействия был настолько высок, что мог привести к массовой гибели мышевидных грызунов на наиболее загрязненных участках вокруг ЧАЭС [63]. Осенью 1986 г. численность мышевидных грызунов на наиболее загрязненных участках вокруг Чернобыльской АЭС была в 2–10 раз ниже их численности на незагрязненной радионуклидами территории [64]. В первые годы после аварии радиационное воздействие привело к сокращению продолжительности жизни и другим проблемам со здоровьем, однако мощный репродуктивный потенциал мышевидных грызунов позволил быстро восстановить численность популяций. Весной 1986 г. на наиболее загрязненных участках количество новорожденных мышат составляло лишь 15% от этого показателя на незагрязненных радионуклидами участках. В октябре 1986 г. эмбриональная смертность у рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) составляла 34% (в норме 6%) [32]. Если осенью 1986 г. на загрязненных радионуклидами участках рождаемость была снижена на 30%, то весной 1987 г. это различие уменьшилось до 12%. К весне 1987 г. численность животных на загрязненных участках восстановилась главным образом за счет миграции с окружающих территорий. В последующие годы (1994–1995) снижения численности и биологического разнообразия в популяциях мышевидных грызунов, населяющих даже наиболее загрязненные участки чернобыльской зоны, зафиксировано не было [65].

Организменный уровень. В 1986–1992 гг. была изучена динамика процессов поражения и восстановления кроветворной системы полевок-экономок, населяющих контрастные по уровню радиоактивного загрязнения участки 30-километровой зоны ЧАЭС [66]. К началу отлова зверьков (осень 1986 г.) γ-фон на расположенном в 5 км к югу от ЧАЭС участке составлял 4–6 мР/ч, поглощенная доза от внешнего γ-облучения – 1 Гр. Другой участок был расположен в 20 км к юго-западу от ЧАЭС, мощность γ-фона – 0.8 мР/ч, поглощенная животными доза – 0.02 Гр. В 1986 г. вклад β-излучения в поглощенную дозу был в 2–5 раз выше, чем γ-излучения, вклад инкорпорированных радионуклидов – на 1–2 порядка ниже, чем внешнего облучения [67]. В 1987–1992 гг. уровень внешнего облучения существенно снизился, а вклад инкорпорированных радионуклидов в поглощенную дозу возрос [68].

У обследованных зверьков, несмотря на внешне благополучное состояние, были выявлены многочисленные и разнообразные изменения красной и белой крови, а также внутренних органов. Заметные изменения кроветворной системы были обнаружены через 5–6 мес. после аварии [66]. Они сохранились и даже усугубились в последующие годы в ряду поколений животных. Более 20% полевок имели выраженные признаки гиперхромной макроцитарной анемии, что является типичным проявлением острой лучевой болезни. У 20% зверьков обнаружены признаки гипохромной анемии, выявлено пониженное содержание гемоглобина и ретикулоцитов, что свидетельствует о депрессии эритропоэза. Количество лейкоцитов в единице объема ткани полевок с наиболее загрязненного участка в год аварии почти в 2 раза, а в 1987 г. в 1.5 раза превышало контроль. В последующие годы (1988–1992) у новых поколений животных количество форменных элементов белой крови снизилось до 60% от нормы.

В ходе гистологического анализа срезов костного мозга полевок не было выявлено структурных изменений, способных повлиять на кроветворную функцию [66], и признаков заболеваний крови опухолевой природы [67], однако частота клеток с микроядрами была статистически значимо выше контрольного уровня. Красная пульпа животных находилась в напряженном состоянии. Содержание лимфоидных клеток в белой пульпе было на 45–50% ниже физиологической нормы [66]. Сопоставление полученных данных с результатами лабораторных экспериментов показало, что гистоморфологическое состояние селезенки у большинства полевок из 30-километро-

вой зоны ЧАЭС соответствует лучевому заболеванию средней тяжести.

Печень обеспечивает химический гомеостаз организма и определяет его устойчивость к неблагоприятным воздействиям. Клетки печени накапливают скрытые повреждения, проявляющиеся при стимуляции пролиферации. Паренхима полевок-экономок из 30-километровой зоны имела на срезах мозаичную структуру [69]. Одновременно наблюдали как свойственные первичной реакции организма на острое облучение изменения, так и деструкцию ткани, характерную для хронической лучевой патологии. Об усилении процессов физиологической регенерации свидетельствовало увеличение числа двуядерных гепатоцитов в интактных тканях. В норме у полевок-экономок, в зависимости от возраста, двуядерные гепатоциты составляют 12–18%, у полевок из 30-километровой зоны до 1989 г. их доля составляла 71–100%, в последующие годы – 65–92%. В печени полевок накапливались патологические митозы, причем если до 1989 г. преобладали связанные с аберрациями хромосом аномалии, то в последующие годы – клетки с патологией митотического аппарата.

У отловленных в 1987 г. полевых мышей, полевок-экономок и полевок обыкновенных (мощность экспозиционной дозы в местах отлова 0.02–200 мР/ч, вклад β-излучения превышал вклад γ-излучения в 34–37 раз) были обнаружены множественные деструктивные поражения печени, обедненность липидов антиоксидантами, падение доли фосфолипидов в сумме общих липидов и угнетение процессов дегидрирования [70]. Отсутствовала связь между изменением биохимических и биофизических параметров, выраженностью дегенеративных изменений в гепатоцитах и мощностью экспозиционной дозы. Даже спустя 5 лет после аварии у полевок-экономок с тех же участков изменения в составе фосфолипидов печени сохранились, хотя были и не столь выражены [71].

У полевок из 30-километровой зоны ЧАЭС была увеличена ширина коры надпочечников за счет гипертрофии пучковой зоны, вырабатывающей гормоны глюкокортикоидного типа, и уменьшены размеры клубочковой зоны, продуцирующей гормоны минералкортикоидного типа. Было отмечено появление клеток с пикнотическими ядрами, повышение митотической активности клеток пучковой и клубочковой зон, увеличение числа диплоидных и полиплоидных клеток. Гипертрофия коры надпочечников прослеживалась у полевок из 30-километровой зоны ЧАЭС в течение 5 поколений после аварии [67]. У отловленных в сентябре 1986 г. в 4–5 км к югу от ЧАЭС полевок (мощность экспозиционной дозы в местах отлова 7–12 мР/ч) содержание катехоламинов в надпочечниках было статистически значимо ниже, а активность протеинкиназ статистически значимо выше, чем в контрольной популяции [72].

В первые годы после аварии в щитовидной железе полевок, как и в надпочечниках, наблюдали главным образом некротические изменения. Были зафиксированы участки деструкции, дистрофические изменения, локальные скопления лимфоидных элементов, гипертрофия и гиперплазия клеток, пикноз ядер [67]. У первого послеаварийного поколения полевок (1987 г.) в щитовидной железе увеличилось количество дегенерирующих фолликулов. Если в первые годы после аварии наблюдали высокую функциональную активность щитовидной железы, то в последующие была отмечена тенденция к разделению органа на активно функционирующие и гипофункционирующие зоны, сопровождающаяся деструкцией фолликулов и частичным разрушением тиреоцитов. Такие процессы ведут к нарушению метаболизма тиреоидных гормонов и возникновению парадоксального состояния одновременного гипер- и гипотиреоза. Попытка связать эти морфологические изменения с мощностью дозы внешнего γ-облучения на разных участках и в разные годы исследования не дала результатов. Однако даже в 2016–2017 гг. существовала статистически значимая отрицательная корреляция уровня радиационного воздействия с относительной массой мозга и почек и положительная – с относительной массой сердца [73]. В то же время масса легких, селезенки и печени не коррелировала с уровнем хронического облучения.

Генетические эффекты. Частота аберраций хромосом в клетках костного мозга рыжих полевок, популяции которых в 1986–1992 гг. обитали в загрязненных в результате аварии на ЧАЭС районах Беларуси (плотность радиоактивного загрязнения стационаров по ^{137}Cs 8–1526 кБк/м^2), возрастала по мере увеличения плотности радиоактивного загрязнения [74]. На стационарах с плотностью радиоактивного загрязнения 220–1526 кБк/м^2 частота аберраций хромосом в течение всего периода исследований (за это время сменилось 14 поколений животных) превышала контрольный уровень в 3–7 раз и характеризовалась тенденцией к росту во всех обследованных популяциях. Большинство аберраций в клетках костного мозга были хроматидными. На сильно загрязненных стационарах нагруженность поврежденных клеток аберрациями была выше, а аберрации хромосомного типа (парные фрагменты, робертсоновские транслокации, инверсии) встречались чаще, чем у животных в контроле. Однако корреляционный анализ не показал статистически значимой связи частоты аберраций хромосом с плотностью радиоактивного загрязнения или

мощностью экспозиционной дозы. Выполненная позже реконструкция поглощенных полевками доз и анализ их связи с наблюдаемыми эффектами позволили предположить, что дозы в диапазоне 20–50 мГр индуцировали у животных генетическую нестабильность, а дозы 51–356 мГр – радиоадаптивный ответ [75]. Выращенное в условиях вивария потомство отловленных на экспериментальных участках полевок характеризовалось столь же высоким уровнем цитогенетических нарушений, как и животные из загрязненных радионуклидами районов.

В исследованных популяциях зарегистрированы высокие частоты полиплоидных клеток в костном мозге рыжих полевок, превышающие доаварийный уровень на 1–3 порядка [76]. Продемонстрирована зависимость их частоты от концентрации инкорпорированных в тушках радионуклидов. Обнаружен статистически значимый рост частоты геномных мутаций во времени вплоть до 1991 г. (12-е послеаварийное поколение животных). Даже у 21–22 поколений животных (1996 г.) была выявлена повышенная частота микроядер в полихроматофильных эритроцитах (ПХЭ) [77]. В то же время в работе [78] не обнаружено увеличения частоты микроядер в ПХЭ у полевок, населяющих наиболее загрязненные радионуклидами участки рядом с Чернобыльской АЭС.

У отловленных в 1986–1991 гг. в 30-километровой зоне ЧАЭС домовых мышей были исследованы [79, 80] генетические нарушения в половых и соматических клетках. В 1986 г. мощность экспозиционной дозы на поверхности почвы участков составляла 0.02–200 мР/ч. Суммарные поглощенные дозы внешнего облучения семенников более чем вдвое превышали дозу от γ-излучения, доля внутреннего облучения составляла не более 10%. Интегральные дозы облучения самцов, отловленных в 1986–1987 гг., составляли 3–4 Гр в месяц. У животных, населяющих участки с большей плотностью радиоактивного загрязнения, частота аберраций хромосом и клеток с микроядрами в ПХЭ костного мозга была выше, однако зависимость эффекта от мощности экспозиционной дозы отсутствовала. Встречаемость клеток с микроядрами в ПХЭ была примерно на порядок ниже частоты аберрантных клеток. Частота клеток с микроядрами у изученных типов соматических клеток была одного порядка, хотя при анализе нормохромных эритроцитов периферической крови можно было ожидать накопления повреждений за весь период экспозиции, в отличие от ПХЭ клеток костного мозга, где эффект обусловлен полученной за клеточный цикл дозой. Различия в степени загрязнения участков были значительно выше, чем различия по наблюдаемым эффектам.

Только два самца с максимально загрязненного участка из 250 оказались необратимо стерильными, у части самцов наблюдалась временная стерильность. Эмбриональная смертность была повышена лишь в потомстве самцов, отловленных на максимально загрязненных участках. Различий по частоте аномальных головок спермиев у самцов в зависимости от степени загрязнения участков и года отлова не было обнаружено. Лишь у некоторых самцов с наиболее загрязненного участка отмечено снижение массы семенников. Частота реципрокных транслокаций в сперматоцитах имела тенденцию к повышению с ростом мощности дозы, но в популяциях мышей, гетерозиготных по рецессивным летальным мутациям, падала с увеличением прошедшего после аварии времени, т.е. накопления мутаций со временем не происходило. Это позволяет полагать, что относительно высокий уровень гетерозигот по рецессивным летальным мутациям в 1986–1987 гг. в значительной степени связан с радиационным воздействием. Отсутствие накопления гетерозигот в популяции с течением времени, несмотря на хроническое радиационное воздействие, вероятно связано с избирательной гибелью несущих генетические нарушения клеток.

У отловленных в 30-километровой зоне ЧАЭС (мощность экспозиционной дозы на экспериментальных участках в 1986 г. 0.03–300 мР/ч) полевок-экономок, рыжих полевок и полевых мышей максимальную частоту аномальных головок спермиев наблюдали в первые два года после аварии [81, 82]. Частота микроядер в 1986–1989 гг. была статистически значимо выше, чем в последующие годы. Только в этот период встречались множественные микроядра (до 10–14 на клетку), пульверизация ядра, очаговое поражение клеток. Максимальная частота нарушений отмечена у полевки-экономки, минимальная – у полевой мыши. Через 5–6 лет после аварии частота генетических нарушений в половых и соматических клетках снизилась до спонтанного уровня. В 1994–995 гг. даже у мышевидных грызунов, населяющих наиболее загрязненные радионуклидами участки чернобыльской зоны, не обнаружено повышенной частоты атипичных хромосом [65].

Сравнение спектра мутаций у трех видов полевок, пойманных в 30-километровой зоне ЧАЭС, показало, что эволюционно наиболее молодой вид – полевка обыкновенная (*Microtus arvalis* Pallas) характеризовался повышенной частотой анеуплоидных клеток [83]. Клетки эволюционно наиболее древнего вида – полевки экономки (*Microtus oeconomus* Pallas) характеризовались повышенной стабильностью хромосомного аппарата.

Птицы

Организменный уровень. Информация о влиянии радиационного воздействия на птиц основывается на многолетних исследованиях научной группы под руководством A.P. Møller и T.A. Mousseau. Несмотря на то что дозиметрия и дизайн экспериментов этой научной группы вызывают серьезные вопросы у других исследователей [84, 85], полное отсутствие информации из альтернативных источников о радиационных эффектах у птиц чернобыльской зоны вынуждает нас использовать данные этих исследователей. У ласточек из чернобыльской зоны был обнаружен [86] пониженный уровень лейкоцитов и иммуноглобулинов, а также пониженная масса селезенки, что свидетельствует о пониженной способности к формированию иммунного ответа. В выборке из 1669 птиц, отловленных в течение 2010–2012 гг. на восьми участках в зоне Чернобыльской аварии (амбиентная доза составляла 0.02–200 мкЗв/ч), зарегистрировали повышенное число случаев частичного альбинизма перьев и повышенную частоту опухолевых образований [87]. Исследование эякулятов нескольких десятков видов диких птиц, гнездящихся в районах с разным уровнем радиоактивного загрязнения в зоне Чернобыльской аварии, показало, что частота аспермии у самцов логарифмически росла с увеличением уровня дозы. На загрязненных территориях 18.4% самцов не имели спермы, тогда как в контрольных незагрязненных районах подобное наблюдали только у 3.0% самцов [88].

Генетические эффекты. При помощи кометатеста были оценены уровни повреждения ДНК в клетках крови ласточек (*Hirundo rustica* L.), отловленных на разных участках в зоне Чернобыльской аварии. Повреждения ДНК были более выраженными у птиц, обитающих на участках с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения [89]. Концентрация метаболитов активных форм кислорода в крови взрослых ласточек была увеличена на радиоактивно загрязненных участках [90].

Пресноводные организмы

Организменный уровень. При оценке радиоэкологических последствий для водоемов наибольший интерес представляют рыбы – самые радиочувствительные организмы из холоднокровных гидробионтов. К моменту аварии водоем-охладитель ЧАЭС населяли более 30 видов рыб. Полученные ими дозы зависели от субстрата, на котором происходило развитие икры, продолжительности эмбриогенеза, а при переходе на самостоятельное питание – от характера трофики. У хищных видов концентрация цезия в тканях и органах была на порядок больше, чем у фитофагов [32]. Исходя из этих критериев, к критическим видам в пруде-охладителе можно относить судака и жереха. Согласно оценкам [32], поглощенные некоторыми распространенными в водоеме-охладителе видами рыб дозы, накопленные с момента аварии до 1995 г., составили 10–17 Гр. Уровень флуктуирующей асимметрии числа лучей в грудных плавниках молоди судака 1986 г. был в 30 раз выше, чем в контроле [91]. Изменчивость морфометрических показателей у потомства карпа, густеры и толстолобика была значимо выше, чем у родителей [92]. У рыб, икра которых основную дозу получает от накапливающих радионуклиды водных растений, были отмечены нарушения в системе крови (серебряный карась), репродуктивной системы (окунь и карп), а также цитогенетические аномалии (карп) [93]. В Киевском водохранилище, где дозы были ниже, изменчивость морфологических признаков у этого вида рыб не выходила за пределы видового диапазона.

Незадолго до аварии водоем-охладитель ЧАЭС стал использоваться для разведения промысловых видов рыб. Радиационное воздействие привело к повышенной частоте аномалий репродуктивной системы населяющих водоем-охладитель рыб. Находившиеся в садках пруда-охладителя в момент аварии мальки белого толстолобика к 1988 г. достигли половой зрелости, накопленная с момента аварии к 1991 г. доза составила 9–11 Гр [94, 95]. Часть толстолобиков (5.6%) была полностью стерильна (в контроле – 0.25%), у 15.4% отмечена частичная стерильность [94]. Асимметричное развитие гонад наблюдали у 11.2% особей (в контроле – 2.9%). Среди других аномалий репродуктивных органов можно выделить разрушение стенок семенных канальцев, разрастание соединительной ткани, деструктивные изменения половых клеток. Однако, поскольку плодовитость самок превышала контрольную на 40%, деструктивные изменения затрагивали лишь часть потомства. Доля оплодотворенных икринок составляла 94%, из них с аномалиями развития – 11% [95]. Удельная активность ^{137}Cs в овулировавшей икре составляла 15 кБк/кг. В потомстве толстолобика отмечены замедление темпов роста, повышенная вариабельность линейных и весовых показателей, увеличение числа особей с нарушением морфологии половых желез и клеток, деструктивными изменениями ооцитов, сперматогониев и сперматоцитов, появление бисексуальных и стерильных особей. У самцов нарушения воспроизводительной системы были выражены сильнее [95]. В 2015 г. анализ последствий облучения рыб из семи озер чернобыльской зоны показал, что репродуктивная система окуня более чувствительна к радиационному воздействию, чем у плотвы [96]. У этого вида в наиболее загрязненных озерах наблюдали положительно корре-

лирующую с мощностью дозы задержку развития гонад.

Особенно сильное радиационное воздействие испытали бентосные организмы, в частности, моллюски. Удельные активности радионуклидов у населяющих пруд-охладитель ЧАЭС моллюсков достигали 410 Бк/г [32]. В этих популяциях в 1986–1987 гг. было выявлено [91] состояние депрессии, но к 1991 г. ситуация выровнялась. Исследование морфологической и генетической дифференциации в семи популяциях *Dreissena polymorpha* (Pallas), населяющих водоем-охладитель ЧАЭС и прилегающие водоемы, не выявило статистически значимого эффекта облучения на структуру популяции [97]. Отсутствие связи флуктуирующей асимметрии морфологических показателей [98], плодовитости, массы выводка и доли дающих потомство самок [99] с уровнем радиационного воздействия спустя 30 лет после Чернобыльской аварии было обнаружено в популяциях водяного ослика (*Asellus aquaticus*) из шести озер чернобыльской зоны, мощность поглощенной дозы в которых менялась в диапазоне 0.06–27.1 мкГр/ч.

Генетические эффекты. В семи популяциях бурых лягушек, населяющих загрязненные радионуклидами районы Беларуси (радиоактивное загрязнение участков менялось в пределах 180–2330 кБк/м^2 по ^{137}Cs и 3.7–280 кБк/м^2 по ^{90}Sr), частота аберрантных метафаз и нагруженность клеток костного мозга аберрациями были статистически значимо выше контроля [100, 101]. Спектр аберраций указывал на радиационную природу выявленных аномалий. В качестве контрольных были выбраны популяции из Березинского биосферного заповедника и из прибрежной зоны Заславского водохранилища. Снижения уровня цитогенетических нарушений в 1989 г. по сравнению с 1986 г. не обнаружено. Только в первые годы после аварии наблюдалась [102] связь между уровнем цитогенетических нарушений в клетках костного мозга и накоплением остеотропных радионуклидов в теле животных, после 1990 г. статистически значимая связь частоты цитогенетических нарушений с накоплением отдельных радионуклидов и общей дозовой нагрузкой отсутствовала. В популяциях бурых лягушек из загрязненных радионуклидами районов до 1991 г. число микроядер в эритроцитах периферической крови было выше, чем в контроле. Уменьшение с течением времени плотности радиоактивного загрязнения сопровождалось увеличением частоты аберраций на единицу дозы в 5–6 раз, т.е. наблюдавшееся в 1990–1994 гг. снижение частоты аберрантных клеток в костном мозге не соответствовало снижению дозовых нагрузок [102]. После острого γ-облучения в дозе 2 Гр не наблюдалось [103] различий по частоте цитогенетических нарушений в клетках костного мозга животных из контрольного и радиоактивно загрязненного участков. Обитающие на загрязненных радионуклидами территориях животные отличались от контрольных частотой клеток костного мозга с повреждением хроматина и скоростью процессов апоптоза после дополнительного радиационного воздействия [104]. В ходе проведенного в 1988–1991 гг. обследования 2500 лягушек двух видов из 13 биотопов были обнаружены семь особей с новообразованиями костной ткани, пять из них были отловлены в окрестностях г. Чериков Могилевской области [105]. В последующие годы опухоли не были зарегистрированы. Судя по размерам лягушек с опухолями костной ткани, все они в момент аварии были в возрасте одного года и находились в стадии ускоренного роста.

РАДИОАДАПТАЦИЯ

Переселение людей из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС и прекращение там хозяйственной деятельности резко снизило антропогенное воздействие на экосистемы, существенно затруднив тем самым выявление адаптивных реакций живой природы к характерным для чернобыльской зоны повышенным уровням радиационного воздействия. Тем не менее существует ряд хорошо документированных примеров радиоадаптации в популяциях растений и животных.

Возможности и темпы адаптации природных популяций к повышенным уровням радионуклидного загрязнения определяются двумя группами факторов:

– пластичностью вида (занимаемой экологической нишей, чувствительностью к радиационному воздействию, способом размножения, структурно-функциональным состоянием генома и др.);

– спецификой радиоэкологических условий обитания, определяющей дозовые нагрузки от внешнего и внутреннего облучения, наличием в среде обитания дополнительных экологических факторов, способных модифицировать радиационные эффекты.

Чувствительность семян урожая 1997 г. из хронически облучаемых популяций сосны к дополнительному γ-облучению (критерий – частота клеток с аберрациями хромосом) зависела от уровня радиоактивного загрязнения участков – чем выше уровень радиоактивного загрязнения, тем больше устойчивость выращенных на этих участках семян к дополнительному радиационному воздействию [43]. Необходимо отметить, что уровни радиоактивного загрязнения на обследованных участках различались в 100 раз, а радиоустойчивость семян возросла всего в 1.7 раза. Анализ изоферментного полиморфизма показал

[31], что в популяциях сосны, получивших в первый период аварии дозы более 1 Гр, по ряду локусов наблюдался гаметический отбор против аллеля F, что вело к нарушению сегрегации аллелей у гетерозиготных деревьев. Обнаруженный отбор имеет однолокусный характер, не ведет к гаметической интеграции генома, но приводит к изменению генетической структуры семенного потомства. Обусловленные хроническим радиационным воздействием изменения генетической структуры в потомстве сосны обыкновенной сохранялись даже спустя 25 лет после аварии [46].

С 1986 г. в 30-километровой зоне ЧАЭС в течение шести лет исследовали динамику мутационного груза в популяциях резуховидки Таля [54, 106]. Мощность дозы на участках менялась в пределах 0.02–40 мР/ч. Первые 2–3 года после аварии, несмотря на резкое снижение мощности дозы, частота эмбриональных летальных и хлорофилльных мутаций в популяциях резуховидки увеличивалась. В последующие годы частота летальных мутаций снизилась, но и в 1992 г. в 4–8 раз превышала спонтанный уровень. На протяжении всех шести лет исследования высокие дозы индуцировали меньше мутаций на единицу дозы, чем низкие. В популяциях резуховидки, населяющих участки с высоким уровнем радиоактивного загрязнения, генетическое разнообразие снижалось со временем [107]. Семена из этих популяций характеризовались повышенной устойчивостью к химическим мутагенам и дополнительному γ-облучению [108]. Интересно, что растения, выросшие из семян, собранных в чернобыльской зоне в 1991 и 1992 гг., были более устойчивы к мутагенам, чем растения, выросшие из семян 1989 и 1990 г. Растения с загрязненных радионуклидами участков характеризовались пониженной частотой межхромосомной гомологической рекомбинации, существенно повышенным уровнем экспрессии генов, кодирующих компоненты системы репарации ДНК и антиоксидантной системы, а также повышенным уровнем метилирования генома. Аналогично, выращенные в чернобыльской зоне соевые бобы отличались повышенной устойчивостью к тяжелым металлам и модифицированным метаболизмом углерода [109].

Повышенная эффективность репарации и способность к прорастанию в условиях абиотического стресса (высокое содержание солей и ускоренное старение) были показаны на растениях примулы (*Oenothera biennis* L.), населяющих загрязненные γ- и β-излучающими радионуклидами участки в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС. Семена растений с участков, загрязненных α-, β- и γ-излучающими радионуклидами, таким свойством не обладали [110]. Аналогичные результаты были продемонстрированы и при исследовании популяций горошка мышиного [111].

Популяции большого прудовика (*Lymnaea stagnalis* L.) из озера Персток, загрязненного радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС (в 1997–1998 гг. плотность радиоактивного загрязнения донных отложений по ^{137}Cs достигала 2200–3000 кБк/м^2), характеризовались повышенной частотой клеток с микроядрами в гемолимфе по сравнению с популяциями, населяющими умеренно загрязненную р. Припять (в 1997–1999 гг. плотность радиоактивного загрязнения донных отложений составляла 20–40 кБк/м^2) [112]. Эмбриональная смертность в популяциях большого прудовика из озера Персток была ниже, а устойчивость к облучению гораздо выше, чем в популяциях из р. Припять. Радиоустойчивость популяций из этих водоемов была гораздо выше радиоустойчивости популяций из незагрязненных озер за пределами 30-километровой зоны.

Хроническое облучение существенно влияет на темпы развития населяющих Чернобыльскую зону организмов и способы их размножения. Так, характеризующиеся повышенным уровнем нарушений ДНК потомки собранных в чернобыльской зоне кузнечиков *Chorthippus albomarginatus* развивались гораздо быстрее [113]. При исследовании интенсивности и характера размножения олигохет в водоеме вблизи п. Янов (мощность дозы на поверхности донных отложений 14 мкГр/ч) обнаружена статистически значимая связь между тяжестью цитогенетического поражения червей и количеством переходящих к половому размножению особей в популяции [114]. Аналогично, в 30-километровой зоне ЧАЭС было обнаружено [115] возрастание доли растений зверобоя пронзеннолистного (*Hypericum perforatum* L.), размножающихся половым путем и, соответственно, уменьшение роли апомиксиса. Бесполое размножение, сохраняя ценные гетерозиготные типы и обеспечивая тем самым высокую жизнеспособность при постоянных внешних условиях, ограничивает возможности генетической изменчивости и снижает адаптивный потенциал популяций в меняющейся среде. Поэтому неблагоприятные условия стимулируют переход к половому размножению.

Популяции рыжей и обыкновенной полевок, населяющие участок с высоким уровнем радиоактивного загрязнения (37000 кБк/м^2 по ^{137}Cs), к 1999–2001 гг. (26-е поставарийное поколение) состояли в основном из животных, в клетках костного мозга которых частота встречаемости цитогенетических аномалий не превышала контрольный уровень [116]. На участках с существенно меньшими уровнями радиоактивного загрязнения (185 и 7400 кБк/м^2) селекция на повышенную радиорезистентность не была зафиксирована.

Даже через 30 лет после аварии фибробласты рыжих полевок, населявших участок Чернобыльской зоны с радиационным фоном, в 100 раз превышающим контрольный уровень, были более устойчивы к дополнительному облучению, окислительному стрессу и повреждающим ДНК агентам [117]. Аналогично в крови отловленных в 2010 г. птиц концентрации восстановленного глутатиона были увеличены, а уровни окислительного стресса и повреждений ДНК уменьшались с увеличением дозы излучения, что авторы рассматривали как свидетельство адаптации к действию хронического облучения. Воздействие ионизирующего излучения также увеличивало производство менее прооксидантных форм феомеланина, что могло обеспечить снижение концентраций активных форм кислорода и способствовать адаптации птиц к облучению [118].

В работе [119] представлены результаты изучения изменения радиочувствительности европейской рыжей полевки в ряду поколений как интегральной характеристики адаптивных процессов в условиях повышенных уровней радиационного воздействия. Анализ средней продолжительности жизни полевок после дополнительного облучения дозой 14 Гр показал, что радиоустойчивость полевок увеличивается вместе с числом поколений, прожитых в условиях радиоактивного загрязнения. В 12-м поколении (1991 г.) средняя продолжительность жизни достигла максимального значения, превышающего значение этого показателя у животных 1987 г. в 10 раз. Снижение этого показателя в 14-м поколении (1992 г.) может означать восстановление популяционного гомеостаза и стабилизацию популяции на оптимальном уровне радиорезистентности. Синхронно с радиорезистентностью изменялась и дисперсия этого признака [119]. Расширение вариабельности популяционных характеристик создает материал для интенсификации процессов адаптации животных к новым условиям существования. Отсутствовавшие в исходной выборке суперрезистентные животные появляются в 6–10-м поколении, к 12-му поколению их доля достигает 20%. На территориях с низким уровнем загрязнения подобные микроэволюционные преобразования происходят медленнее или не происходят вовсе [116]. Со временем происходит снижение доли радиочувствительных животных и возрастание доли устойчивых к облучению. Аналогичные изменения наблюдали и в популяциях растений, включая структуру популяции василька шероховатого (*Centauréa scabiósa* L.) [54] в исследованиях на Восточно-Уральском радиоактивном следе.

Анализ потомства быка и трех коров, обнаруженных в сентябре 1987 г. в 4 км от разрушенного реактора и в дальнейшем содержавшихся в экспериментальном хозяйстве в 10 км от саркофага (плотность радиоактивного загрязнения 7400 кБк/м^2 по ^{137}Cs), показал существенные отклонения от равновероятной передачи аллельных вариантов генов от родителей к потомкам [120]. В условиях высоких уровней радиоактивного загрязнения наблюдалась элиминация генотипов, типичных для высокоспециализированной родительской голштинской породы. Вместо этого с повышенной частотой встречались варианты генов, характерных для более примитивных, но более устойчивых к неблагоприятным условиям среды пород, таких как серый украинский скот. В этих условиях радиационное воздействие выступает как селективный фактор, действие которого проявляется главным образом в изменении частоты встречаемости аллелей, а не индукции новых мутаций. Таким образом, генетические последствия катастрофы на Чернобыльской АЭС в значительной степени связаны не с увеличением числа мутантных организмов, а с исчезновением из генофонда популяции части генов вследствие направленного против радиочувствительных организмов отбора.

Представленные в настоящем разделе результаты свидетельствуют о том, что в адаптацию популяций растений и животных, вынужденных развиваться в условиях радиоактивного загрязнения, вовлечены механизмы на разных уровнях биологической организации – генетическом, биохимическом, физиологическом и популяционном. Результатом этих процессов является генетическая и фенотипическая перестройка популяции, обеспечивающая ее выживание в изменившихся условиях существования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Чернобыльская авария предоставила уникальный шанс для изучения биологических эффектов облучения в полевых условиях. Однако, несмотря на более чем 30-летний период исследований, до настоящего времени нет полной ясности в отношении последствий этой тяжелой радиационной аварии для живой природы. Последствия аварии на Чернобыльской АЭС для биоты носили разнообразный характер – от повышенного уровня мутагенеза до поражения на экосистемном уровне. Тяжесть радиационных эффектов зависела от дозы, полученной в первый период аварии. В подвергшихся значительному радиационному воздействию биологических сообществах наблюдались зависящее от дозы изменение видовой структуры и снижение биологического разнообразия. Во всех исследованных популяциях растений и животных из чернобыльской зоны в первые годы после аварии выявлен повышенный уровень мутагенеза. В большинстве исследованных случаев зависимость доза–эффект имела нелинейный

характер, а выход мутаций на единицу дозы был выше при облучении в низких дозах и с низкой мощностью. В последующие годы снижение мощности дозы происходило быстрее, чем уменьшение частоты мутаций в населяющих радиоактивно загрязненные территории популяциях.

Помимо дозы и вида излучения, радиационные эффекты в подвергшихся радиоактивному загрязнению природных и аграрных экологических системах зависели от радиочувствительности составляющих экосистему видов, занимаемой экологической ниши, образа жизни, способа размножения и геометрии облучения. Действительно, в первый год после аварии на ЧАЭС в окрестностях деревни Борщевка из 30-километровой зоны поглощенные разными видами биоты дозы различались более чем в 250 раз [121].

Характерным признаком крупных радиационных аварий является наличие двух периодов – интенсивного краткосрочного облучения и последующего длительного этапа с медленным падением мощности дозы. Наиболее серьезные экологические последствия обусловлены радиационным воздействием в период острого облучения. К числу самых радиочувствительных видов растений относятся голосеменные, животных – млекопитающие, а экосистем – хвойные леса. В подвергшихся радиационному воздействию экосистемах выделяют две группы ответных реакций [2]. Первую составляют изменения, непосредственно связанные с радиационным поражением биоты. Ко второй группе относят нарушения структуры и функций экосистем, обусловленные гибелью или угнетением развития наиболее радиочувствительных видов. Так, в погибших хвойных лесах, вследствие улучшения светового режима и условий минерального питания, усиленно развивались более радиоустойчивые лиственные породы и травяной покров. В луговых фитоценозах в силу тех же причин видовой состав сообществ менялся в сторону преобладания более радиорезистентных видов.

Радиационные эффекты на биоценотическом уровне начинаются с доз, летальных для наиболее радиочувствительных видов (например, сосны, мышевидных грызунов). В условиях аварии на ЧАЭС такой экологический сдвиг отмечен при поглощенной за первые месяцы после аварии дозе 60–100 Гр [29, 122]. Гибель ослабленных хвойных деревьев происходила при меньших дозах: ель – 8–10 Гр [30], сосна – 15 Гр [30, 122]. Гибель кустарников и лиственных деревьев наблюдалась при дозах более 200 Гр [4]. Сокращение видового разнообразия у травянистых растений на второй год после аварии фиксировали начиная с мощности дозы γ-излучения 80 мР/ч, усиление вегетативного размножения и гигантизм растений – при мощностях доз 75–150 мР/ч [5]. Дозы (3–6 Гр) вызывали множественные деструктивные изменения в кроветворной системе и внутренних органах мышевидных грызунов [66, 67, 69]. Морфологические изменения хвои сосны и подроста лиственных деревьев в 1987 г. наблюдались, начиная с доз 0.1–1.0 Гр [30, 122], лиственных деревьев и кустарников – 20–30 мР/ч (25 Гр/сезон), травянистых растений – 10–150 мР/ч (18–200 Гр/сезон) [4].

Анализ представленной в статье информации свидетельствует о том, что с увеличением мощности дозы в населяющих загрязненные территории биологических сообществах наблюдаются все более тяжелые последствия – от устойчивой фиксации генетических изменений до разрушения экосистем. На рис. 1 диапазоны доз, при которых наблюдались эффекты у растений и животных после чернобыльской аварии, сопоставлены с критическими уровнями радиационного воздействия, предложенными НКДАР (1996), Комиссией по ядерной безопасности Канады [123] и в рамках европейского проекта ERICA [124]. Видно, что при дозах, ниже рекомендованных НКДАР как безопасные для растений (4 Гр/год), в условиях чернобыльской зоны наблюдались морфологические изменения и подавление репродуктивной функции у разных видов. С учетом этого предложенные Комиссией по ядерной безопасности Канады и в рамках европейского проекта ERICA критические уровни радиационного воздействия представляются более обоснованными.

Приведенные в настоящей статье данные содержат значительную долю неопределенности. Причины этого следующие:

1. *Существенная неравномерность радиоактивного загрязнения территории*. Продолжительный период активного выброса радионуклидов и изменчивые метеорологические условия в это время, широкий спектр выпавших радионуклидов обусловили существенную гетерогенность дозовых полей как в пространстве, так и во времени. Так, в 30-километровой зоне, в квадрате 200 × 200 м мощность дозы может изменяться на порядок [125].

2. *Отсутствие адекватной дозиметрической информации*. В первый, наиболее важный и в значительной мере определяющий биологические последствия аварии период, дозиметрические работы были выполнены в недостаточном объеме. В силу этого, а также из-за сложности и быстрого изменения радиационной ситуации в первый период аварии (сочетанное внешнее и внутреннее α-, β-, γ-облучение, наличие “горячих” частиц, существенный вклад в дозу короткоживущих радионуклидов в первый период аварии) оценки поглощенных объектами живой природы доз носили приблизительный характер. Согласно имеющимся оценкам [2], в первый поставарийный

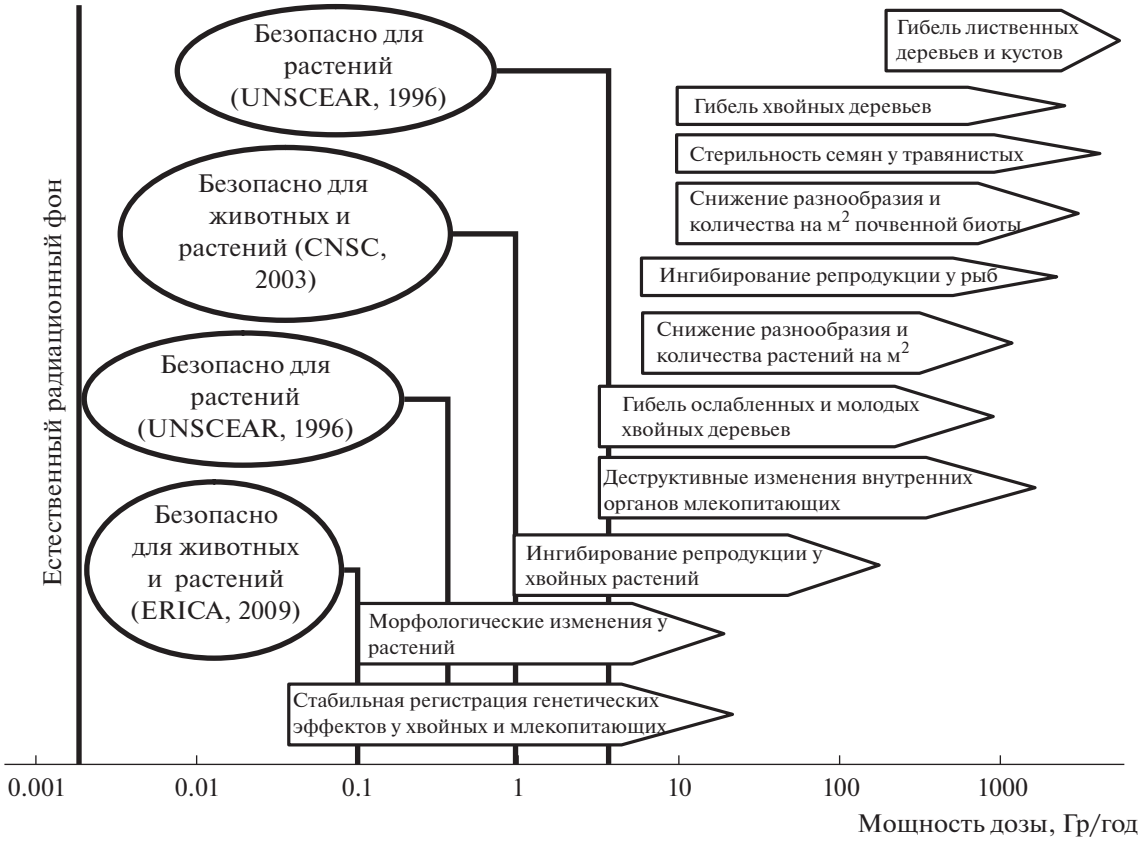

Рис. 1. Диапазоны доз, в которых наблюдались эффекты в популяциях растений и животных в условиях аварии на Чернобыльской АЭС [3].

Fig. 1. Effects observed on non-human species under conditions of the Chernobyl NPP accident [3].

год более 90% поглощенной дозы формировалось за счет внешнего облучения, ведущую роль в котором играло β-излучение, в настоящее время [126] доминирует внутреннее облучение, хотя его вклад сильно зависит от изучаемого вида: от 6% у пчел до 90% у сосны обыкновенной.

3. *Отсутствие надежных методов реконструкции поглощенных природными объектами доз.* Основными причинами этого являются сложность организации и нестационарность развития живых организмов. Биологическим объектам свойственно огромное разнообразие размеров, форм, рационов, поведенческих реакций и занимаемых экологических ниш, что определяет существенное варьирование доз их облучения в одних и тех же радиоэкологических ситуациях [121. Живые существа в ходе индивидуального развития проходят стадии, радиочувствительность которых может различаться на порядки [34]. В ходе онтогенеза существенно меняются геометрия и условия облучения, что также затрудняет оценку доз и определяет необходимость учета экологических и физиологических особенностей развития организмов.

4. *Необходимость учета полученных в первый период аварии доз при оценке биологических эффектов в отдаленный период.* В первые дни Чернобыльской аварии растения и животные 30-километровой зоны подверглись острому облучению в дозах, достаточных для индукции серьезных биологических эффектов [2]. Известно, что память об остром радиационном воздействии многие годы спустя может влиять на ответную реакцию облученных организмов [127]. Это одна из причин, почему эффекты хронического радиационного воздействия на биоту в отдаленный период после аварии остаются предметом острых научных дискуссий [128]. Становится все более ясным [45, 75, 129], что наблюдающиеся в зоне Чернобыльской аварии биологические эффекты могут иметь две причины: острое облучение в первый период аварии и многолетнее хроническое облучение. Если острое облучение в первый период ведет к наблюдаемым эффектам спустя 30 лет после аварии, принятые в настоящее время принципы защиты

биоты от действия ионизирующей радиации должны быть пересмотрены таким образом, чтобы дозы, полученные в первые дни аварии, учитывались при оценке риска последующего хронического облучения. Полученные в этом направлении результаты будут важны не только с точки зрения радиоэкологии, но и для нашего понимания фундаментальных экологических процессов.

За прошедшие после аварии годы видовой состав фитоценозов зоны отселения существенно изменился, бросовые сельхозугодья находятся в стадии зацелинивания [130]. Однако эти изменения обусловлены главным образом переселением людей из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС и прекращением там хозяйственной деятельности. Эти же причины привели к значительному росту численности населяющих зону отселения популяций диких животных и птиц [131]. К весне 1988 г. численность кабанов в 30-километровой зоне в 8 раз превысила доаварийный уровень, многократно возросло число лосей, оленей, аистов, волков, лис и мышевидных грызунов [32, 132]. Сходные тенденции характерны и для других видов. В этом смысле самая тяжелая в истории атомной энергетики авария имела позитивные экологические последствия.

С другой стороны, ослабление физиологического состояния и иммунитета у облученных животных и растений активизировало очаги таких инфекционных заболеваний, как туляремия и энцефалит, лесные и фруктовые деревья в 30-километровой зоне сильно поражены вредителями и грибковыми заболеваниями [133]. В результате массовых размножений соснового шелкопряда на территории зоны отчуждения погибло 3000 га сосновых насаждений [134]. В очагах развития вредителей складывается пожароопасная ситуация, создающая угрозу переноса радионуклидов и вторичного загрязнения окружающей среды. В плодовых садах листовая поверхность и плоды повреждаются комплексом листогрызущих и плодоповреждающих вредителей в 2 раза интенсивнее, чем за пределами зоны отчуждения [134]. Однако прекращение обработок растений пестицидами создало благоприятные условия для развития полезной энтомофауны, которая препятствует массовому размножению вредителей, т.е. в системе фитофаги–энтомофаги установилось равновесие. В условиях 30-километровой зоны возможно ускоренное возникновение новых форм фитопатогенов, появление рас с повышенной вирулентностью, ускорение горизонтального переноса генов между разными видами микроорганизмов [7, 135]. Поэтому 30-километровая зона может представлять опасность для окружающих территорий, и происходящие в ней экологические процессы необходимо контролировать.

Гораздо менее очевидны генетические последствия для населяющих участки с высоким уровнем радиоактивного загрязнения видов. Изучение последствий ускорения темпов мутагенеза в природных популяциях непосредственно связано с оценкой адаптивных возможностей живых организмов и сопоставлением этих возможностей с темпами изменения окружающей среды. Опыт экологических исследований свидетельствует об увеличении в условиях техногенного воздействия фенотипической изменчивости природных популяций, генетическая природа которой, как и динамика в ряду поколений, остаются недостаточно изученными. Вплоть до настоящего времени в населяющих загрязненные территории популяциях растений и животных наблюдаются высокие уровни мутагенеза [6, 43–45, 74, 101], морфологических аномалий [38, 136] и флуктуирующей асимметрии [40, 137], что ведет к снижению приспособленности и репродуктивного успеха слагающих популяции организмов. Хотя эти исследования хорошо документированы, роль, которую играют микроэволюционные процессы в ответной реакции природных популяций на низкоуровневое хроническое воздействие, остается не до конца ясной. Это свидетельствует о необходимости продолжения долговременных исследований динамики мутационного груза в природных популяциях, населяющих территории с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения. Нам по-прежнему необходимо еще многое узнать, прежде чем мы сможем объективно и всесторонне оценить последствия аварии на Чернобыльской АЭС для популяций растений и животных.

В целом радиоэкологические исследования в условиях широкомасштабного и крайне неравномерного радиоактивного загрязнения территории, возникшего в результате крупнейшей в истории ядерной энергетики аварии, позволили получить уникальную информацию об ответных реакциях живой природы на разных уровнях биологической организации – от молекулярно-клеточного до экосистемного. На загрязненной радионуклидами территории в отсутствие человека складываются уникальные экосистемы, развивающиеся в условиях хронического радиационного воздействия. Проведенные здесь исследования ставят ряд ключевых вопросов, касающихся долговременных эффектов радиоактивного загрязнения на природные популяции, а их результаты расширяют наше понимание природы адаптационных процессов. 30-километровая зона ЧАЭС стала уникальным полигоном, на территории которого в естественных условиях изучают долговременные экологические и биологические последствия резкого изменения комплекса экологических факторов, направленности и интенсивности отбора.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. IAEA, 2006. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. In: Radiological Assessment Reports Series. Report of the Chernobyl Forum Expert Group "Environment". Vienna: IAEA, 2006.
2. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общ. ред. Л.А. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с. [Krupnie radiatsionnie avarii: posledstviya i zaschitnie meri / Pod obsch. red. L.A. Ilina i V.A. Gorbunova. M.: Izdat, 2001. 702 p. (in Russian)]
3. *Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M.* Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident // Environ. Int. 2008. V. 34. P. 880–897.
4. *Смирнов Е.Г., Суворова Л.И.* Оценка и прогноз биологического действия радиоактивного загрязнения на растительный покров в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Труды Коми научного центра УрО РАН. № 145. 1996. С. 27–37. [*Smirnov E.G., Suvorova L.I.* Otsenka i prognoz biologicheskogo deistviya radioaktivnogo zagriazneniya na rastitelnii pokrov v zone avarii na Chernobylskoy AES // Trudi Komi nauchnogo tsentra UrO RAN. № 145. 1996. P. 27–37. (In Russian)]
5. *Суворова Л.И., Спирин Д.А., Мартюшов В.З. и др.* Оценка экологических и биологических последствий радиоактивного загрязнения биогеоценозов // Радиационные аспекты Чернобыльской аварии. Т. 2. СПб.: Гидрометеоиздат, 1993. С. 321–325. [*Suvorova L.I., Spirin D.A., Martushov V.Z. i dr.* Otsenka ekologicheskih i biologicheskih posledstvii radioactivnogo zagriazneniya biotsenozov // Radiatsionnie aspekti Chernobilskoy avarii. V. 2. SPb.: Gidrometeoizdat, 1993. P. 321–325. (In Russian)]
6. *Гродзинский Д.М., Гудков И.Н.* Радиационное поражение растений в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. С. 189–199. [*Grodzinsky D.M., Gudkov I.N.* Radiatsionnoe porazenie rastenii v zone vliyaniya avarii na Chernobylskoy AES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 2006. V. 46. P. 189–199. (In Russian)]
7. *Дмитриев А.П., Гродзинский Д.М., Гуща Н.И., Крыжановская М.С.* Влияние хронического облучения на устойчивость растений к биотическому стрессу в 30-километровой зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Физиология растений. 2011. Т. 58. № 6. С. 922–929. [*Dmitriyev A.P., Grodzinsky D.M., Guscha N.I., Krizanovskaya M.S.* Vliyanie hronicheskogo oblucheniya na ustoychivost rasteniy k biotiche-skomu stressu v 30-kilometrovoy zone otchuzdenia Chernobilskoy AES // Fisiologia rasteniy. 2011. V. 58. № 6. P. 922–929. (In Russian)]
8. *Горнага Н.Г.* 30-км зона отчуждения Чернобыльской АЭС как источник вредоносных организмов для агропромышленного производства // Вестн. сельскохоз. науки. 2001. Т. 4. С. 51–53. [*Gornaga N.G.* 30-km zona otchuzdenia Chernobylskoy AES kak istochnik vredonosnih organizmov dlya agropromishlennogo proizvodstva // Vestnik selskohoziaystvennoy nauki. 2001. V. 4. P. 51–53. (In Russian)]
9. *Зяблицкая Е.Я., Спирин Е.В., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Генетический и биологический эффекты действия хронического облучения посевов озимой ржи радиоактивными выпадениями от аварии // Радиобиология. 1990. Т. 30. № 3. С. 291–295. [*Zyablitskaya E.Ya., Spirin E.V., Sanzarova N.I., Alexakhin R.M.* Geneticheskiy i biologicheskiy effekty deistviya hronicheskogo obluchenia posevov ozimoy rzi radioaktivnimi vipadeniyami ot avarii // Radiobiologia. 1990. V. 30. № 3. P. 291–295. (In Russian)]
10. *Geras'kin S.A., Dikarev V.G., Zyablitskaya Ye.Ya. et al.* Genetic consequences of radioactive contamination by the Chernobyl fallout to agricultural crops // J. Environ. Radioact. 2003. V. 66. P. 155–169.
11. *Игонина Е.В., Федотов И.С., Короткевич А.Ю., Рубанович А.В.* Морфологические аномалии у потомков облученных сосен (*Pinus sylvestris* L.) из чернобыльских популяций // Радиац. биология. Радиоэкология. 2012. Т. 52. № 1. С. 90–102. [*Igonina E.V., Fedotov I.S., Korotkevich A.Yu., Rubanovich A.V.* Morfologicheskiye anomalii u potomkov obluchennih sosen (*Pinus sylvestris* L.) iz chernobilskih populiatsiy // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 2012. V. 52. № 1. P. 90–102. (In Russian)]
12. *Остапенко Е.К., Виленский Е.Р., Науменко В.Д. и др.* Генетические нарушения в пыльцевых клетках ячменя *waxy* в условиях радиоактивных загрязнений после Чернобыльской аварии // Онтогенез. 1993. Т. 24. № 5. С. 11–19. [*Ostapenko E.K., Vilenskiy E.R., Naumenko V.D. i dr.* Geneticheskie narusheniya v piltsevih kletkah yachmenia *waxy* v usloviyah radioactivnih zagriazneniy posle Chernobilskoy avarii // Ontogenez. 1993. V. 24. № 5. P. 11–19. (In Russian)]
13. *Бубряк И., Акимкина Т., Полищук В. и др.* Долгосрочные последствия чернобыльских радионуклидных загрязнений на репарацию ДНК и устойчивость растений к биотическим и абиотическим стрессовым факторам // Цитология и генетика. 2016. Т. 50. № 6. С. 34–59. [*Bubriak I., Akimkina T., Polischuk V. i dr.* Dolgosrochnie posledstvia chernobilskih radionuklidnih zagriazneniy na reparatsiu DNK i ustoychivost rasteniy k bioticheskim i abioticheskim stressovim faktoram // Tsitologia i genetika. 2016. V. 50. № 6. P. 34–59. (In Russian)]
14. *Kovalchuk O., Dubrova Y.E., Arkhipov A. et al.* Wheat mutation rate after Chernobyl // Nature. 2000. V. 407. P. 583–584.
15. *Алексахин Р.М., Сарапульцев И.А., Спирин Е.В., Удалов Д.Б.* Формирование дозовых нагрузок на сельскохозяйственных животных при аварии на Чернобыльской АЭС и влияние их эвакуации на поглощенные дозы // Докл. РАН. 1992. Т. 323. № 3. С. 576–579. [*Alexakhin R.M., Sarapultsev I.A., Spirin E.V., Udalov D.B.* Formirovaniye dozovih nagruzok na selskohoziaystvennih zivotnih pri avarii na Chernobylskoy AES i vliyanie ih evakuatsii na pogloschennie dozi // Doklady RAN. 1992. V. 323. № 3. P. 576–579. (In Russian)]

16. *Исамов Н.Н., Бударков В.А., Сургучева Л.М.* Диагностика и специфическая профилактика инфекционных болезней сельскохозяйственных животных на территории, загрязненной радоактивными веществами // Вет. патология. 2002. № 3. С. 134–151. [*Isamov N.N., Budarkov V.A., Surgucheva L.M.* Diagnostika i spetsificheskaya profilaktika infektsionnich bolezney selskohoziaystvennih zivotnih na territorii zagriaznennoy radioactivnimy veschestvami // Veterinarnaya patologia. 2002. № 3. P. 134–151. (In Russian)]

17. *Асташева Н.П., Лазарев Н.М., Храмцова Л.К. и др.* Влияние радиационного воздействия в течение аварии на Чернобыльской АЭС на клинический и физиологический статус сельскохозяйственных животных // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Киев: УИАР, 1991. С. 176–180. [*Astasheva N.P., Lazarev N.M., Hramtsova L.K. i dr.* Vliyanie radiatsionnogo vozdeystvia v techenie avarii na Chernobylskoy AES na klinicheskiy i fiziologicheskiy status selskohoziaystvennih zivotnich // Problemy selskohoziaystvennoy radiologii. Kiev: UIAR, 1991. P. 176–180. (In Russian)]

18. *Шевченко А.С., Вакуленко А.Д., Исамов Н.Н.* Увеличение активации простагландином E_1 аденилатциклазы в клетках крови животных, находившихся в регионе воздействия аварии на Чернобыльской АЭС // Докл. ВАСХНИЛ. 1990. № 11. С. 55–58. [*Shevchenko A.S., Vakulenko A.D., Isamov N.N.* Uvelichenie aktivatsii prostogladinom E_1 adenilatchiklazi v kletkah krovi zivotnih nahodivshhsia v regione vozdeistvia avarii na Chernobylskoy AES // Doklady VASHNIL. 1990. № 11. P. 55–58. (In Russian)]

19. *Бударков В.А., Зенкин А.С., Архипов Н.П. и др.* Влияние йода-131 на овец в зависимости от содержания стабильного йода в рационе // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 3. С. 451–458. [*Budarkov V.A., Zenkin A.S. Arhipov N.P. i dr.* Vliyanie ioda-131 na ovets v zavisimosti ot soderzania stabilnogo ioda v ratsione // Radiobiologia. 1992. V. 32. № 3. P. 451–458. (In Russian)]

20. *Криволуцкий Д.А., Покаржевский А.Д., Усачев В.Л. и др.* Влияние радиоактивного загрязнения среды на фауну почв в районе Чернобыльской АЭС // Экология. 1990. № 6. С. 32–42. [*Krivolutskiy D.A., Pokarzevskiy A.D., Usachev V.L. i dr.* Vliyanie radioactivnogo zagriaznenia sredi na faunu pochv v raione Chernobylskoy AES // Ekologia. 1990. № 6. P. 32–42. (In Russian)]

21. *Криволуцкий Д.А.* Динамика биоразнообразия экосистем в условиях радиоактивного загрязнения // Докл. Академии Наук. 1996. Т. 347. № 4. С. 567–569. [*Krivolutskiy D.A.* Dinamika bioraznoobrazia ekosistem v usloviah radioaktivnogo zagriaznenia // Doklady Akademii Nauk. 1996. V. 347. № 4. P. 567–569. (In Russian)]

22. *de Boulois H.D., Joner E.J., Leyval C. et al.* Role and influence of mycorrhizal fungi on radiocesium accumulation by plants // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 785–800.

23. *Dubchak S.* Role of mycorrhizal fungi in caesium uptake by plants // Impact of Cesium on Plants and the Environment / Eds D. Gupta, C. Walther. Springer, Cham, 2017.

24. *Zhdanova N.N., Zakharchenko V.A., Vember V.V., Nakonechnaya L.T.* Fungi from Chernobyl: mycobiota of the inner regions of the containment structures of the damaged nuclear reactor // Mycol. Res. 2000. V. 104. P. 1421–1426.

25. *Zhdanova N.N., Zakharchenko V.A., Haselwandter K.* Radionuclides and fungal communities // The Fungal Community: Its Organization and Role in the Ecosystem / Eds J. Dighton, J.F. White & P. Oudemans. Baton Rouge: CRC Press, 2005. P. 759–768.

26. *Адамович И.Ю., Самошкин Е.Н.* Микоризы сосны обыкновенной при различных уровнях радиоактивного загрязнения // Лесной журн. 2009. № 3. С. 41–47. [*Adamovich I.Yu., Sanoshkin E.N.* Mikorizi sosni obiknovennoy pri razlichnih urovniah radioaktivnogo zagriaznenia // Lesnoy zurnal. 2009. № 3. P. 41–47. (In Russian)]

27. *Самошкин Е.Н., Адамович И.Ю.* Особенности строения и соотношения подтипов микориз *Picea abies* L. в условиях хронического загрязнения радионуклидами в Брянской области // Лесной журн. 2011. № 2. С. 81–87. [*Samoshkin E.N., Adamovich I.Yu.* Osobennosti stroenia i sootnoshenia podtipov mikoriz *Picea abies* L. v usloviyah hronicheskogo zagriaznenia radionuklidami v Brianskoy oblasty // Lesnoy zurnal. 2011. № 2. P. 81–87. (In Russian)]

28. *Hoyos-Hernandez C., Courbert C., Simonucci C. et al.* Community structure and functional genes in radionuclide contaminated soils in Chernobyl and Fukushima // FEMS Microbiol. Lett. 2019. V. 366. fnz180.

29. *Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I.* Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones // Sci. Total Environ. 1994. V. 157. P. 45–57.

30. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений. СПб.: Наука, 1994. 256 с. [*Kozubov G.M., Taskaev A.I.* Radiobiologicheskie i radioekologicheskie issledovania drevesnih rasteniy. SPb.: Nauka, 1994. 256 p. (In Russian)]

31. *Федотов И.С., Кальченко В.А., Игонина Е.В., Рубанович А.В.* Радиационно-генетические последствия облучения популяции сосны обыкновенной в зоне аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 3. С. 283–288. [*Fedotov I.S., Kalchenko V.A., Igonina E.V., Rubanovich A.V.* Radiatsionno-geneticheskie posledstvia obluchenia populiatsii sosni obiknovennoy v zone avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 2006. V. 46. № 3. P. 283–288. (In Russian)]

32. *Sokolov V.E., Rjabov I.N., Ryabtsev I.A. et al.* Effect of radioactive contamination on the flora and fauna in the vicinity of Chernobyl' nuclear power plant // Soviet Scientific Reviews Section F. Physiology General Biology Reviews. 1994. V. 8. P. 1–124.

33. *Хромова Л.В., Романовский М.Г., Духарев В.А.* Частичная стерильность сосны в 1986 и 1987 г. в зоне Чернобыльской АЭС // Радиобиология. 1990. Т. 30. № 4. С. 450–457. [*Hromova L.V., Romanov-*

skiy M.G., Duharev V.A. Chastichnaya sterilnost sosni v 1986 i 1987 gg. v zone Chernobylskoy AES // Radiobiologia. 1990. V. 30. № 4. P. 450–457. (In Russian)]

34. *Сарапульцев Б.И., Гераськин С.А.* Генетические основы радиорезистентности и эволюция. М.: Энергоатомиздат, 1993. 208 с. [*Sarapultsev B.I., Geraskin S.A.* Geneticheskie osnovi radiorezistentnosti i evolutsia. M.: Energoatomizdat, 1993. 208 p.
35. *Абатуров Ю.Д., Гольцова Н.И., Ростова Н.С. и др.* Некоторые особенности радиационного поражения сосны в районе аварии на ЧАЭС // Экология. 1991. № 5. С. 28–33. [*Abaturov Yu.D., Goltsova N.I., Rostova N.S. i dr.* Nekotorie osobennosti radiatsionnogo porazenia sosni v raione avarii na ChAES // Ekologia. 1991. № 5. P. 28–33. (In Russian)]
36. *Сидоров В.П.* Цитогенетический эффект в клетках хвои сосны обыкновенной при облучении в результате аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 847–851. [*Sidorov V.P.* Tsitogeneticheskiy effect v kletkah hvoi sosni obiknovennoy pri obluchenii v resultate avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1994. V. 34. № 6. P. 847–851. (In Russian)]
37. *Козубов Г.М., Таскаев А.И.* Особенности морфогенеза и ростовых процессов у хвойных растений в районе аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2007. Т. 47. № 2. С. 204–223. [*Kozubov G.M., Taskaev A.I.* Osobennosti morfogeneza i rostovih protsessov u hvoinich rasteniy v rayone avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 2007. V. 47. № 2. P. 204–223. (In Russian)]
38. *Сорочинский Б.В.* Молекулярно-биологическая природа морфологических аномалий среди голосеменных растений, индуцированных хроническим облучением в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС: акцент на возможную роль цитоскелета // Цитология и генетика. 2003. Т. 37. № 2. С. 49–55. [*Sorochinskiy B.V.* Molekuliarno-biologicheskaya priroda morfologicheskich anomaliy sredi golosemennich rasteniy industirovannih hronicheskim obluchenie v zone otchzdenia Chernobilskoy AES: aktsent na vozmoznuyu rol tsitiskeleta // Tsitilogia i genetika. 2003. V. 37. № 2. P. 49–55. (In Russian)]
39. *Møller AP.* Developmental instability of plants and radiation from Chernobyl // Oikos. 1998. V. 81. P. 444–448.
40. *Makarenko E.S., Oudalova A.A., Geras'kin S.A.* Study of needle morphometric indices in Scots pine in the remote period after the Chernobyl accident // Radioprotection. 2016. V. 51. P. 19–23.
41. *Kashparova E., Levchuk S., Morozova V., Kashparov V.* A dose rate causes no fluctuating asymmetry indexes changes in silver birch (*Betula pendula* (L.) Roth.) leaves and Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles in the Chernobyl Exclusion Zone // J. Environ. Radioact. 2020. V. 211. 105731.
42. *Кальченко В.А., Шевченко В.А., Рубанович А.В. и др.* Генетический эффект в популяциях *Pinus sylvestis* L. из Восточно-Уральского радиоактивного следа, зоны контроля аварии на Чернобыльской АЭС и в районе испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 702–707. [*Kalchenko V.A., Shevchenko V.A., Rubanovich A.V. i dr.* Geneticheskiy effect v populiatsiyah *Pinus sylvestis* L. iz Vostochno-Uralskogo radioactivnogo sleda, zoni kontrolia avarii na Chernobylskoy AES i v raione ispitaniy yadernih ustroistv ni Semipolatinskom poligone // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1995. V. 35. № 5. P. 702–707. (In Russian)]
43. *Кальченко В.А., Федотов И.С.* Генетические эффекты острого и хронического воздействия ионизирующих излучений на *Pinus sylvestis* L., произрастающих в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС // Генетика. 2001. Т. 37. № 4. С. 437–447. [*Kalchenko V.A., Fedotov I.S.* Geneticheskie effekti ostrogo i hronicheskogo vozdeistvia ioniziruyuschih izlucheniy na *Pinus sylvestis* L., proizrastauschih v zone otchuzdenia Chernobylskoy AES // Genetika. 2001. V. 37. № 4. P. 437–447. (In Russian)]
44. *Шевченко В.А., Абрамов В.И., Кальченко В.А. и др.* Генетические последствия для популяций растений радиоактивного загрязнения окружающей среды в связи с Чернобыльской аварией // Радиац. биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 531–545. [*Shevchenko V.A., Abramov V.I., Kaltsenko V.A. i dr.* Geneticheskie posledstvia dlia populiatsiy rasteniy radioaktivnogo zagriaznenia okruzauschey sredi v sviazi s Chernobilskoy avariey // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1996. V. 36. № 4. P. 531–545. (In Russian)]
45. *Geras'kin S., Volkova P., Vasiliyev D., Dikareva N. et al.* Scots pine as a promising indicator organism for biomonitoring of the polluted environment: A case study on chronically irradiated populations // Mutat. Res. 2019. V. 842. P. 3–13.
46. *Geras'kin S.A., Volkova P.Yu.* Genetic diversity in Scots pine populations along a radiation exposure gradient // Sci. Total Environ. 2014. V. 496. P. 317–327.
47. *Volkova P.Yu., Geras'kin S.A., Kazakova E.A.* Radiation exposure in the remote period after the Chernobyl accident caused oxidative stress and genetic effects in Scots pine populations // Scientific Rep. 2017. V. 7. 43009.
48. *Geras'kin S., Oudalova A., Kuzmenkov A., Vasiliyev D.* Chronic radiation exposure modifies temporal dynamics of cytogenetic but not reproductive indicators in Scots pine populations // Environ. Pollut. 2018. V. 239. P. 399–407.
49. *Geras'kin S., Vasiliyev S., Makarenko E. et al.* Influence of long-term chronic exposure and weather conditions on Scots pine populations // Environ. Sci. Pollut. Res. 2017. V. 24. P. 11240–11253.
50. *Kovalchuk O., Burke P., Arkhipov A. et al.* Genome hypermethylation in *Pinus sylvestris* of Chernobyl – a mechanism for radiation adaptation? // Mutat. Res. 2003. V. 529. P. 13–20.
51. *Volkova P.Yu., Geras'kin S.A., Horemans N. et al.* Chronic radiation exposure as an ecological factor: hypermethylation and genetic differentiation in irradiated Scots pine populations // Environ. Pollut. 2018. V. 232. P. 105–112.

52. *Duarte G.T., Volkova P.Yu., Geras'kin S.A.* The response profile to chronic radiation exposure based on the transcriptome analysis of Scots pine from Chernobyl affected zone // Environ. Pollut. 2019. V. 250. P. 618–626.

53. *Шершунова В.И., Зайнуллин В.Г.* Мониторинг природных популяций *Dactylis glomerata* L. в зоне аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 690–695. [*Shershunova V.I., Zainullin V.G.* Monitoring pripodnih populiatsiy *Dactylis glomerata* L. v zone avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1995. V. 35. № 5. P. 690–695. (In Russian)]

54. *Шевченко В.А., Кальченко В.А., Абрамов В.И. и др.* Генетические эффекты в популяциях растений, произрастающих в зонах Кыштымской и Чернобыльской аварий // Радиац. биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 1. С. 162–176. [*Shevchenko V.A., Kalchenko V.A., Abramov V.I. i dr.* Geneticheskie effekti v populiatsiyah rasteniy proizrastauschih v zonah Kishtimskoy i Chernobylskoy avariy // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1999. V. 39. № 1. P. 162–176. (In Russian)]

55. *Пристер Б.С.* Проблемы сельскохозяйственной радиоэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодой смесью продуктов ядерного деления. Чернобыль: Институт проблем безопасности АЭС, 2008. 320 с. [*Prister B.S.* Problemy selskohoziaystvennot radioekologii i radiobiologii pri zagriaznenii okruzauschey sredi molodoy smesiu produktov yadernogo delenia. Chernobyl: Institut problem bezopasnosti AES, 2008. 320 p. (In Russian)]

56. *Михеев А.М.* Гетерогенность распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr и обусловленные ими дозовые нагрузки на критические ткани главного корня проростков // Радиац. биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 663–666. [*Miheev A.M.* Geterogennost raspredelenia ^{137}Cs i ^{90}Sr i obuslovlennie imi dozovie nagruzki na kriticheskie tkani glavnogo kornia prorostkov // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1999. V. 39. № 6. P. 663–666. (In Russian)]

57. *Попова О.Н., Таскаев А.И., Фролова Н.П.* Генетическая стабильность и изменчивость семян в популяциях травянистых фитоценозов в районе аварии на Чернобыльской АЭС. СПб.: Наука, 1992. 144 с. [*Popova O.N., Taskaev A.I., Frolova N.P.* Geneticheskaya stabilnost i izmenchivost semian v populiatsiyah travianistih fitotsenozov v raione avarii na Chernobilskoy AES. SPb.: Nauka, 1992. 144 p. (In Russian)]

58. *Morozova V., Kashparova E., Levchuk S. et al.* The progeny of Chernobyl Arabidopsis thaliana plants does not exhibit changes in morphometric parameters and cellular antioxidant defense system of shoots // J. Environ. Radioact. 2020. V. 211. 106076.

59. *Шевченко В.В., Гриних Л.И.* Цитогенетические эффекты в популяциях *Crepis tectorum*, произрастающих в Брянской области, наблюдавшиеся на 7-й год после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 720–725. [*Shevchenko V.V., Grinih L.I.* Tsitogeneticheskie effekti v populiatsiah *Crepis tectorum*, proizrastauschih v Brianskoy oblasti nabludavshiesia na 7 god posle avarii na Chernobylskoy AES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1995. V. 35. № 5. P. 720–725. (In Russian)]

60. *Шевченко В.В., Гриних Л.И., Абрамов В.И.* Цитогенетические эффекты в природных популяциях *Crepis tectorum* L., произрастающих в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиац. биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. № 3. С. 330–336. [*Shevchenko V.V., Grinih L.I., Abramov V.I.* Tsitogeneticheskie effekti v prirodnih populiatsiah *Crepis tectorum*, proizrastauschih v raione Vostochno-Uralskogo radioactivnogo sleda // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1998. V. 38. № 3. P. 330–336. (In Russian)]

61. *Pernis M., Skultety L., Shevchenko V. et al.* Soybean recovery from stress imposed by multigenerational growth in contaminated Chernobyl environment // J. Plant. Physiol. 2020. V. 251. 153219.

62. *Volkova P.Yu., Duarte G.T., Kazakova E.A. et al.* Radiosensitivity of herbaceous plants to chronic radiation exposure: field study in the Chernobyl exclusion zone // Sci. Total Environ. 2021. V. 777. 146206.

63. *Hinton T.G., Alexakhin R., Balonov M. et al.* Radiation-induced effects on plants and animals: findings of the United Nations Chernobyl Forum // Health Phys. 2007. V. 93. P. 427–440.

64. *Таскаев А.И., Тестов Б.В.* Численность и репродукция мышевидных грызунов в зоне Чернобыльской аварии // Биоиндикация радиоактивного загрязнения. М.: Наука, 1999. С. 200–205. [*Taskaev A.I., Testov B.V.* Chislennost i reproduktsia mishevidnih grizunov v zone Chernobylskoy avarii // Bioindikatsia radioactivnogo zagriaznenia. M.: Nauka, 1999. P. 200–205. (In Russian)]

65. *Baker R.J., Hamilton M.J., Bussche R.A. et al.* Small mammals from the most radioactive sites near the Chernobyl nuclear power plant // J. Mammal. 1996. V. 77. P. 155–170.

66. *Материй Л.Д.* Динамика морфологических проявлений процессов поражения и восстановления в кроветворной системе полевок-экономок из 30-километровой зоны аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 12–40. [*Materiy L.D.* Dinamika morfologicheskih proyavleniy protsessov porazenia i vosstanovlenia v krovetvornoy sisteme polevok-ekonomok iz 30 kilometrovoy zoni avarii na Chernobilskoy AES // Vozdeystvie radioactivnogo zagriaznenia na nazemnie ekosistemi v zone avarii na Chernobylskoy AES: Trudi Komi nauchnogo tsentra UrO RAN № 145. V. 1. Syktivkar, 1996. P. 12–40. (In Russian)]

67. *Ермакова О.В.* Компенсаторно-восстановительные процессы в органах эндокринной системы полевок в условиях радиоактивного загрязнения среды // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 58–76. [*Er-*

makova O.V. Kompersatorno-vosstanovitelnie protsessi v organah endokrinnoy sistemi polevok v usloviah radioactivnogo zagriaznenia sredi // Vozdeystvie radioactivnogo zagriaznenia na nazemnie ekosistemi v zone avarii na Chernobylskoy AES: Trudi Komi nauchnogo tsentra UrO RAN № 145. V. 1. Syktivkar, 1996. P. 58–76. (In Russian)]

68. *Chesser R.K., Sugg D.W., Lomakin M.D. et al.* Concentrations and dose rate estimates of ^{134,137}Cesium and ^{90}Strontium in small mammals at Chernobyl, Ukraine // Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. P. 305–312.

69. *Материй Л.Д., Гончаров М.И.* Мобилизация компенсаторно-восстановительных процессов в поврежденной печени полевок-экономок из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 41–57. [*Materiy L.D., Goncharov M.I.* Mobilizatsia kompensatorno-vosstanovitelnih protsessov v povrezdennoy pecheny polevok-ekonomok iz 30-kilometrovoy zony Chernobylskoy AES // Vozdeystvie radioactivnogo zagriaznenia na nazemnie ekosistemi v zone avarii na Chernobylskoy AES: Trudi Komi nauchnogo tsentra UrO RAN № 145. V. 1. Syktivkar, 1996. P. 41–57. (In Russian)]

70. *Шишкина Л.Н., Материй Л.Д., Кудяшева А.Г. и др.* Структурно-функциональные нарушения в печени диких грызунов из районов аварии на Чернобыльской АЭС // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 1. С. 19–29. [*Shishkina L.N., Materiy L.D., Kudiasheva A.G. i dr.* Strukturno-funktsionalnie narushenia v pecheni dikih grizunov iz raionov avarii na Chernobylskoy AES // Radiobiologia. 1992. V. 32. № 1. P. 19–29. (In Russian)]

71. *Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г. и др.* Состав фосфолипидов печени полевок-экономок, обитающих в разных радиоэкологических условиях // Радиац. биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 3. С. 327–333. [*Kudiasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G. i dr.* Sostav fosfolipidov pecheni polevok-ekonomok obitauschih v raznih radioekologicheskih usloviah // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 2000. V. 40. № 3. P. 327–333. (In Russian)]

72. *Золотарева Н.Н., Рябцев И.А.* Изменчивость биохимического статуса популяций рыжих полевок, подвергшихся хроническому действию ионизирующей радиации в зависимости от времени их обитания на территориях, загрязненных радионуклидами // Радиац. биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. № 3. С. 438–444. [*Zolotariova N.N., Riabtsev I.A.* Izmenchivost biochimicheskogo statusa populiatsiy rizih polevokpodvergshihsia hronicheskomu deistviyu ioniziruyuschey radiatsii v zavisimosti ot vremeni ih obitania na territoriah zagriaznennih radionuklidamy // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 1997. V. 37. № 3. P. 438–444. (In Russian)]

73. *Kivisaari K., Boratynski Z., Lavrinienko A. et al.* The effect of chronic low-dose environmental radiation on organ mass of bank voles in the Chernobyl exclusion zone // Int. J. Radiat. Biol. 2020. V. 96. P. 1254–1262.

74. *Гончарова Р.И., Рябоконь Н.И.* Биологические эффекты в природных популяциях мелких грызунов на радиационно-загрязненных территориях. Динамика частоты аберраций хромосом в ряду поколений европейской рыжей лесной полевки // Радиац. биология. Радиоэкология. 1998. Т. 38. № 5. С. 746–753. [*Goncharova R.I., Riabokon N.I.* Biologicheskie effekti v prirodnih populatsiyah melkih grizunov na radiatsionno-zagriaznennih territoriah. Dinamika chastoti aberratsiy hromosom v riadu pokoleniy evropeyskoy rizey polevky // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1998. V. 38. № 5. P. 746–753. (In Russian)]

75. *Hancock S., Vo N.T.K., Goncharova R.I. et al.* One-decade-spanning transgenerational effects of historic radiation dose in wild populations of bank voles exposed to radioactive contamination following the Chernobyl nuclear disaster // Environ. Res. 2020. V. 180. 108816.

76. *Рябоконь Н.И.* Биологические эффекты в природных популяциях мелких грызунов на территориях, загрязненных радионуклидами: Частота полиплоидных клеток костного мозга у рыжей полевки в разные годы после чернобыльской катастрофы // Радиац. биология. Радиоэкология. 1999. Т. 39. № 6. С. 613–618. [*Riabokon N.I.* Biologicheskie effekti v prirodnih populiatsiah melkih grizunov na radiatsionno-zagriaznennih territoriah: Chastota poliploidnih kletok kostnogo mozga u rizey polevky v raznie godi posle chernobylskoy katastrofi // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1999. V. 39. № 6. P. 613–618. (In Russian)]

77. *Смолич И.И., Рябоконь Н.И.* Частота микроядер в соматических клетках рыжих полевок (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) из хронически облучаемых популяций // Вести НАН Беларуси. 1997. № 4. С. 43–47. [*Smolich I.I., Riabokon N.I.* Chastota mikroyader v somaticheskih kletkah rizih polevok (*Clethrionomys glareolus* Schreb.) iz hronicheski obluchaemih populiatsiy // Vesti NAN Belorusi. 1997. № 4. P. 43–47. (In Russian)]

78. *Rogers B.E., Baker R.J.* Frequencies of micronuclei in bank voles from zones of high radiation at Chornobyl, Ukraine // Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. P. 1644–1648.

79. *Чехович А.В., Сычева Л.П., Бахитова Л.М., Померанцева М.Д.* Частота микроядер в соматических клетках мышевидных грызунов, пребывавших в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 858–864. [*Chehovich A.V., Sicheva L.P., Bahitova L.M., Pomerantseva M.D.* Chastota mikroyader v somaticheskih kletkah mishevidnih grizunov prbivavshih v 30-kilometrovoy zone Chernobylskoy AES // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1994. V. 34. № 6. P. 858–864. (In Russian)]

80. *Померанцева М.Д., Рамайя Л.К., Чехович А.В.* Генетические нарушения у домовых мышей после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1997. Т. 37. № 4. С. 645–648. [*Pomerantseva M.D., Ramaya L.K., Chehovich A.V.* Geneticheskie narushenia u domovih mishey posle avarii

na Chernobylskoy AES // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1997. V. 37. № 4. P. 645–648. (In Russian)]

81. *Зайнуллин В.Г., Ракин А.О., Таскаев А.И.* Динамика частоты цитогенетических нарушений в микропопуляциях грызунов обитающих в районе аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 852–857. [*Zaynullin V.G., Rakin A.O., Taskaev A.I.* Dinamika chastoti tsitogeneticheskih narusheniy v mikropopuliatsiah grizunov obitauschih v raione avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1994.V. 34. № 6. P. 852–857. (In Russian)]

82. *Ракин А.О., Башлыкова Л.А.* Результаты цитогенетического мониторинга мышевидных грызунов из района аварии на Чернобыльской АЭС // Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС: Труды Коми научного центра УрО РАН № 145. Т. 1. Сыктывкар, 1996. С. 113–122. [*Rakin A.O., Bashlikova L.A.* Rezultati tsitogeneticheskogo monitoring mishevidmih grizunov iz raiona avarii na Chernobylskoy AES // Vozdeystvie radioactivnogo zagriaznenia na nazemnie ekosistemi v zone avarii na Chernobylskoy AES: Trudi Komi nauchnogo tsentra UrO RAN № 145. V. 1. Syktivkar, 1996. P. 113–122. (In Russian)]

83. *Костенко С.А., Бунтова Е.Г., Глазко Т.Т.* Видоспецифичная дестабилизация кариотипа в условиях радионуклидного загрязнения (ЧАЭС) у полевок *Microtus arvalis, Cletrionomys glareolus, Microtus oeconomus* // Цитология и генетика. 2001. Т. 35. С. 11–18. [*Kostenko S.A., Buntova E.G., Glazko T.T.* Vidospetsifichnaya destabilizatsia kariotipa v usloviah radionuklidnogo zagriaznenia (ChAES) u polevok *Microtus arvalis, Cletrionomys glareolus, Microtus oeconomus* // Tsitologia i genetika. 2001. V. 35. P. 11–18. (In Russian)]

84. *Smith J.T.* Is Chernobyl radiation really causing negative individual and population-level effects on barn swallows? // Biol. Lett. 2008. V. 4. P. 63–64.

85. *Garnier-Laplace J., Geras'kin S., Della-Vedova C. et al.* Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates // J. Environ. Radioact. 2013. V. 121. P. 12–21.

86. *Camplani A., Saino N., Moller A.* Carotenoids, sexual signals and immune function in barn swallows from Chernobyl // Proc. R. Soc. Lond. B. 1999. V. 266. P. 1111–1116.

87. *Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Mousseau T.A.* High frequency of albinism and tumours in free-living birds around Chernobyl // Mutat. Res. 2013 V. 757. P. 52–59.

88. *Møller A.P., Bonisoli-Alquati A., Mousseau T.A., Rudolfsen G.* Aspermy, sperm quality and radiation in Chernobyl birds // PLoS One. 2014. V. 9. e100296.

89. *Bonisoli-Alquati A., Voris A, Mousseau T.A. et al.* DNA damage in barn swallows (*Hirundo rustica*) from the Chernobyl region detected by use of the comet assay // Comp. Biochem. Physiol. C Toxicol. Pharmacol. 2010. V. 151. P. 271–277.

90. *Bonisoli-Alquati A., Mousseau T.A., Møller A.P. et al.* Increased oxidative stress in barn swallows from the Chernobyl region // Comp. Biochem. Physiol. A Mol. Integr. Physiol. 2010. V. 155. P. 205–210.

91. *Рябов И.Н.* Оценка воздействия радиоактивного загрязнения на гидробионтов 30-ти км зоны контроля аварии на ЧАЭС // Радиобиология. 1992. Т. 32. № 5. С. 662–667. [*Riabov I.N.* Otsenka vozdeistvia radioaktivnogo zagriaznenia na gidrobiontov 30-km zony kontrolia avarii na ChAES // Radiobiologia. 1992. V. 32. № 5. P. 662–667. (In Russian)]

92. *Печкуренков В.Л.* Влияние аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. на популяцию рыб водоема-охладителя // Радиобиология. 1991. Т. 31. № 5. С. 704–708. [*Pechkurenkov V.L.* Vliyanie avarii na Chernobylskoy AES v 1986 g. na populiatsiyu rib vodoema-ohladitelya // Radiobiologia. 1991. V. 31. № 5. P. 704–708. (In Russian)]

93. *Поликарпов Г.Г., Цыцугина В.Г.* Гидробионты в зоне влияния аварии на Кыштыме и в Чернобыле // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 4. С. 549–536. [*Polikarpov G.G., Tsisugina V.G.* Gidrobionti v zone vliyania avarii na Kishtime i v Chernobyle // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1995. V. 35. № 4. P. 549–536. (In Russian)]

94. *Белова Н.В., Веригин Б.В., Емельянов Н.Г. и др.* Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. I. Состояние воспроизводительной системы рыб, перенесших аварию // Вопр. ихтиологии. 1993. Т. 33. № 6. С. 814–828. [*Belova N.V., Verigin B.V., Emelianov N.G. i dr.* Radiobiologicheskiy analiz belogo tolstolobika *Hypophthalmichthys molitrix* v vodoeme-ohladitile Chernobylskoy AES v posleavariyniy period. I. Sostoyanie vosproizvoditelnoy sistemi rib pereneschih avariyu // Voprosi ihtiologii. 1993. V. 33. № 6. P. 814–828. (In Russian)]

95. *Макеева А.П., Емельянова Н.Г., Белова Н.В., Рябов И.Н.* Радиобиологический анализ белого толстолобика *Hypophthalmichthys molitrix* в водоеме-охладителе Чернобыльской АЭС в послеаварийный период. II. Развитие воспроизводительной системы у потомства первого поколения // Вопр. ихтиологии. 1994. Т. 34. № 5. С. 681–696. [*Makeeva A.P., Emelianova N.G., Belova N.V., Riabov I.N.* Radiobiologicheskiy analiz belogo tolstolobika *Hypophthalmichthys molitrix* v vodoeme-ohladitile Chernobylskoy AES v posleavariyniy period. II. Razvitie vosproizvoditelnoy sistemi u potomstva pervogo pokolenia // Voprosi ihtiologii. 1994. V. 34. № 5. P. 681–696. (In Russian)]

96. *Lerebours A., Gudkov D., Nagorskaya L. et al.* Impact of environmental Radiation on the health and reproductive status of fish from Chernobyl // Environ. Sci. & Technol. 2018. V. 52. P. 9442–9450.

97. *Fetisov A.N., Rubanovich A.V., Slipchenko T.S., Shevchenko V.A.* The structure of *Dreissena polymorpha* populations from basins adjacent to the Chernobyl

atomic power station // Sci. Total Environ. 1992. V. 112. P. 115–124.

98. *Fuller N., Smith J.T., Nagorskaya L.L. et al.* Does Chernobyl-derived radiation impact the developmental stability of *Asellus aquaticus* 30 years on? // Sci. Total Environ. 2017. V. 576. P. 242–250.

99. *Fuller N., Ford A.T., Nagorskaya L.L. et al.* Reproduction in the freshwater crustacean *Asellus aquaticus* along a gradient of radionuclide contamination at Chernobyl // Sci. Total Environ. 2018. V. 628–629. P. 11–17.

100. *Елисеева К.Г., Войтович А.М., Плоская М.В., Смаль С.Е.* Генетический мониторинг популяций бурых лягушек, обитающих в загрязненных радионуклидами районах республики Беларусь // Радиац. биология. Радиоэкология. 1994. Т. 34. № 6. С. 838–846. [*Eliseeva K.G., Voitovich A.M., Ploskaya M.V., Smal S.E.* Geneticheskiy monitoring populiatsiy burih liagushek, obitayuschih v zagriaznennih radionuklidami raionah reapubliki Belarus // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1994. V. 34. № 6. P. 838–846. (In Russian)]

101. *Елисеева К.Г., Картель Н.А., Войтович А.М.* Хромосомные аберрации в различных тканях мышевидных грызунов и амфибий из загрязненных радионуклидами районов Беларуси // Цитология и генетика. 1996. Т. 30. № 4. С. 20–25. [*Eliseeva K.G., Kartel N.A., Voitovich A.M.* Hromosomnie aberratsii v razlichnih tkaniah mishevinich grizunov i amfibiy iz zagriaznennih radionuklidami raionov Belarusi // Tsitologia i genetika. 1996. V. 30. № 4. P. 20–25. (In Russian)]

102. *Войтович А.М., Афонин В.Ю.* Мелкие позвоночные животные природных популяций в системе эколого-генетического мониторинга // Экология и рациональное землепользование на рубеже столетий. Т. 2. Томск, 2000. С. 35–36. [*Voitovich A.M., Afonin V.Yu.* Melkie pozvonochnie zivotnie prirodnih populiatsiy v sisteme ekologo-geneticheskogo monitoring // Ekologia i ratsionalnoe zemlepolzovanie na rubeze stoletiy. V. 2. Tomsk, 2000. P. 35–36. (In Russian)]

103. *Войтович А.М.* Сравнительные дозовые нагрузки у амфибий на загрязненных радионуклидами территориях и в условиях острого облучения // Материалы Международной конференции, посвященной 100-летней годовщине со дня рождения Н.В. Тимофеева-Ресовского. Минск, 2000. С. 130–132. [*Voitovich A.M.* Sravnitelnie dozovie nagruzki u amfibiy na zagriaznennih radionuklidami territoriah i v usloviah ostrogo obluchenia // Materiali mezdunarodnoy konferentsii posviaschennoy 100-letney godovchine so dnia rozdenia N.V. Timofeeva-Resovskogo. Minsk, 2000. P. 130–132. (In Russian)]

104. *Афонин В.Ю.* Сравнительный анализ апоптоза и цитогенетических повреждений в гетерогенных клеточных популяциях кроветворной ткани животных из экологически различных районов Беларуси: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Минск, 2002. 22 с. [*Afonin V.Yu.* Sravnitelniy analiz apoptoza i tsitogeneticheskih povrezdeniy v geterogennih kletochnih populiatsiah krovetvornoy tkany zivotnih iz ekologichesky razlichnih raionov Belarusi: Avtoref. dis. ... kand. biol. nauk. Minsk, 2002. 22 p. (In Russian)]

105. *Войтович А.М.* Опухоли кости травяной лягушки (*Rana temporaria* L.) при загрязнении окружающей среды радионуклидами // Докл. НАН Беларуси. 2001. Т. 45. № 1. С. 91–94. [*Voitovich A.M.* Opuholi kosti travianoy liagushki (*Rana temporaria* L.) pri zagriaznenii okruzauschey sredi radionuklidami // Dokladi NAN Belarusi. 2001. V. 45. № 1. P. 91–94. (In Russian)]

106. *Абрамов В.И., Динева С.Б., Рубанович А.В., Шевченко В.А.* Генетические последствия радиоактивного загрязнения популяций *Arabidopsis thaliana*, произрастающих в 30-километровой зоне аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 5. С. 676–689. [*Abramov V.I., Dineva S.B., Rubanovich A.V., Shevchenko V.A.* Geneticheskie posledstvia radioaktivnogo zagriaznenia populiatsiy *Arabidopsis thaliana*, proizrastayuschih v 30-kilometrovoy zone avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 1995. T. 1995. V. 35. № 5. P. 676–689. (In Russian)]

107. *Abramov V.I., Fedorenko O.M., Shevchenko V.A.* Genetic consequences of radioactive contamination for populations of *Arabidopsis* // Sci. Total Environ. 1992. V. 112. P. 19–28.

108. *Kovalchuk I., Abramov V., Pogribny I., Kovalchuk O.* Molecular aspects of plant adaptation to life in the Chernobyl zone // Plant Physiol. 2004. V. 135. P. 357–363.

109. *Klubikova K., Danchenko M., Skultety L. et al.* Soybeans grown in the Chernobyl area produce fertile seeds that have increased heavy metal resistance and modified carbon metabolism // PLOS One. 2012. V. 7. E48169.

110. *Boubriak I.I., Grodzinsky D.M., Polischuk V.P. et al.* Adaptation and impairment of DNA repair function in pollen of *Betula verrucosa* and seeds of *Oenothera biennis* from differently radionuclide-contaminated sites of Chernobyl // Annals Botany. 2008. V. 101. P. 267–276.

111. *Syomov A.B., Ptitsyna S.N., Sergeeva S.A.* Analysis of DNA strand break induction and repair in plants from the vicinity of Chernobyl // Sci. Total Environ. 1992. V. 112. P. 1–8.

112. *Golubev A., Afonin V., Maksimova S., Androsov V.* The current state of pond snail *Lymnaea stagnalis* (Gastropoda, Pulmonata) populations from water reservoirs of the Chernobyl nuclear accident zone // Radioprot. 2005. V. 40. P. S511–S517.

113. *Bonisoli-Aquati A., Ostermiller S., Beasley De A.E. et al.* Faster development covaries with higher DNA damage in grasshoppers (*Chorthippus albomarginatus*) from Chernobyl // Physiol. Biochem. Zoology. 2018. V. 91. P. 776–787.

114. *Цыцугина В.Г., Поликарпов Г.Г.* Цитогенетические и популяционные эффекты у олигохет из Чернобыльской зоны // Радиации. биология. Радиоэкология. 2000. Т. 40. № 2. С. 226–230. [*Tsitsugina V.G., Polikarpov G.G.* Tsitogeneticheskie i populiatsionnie effekti u oligohet iz Chernobylskoy zony // Radiatsion-

naya biologia. Radioekologia. 2000. V. 40. № 2. P. 226–230. (In Russian)]

115. *Гродзинский Д.М.* Адаптивная стратегия физиологических процессов растений. Киев: Наук. думка, 2013. 302 с. [*Grodzinskiy D.M.* Adaptivnaya strategia fiziologicheskih protsessov rasteniy. Kiev: Naukova dumka, 2013. 302 p. (In Russian)]

116. *Глазко Т.Т., Гродзинский Д.М., Глазко В.И.* Хроническое низкодозовое облучение и полифакторность адаптации // Радиац. биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 4. С. 488–493. [*Glazko T.T., Grodzinskiy D.M., Glazko V.I.* Hronicheskoe nizkodozovoe obluchenie i polifaktornost adaptatsii // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 2006. V. 46. № 4. P. 488–493. (In Russian)]

117. *Mustonen V., Kesaniemi J., Lavrinenko A. et al.* Fibroblasts from bank voles inhabiting Chernobyl have increased resistance against oxidative and DNA stresses // BMC Cell Biol. 2018. V. 19. 17.

118. *Gálvan I., Bonisoli-Alquati A., Jenkinson S. et al.* Chronic exposure to low-dose radiation at Chernobyl favours adaptation to oxidative stress in birds // Function. Ecol. 2014. V. 28. P. 1387–1403.

119. *Ильенко А.И., Крапивко Т.П.* Результаты радиоэкологического мониторинга популяции рыжей полевки после Чернобыльской аварии // Зоол. журн. 1998. Т. 77. № 1. С. 108–116. [*Ilienko A.I., Krapivko T.P.* Rezultati radioekologicheskogo monitoring populiatsii rizey polevki posle Chernobylskoy avarii // Zoologicheskiy zurnal. 1998. V. 77. № 1. P. 108–116. (In Russian)]

120. *Глазко В.И., Глазко Т.Т.* Популяционно-генетические последствия Чернобыля. Новый фактор эволюции // Сельскохоз. биология. 2006. № 4. С. 20–32. [*Glazko V.I., Glazko T.T.* Populiatsionno-geneticheskie posledstvia Chernobyla. Noviy factor evolutsii // Selskohoziaystvennaya biologia. 2006. № 4. P. 20–32. (In Russian)]

121. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A. et al.* Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant // J. Environ. Radioact. 2005. V. 80. P. 1–25.

122. *Arkhipov N.P., Kuchma N.D., Askbrant S. et al.* Acute and long-term effects of irradiation on pine (*Pinus sylvestris*) stands post-Chernobyl // Sci. Total Environ. 1994. V. 157. P. 383–386.

123. *Bird G.A., Thompson P.A., MacDonald D.R., Sheppard S.C.* Ecological risk assessment approach for the regulatory assessment of the effects of radionuclides released from nuclear facilities // Protection of the environment from ionizing radiation. Report CSP-17. Vienna: IAEA, 2003. P. 241–247.

124. *Andersson P., Garnier-Laplace J., Beresford N.A. et al.* Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context (protect): proposed numerical values // J. Environ. Radioact. 2009. V. 100. P. 1100–1108.

125. *Beresford N.A., Scott E.M., Copplestone D.* Field effects studies in the Chernobyl Exclusion Zone: Lessons to be learnt // J. Environ. Radioact. 2020. V. 211. 105893.

126. *Beresford N.A., Barnett C.L., Gashchak S. et al.* Radionuclide transfer to wildlife at a "Reference site" in the Chernobyl Exclusion Zone and resultant radiation exposures // J. Environ. Radioact. 2020. V. 211. 105661.

127. *Crisp P.A., Ganguly D., Elchten S.R. et al.* Reconsidering plant memory: intersections between stress recovery, RNA turnover, end epigenetics. // Sci. Advances. 2016. V. 2. e1501340.

128. *Lecomte-Pradines C., Adam-Guillermin C., Gashchak S. et al.* More than thirty years after the Chernobyl accident: What do we know about the effects of radiation on the environment? // J. Environ. Radioact. 2020. V. 211. 106108.

129. *Omar-Nazir L., Shi X., Moller A. et al.* Long-term effects of ionizing radiation after the Chernobyl accident: possible contribution of historic dose // Environ. Res. 2018. V. 165. P. 55–62.

130. *Сапегин Л.М., Дайнеко Н.М., Тимофеев С.Ф.* Состояние растительности агроэкосистем в зоне отчуждения 20 лет спустя после аварии на ЧАЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 1. С. 67–75. [*Sapegin L.M., Dayneko N.M., Timofeev S.F.* Sostoyanie agroekosistem v zone otchuzdenia 20 let spustia posle avarii na ChAES // Radiatsionnaya biologia. Radioecologia. 2008. V. 48. № 1. P. 67–75. (In Russian)]

131. *Deryabina T.G., Kuchmel S.V., Nagorskaya L.L. et al.* Long-term census data reveal abundant wildlife populations at Chernobyl // Curr. Biol. 2015. V. 25. P. R824–R826.

132. *Baker R.J., Chesser R.K.* The Chornobyl nuclear disaster and subsequent creation of a wildlife preserve // Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. P. 1231–1232.

133. *Криволуцкий Д.А.* Проблемы устойчивого развития и экологическая индикация земель радиоактивного загрязнения // Экология. 2000. № 4. С. 257–262. [*Krivolutskiy D.A.* Problemi ustoychivogo razvitiya i ekologicheskaya indikatsia zemel radioaktivnogo zagriaznenia // Ekologia. 2000. № 4. P. 257–262. (In Russian)]

134. *Бунтова Е.Г., Руденская Г.А.* Экологическое состояние биоценозов зоны отчуждения ЧАЭС через 20 лет после аварии // Радиац. биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 228–233. [*Buntova E.G., Rudenskaya G.A.* Ekologicheskoye sostoyanie biotsenozov zoni otchuzdeniya ChAES cherez 20 let posle avarii // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 2009. V. 49. № 2. P. 228–233. (In Russian)]

135. *Бойко А.Л.* Влияние факторов внешней среды на вирусы, инфицирующие растения // Сельскохоз. биология. 1989. № 5. С. 120–125. [*Boiko A.L.* Vliyanie faktorov vneshney sredi na virusi, infitsiruyuschie rastenia // Selskohoziaistvennaya biologia. 1989. № 5. P. 120–125. (In Russian)]

136. *Йощенко В.И., Кашпаров В.А., Левчук С.Е. и др.* Эффекты хронического облучения сосны обыкно-

венной (*Pinus sylvestris* L.) в Чернобыльской зоне отчуждения // Радиац. биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 6. С. 632–641. [*Yoschenko V.I., Kashparov V.A., Levchuk S.E. i dr.* Effekti hronicheskogo obluchenia sosni obiknovennoy (*Pinus sylvestris* L.) v Chernobylskoy zone otchuzdenia // Radiatsionnaya biologia. Radioekologia. 2010. V. 50. № 6. P. 632–641. (In Russian)]

137. *Oleksyk T.K., Novak J.M., Purdue J.R. et al.* High levels of fluctuating asimmetry in populations of *Apodemus flavicollis* from the most contaminated areas in Chornobyl // J. Environ. Radioact. 2004. V. 73. P. 1–20.

What Have we Learned about the Biological Effects of Radiation During the 35-Year Analysis of the Consequences of the Chernobyl NPP Accident?

S. A. Geras'kin[a,#], S. V. Fesenko[a], P. Yu. Volkova[a], and N. N. Isamov[a]

[a] *Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia*

[#] *E-mail: stgeraskin@gmail.com*

The results of long-term studies of radiobiological effects in plants and animals inhabiting territories contaminated as a result of the Chernobyl accident are summarized.

Keywords: Chernobyl NPP, radioactive contamination, doses, biological effects

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 261–276

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК 631.95:539.163:614.73:614.876

АВАРИЯ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС: ЗАЩИТНЫЕ И РЕАБИЛИТАЦИОННЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ В СЕЛЬСКОМ ХОЗЯЙСТВЕ

© 2021 г. С. В. Фесенко[1,*], Н. И. Санжарова[1], Н. Н. Исамов[1], О. А. Шубина[1]

[1] *Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия*

**E-mail: corwin_17f@mail.ru*

Поступила в редакцию 11.01.2021 г.
После доработки 22.01.2021 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Для смягчения последствий Чернобыльской аварии был использован широкий спектр защитных и реабилитационных мероприятий. В настоящей статье обобщена основная информация о применении контрмер в сельском хозяйстве за 35 лет после аварии и приводятся данные об их эффективности. Проанализирован опыт применения сельскохозяйственных реабилитационных мероприятий и их влияние на изменение радиологической ситуации в различные периоды после аварии. Выделены наиболее важные аспекты и показана необходимость использования полученного опыта для разработки систем реагирования в сельском хозяйстве после возможных аварийных ситуаций.

Ключевые слова: Чернобыльская АЭС, сельское хозяйство, последствия, контрмеры, реабилитация, облучение населения

DOI: 10.31857/S086980312103005X

Авария на Чернобыльской АЭС является самой серьезной радиационной аварией за всю историю развития ядерной энергетики. Загрязнению подверглась значительная территория, при этом на площади более 150000 км^2 плотность загрязнения ^{137}Cs была выше 37 кБк/м^2 [1]. Чернобыльская АЭС (ЧАЭС) находится в районе интенсивного ведения сельского хозяйства, поэтому авария оказала чрезвычайно серьезное воздействие на экономику и население сельских районов трех наиболее сильно загрязненных стран – Украины, Беларуси и России. Высокие плотности загрязнения определили необходимость прекращения или ограничения производства сельскохозяйственной продукции на значительной территории. Аварийный выброс включал экологически подвижные радионуклиды, в том числе изотопы радиоактивного йода, радиоактивного стронция и радиоактивного цезия, два из которых (^{90}Sr и ^{137}Cs) имеют достаточно длительные периоды полураспада (29.1 и 30.2 года соответственно) для того, чтобы оказать долгосрочное воздействие на сельское хозяйство.

Характерной особенностью пострадавших районов является преобладание низкоплодородных песчаных и торфяных почв, характеризующихся высоким переходом радиоактивного цезия в растения, а далее в продукцию животноводства. Поскольку авария произошла во второй половине весеннего сезона, воздействие аварии на сельское хозяйство было серьезным, так как сельскохозяйственные животные находились на выпасе, а незагрязненные запасы кормов, в качестве альтернативы зеленым кормам, практически отсутствовали. Потребление загрязненных продуктов питания было и остается одним из ведущих путей формирования доз облучения населения в пострадавших районах [2–8].

Радиоцезий являлся основным дозообразующим радионуклидом в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, за исключением короткого периода непосредственно после аварии, когда основную роль играли коротко- и среднеживущие радионуклиды. Только в части 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС, где хозяйственная деятельность была прекращена, а также на небольшой территории за ее пределами (Иванковский район, Украина и Хойникский район, Белоруссия) ^{90}Sr имел и имеет достаточно важное значение для обеспечения безопасного ведения сельского хозяйства [7, 11, 12]. Поэтому оценки радиологических последствий аварийных выбросов из Чернобыльской АЭС, а также планирование и осуществление контрмер основывались на информации о концентрациях ^{137}Cs в окружающей среде и тенденциях в ее изменении. Тем не менее были разработаны и применялись некоторые защитные мероприятия для снижения поступления ^{90}Sr в продукцию и было достигнуто 2–4-кратное снижение ^{90}Sr в траве и примерно 2-кратное сниже-

ние содержания ^{90}Sr в зерне после коренного улучшения кормовых угодий и применения минеральных удобрений соответственно [10].

Комплекс указанных факторов определил тяжесть последствий аварии, а также важность проведения сельскохозяйственных мероприятий как одного из основных элементов стратегии реагирования и реабилитации пострадавших регионов. Защитные мероприятия применялись во всех отраслях агропромышленного комплекса: от ведения растениеводства и животноводства до переработки сельскохозяйственной и пищевой продукции.

Учитывая экономические и социальные ограничения, характерные для начала 90-х годов прошлого века, основной задачей защитных мероприятий после аварии было сохранение потенциала сельскохозяйственного производства с учетом соответствующих допустимых уровней загрязнения и требований к радиационной защите населения. Эта задача также имела важное значение для сохранения социальной и психологической стабильности сельского населения, поскольку производство безопасных продуктов питания снижало уровень стресса у населения, проживающего на пострадавших территориях [11].

За последние годы было проведено много обзоров применения защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве [10–17]. Целью настоящей статьи является критический анализ эффективности защитных и реабилитационных мероприятий, проведенных в пострадавших регионах после аварии на Чернобыльской АЭС, и их влияния на смягчение последствий аварии для сельского хозяйства и сельского населения.

ЗОНИРОВАНИЕ ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Основой для организации и ведения сельскохозяйственного производства во все периоды после аварии является выделение территорий (районов), которые будут считаться загрязненными. Базируясь на предварительных знаниях о поведении радионуклидов, внешняя демаркация “загрязненного” района была установлена по плотности загрязнения ^{137}Cs 1 Ки/км^2 (37 кБк/м) [1, 9]. Территории с плотностью загрязнения менее 37 кБк/м^2 официально считались “незагрязненными”. На основе этой градации загрязненные районы составляли 3.2% территории европейской части СССР.

Пять областей Беларуси, 22 области России и 12 областей Украины были официально признаны загрязненными регионами после аварии на ЧАЭС. Большое число регионов в России в определенной степени отражает размер страны в сочетании с политикой включения даже тех из них, где были выявлены незначительные территории с плотностью по ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2. Наиболее высокие уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий были выделены в трех областях Беларуси (Гомельская, Могилевская и Брестская), пяти областях Украины (Киевская, Житомирская, Ровенская, Волынская и Черниговская) и четырех областях России (Брянская, Калужская, Тульская и Орловская). Более 15000 населенных пунктов с населением около 6 млн человек были локализованы в районах с плотностью загрязнения ^{137}Cs выше 37 кБк/м^2. В наиболее пострадавших районах на территориях с плотностью загрязнения более 555 кБк/м^2 насчитывалось 640 населенных пунктов с населением около 230000 человек.

КРИТЕРИИ БЕЗОПАСНОСТИ НАСЕЛЕНИЯ И ДОПУСТИМЫЕ УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОЙ ПРОДУКЦИИ

В соответствии с Нормами радиационной безопасности [18], вступившими в силу в 1986 г., Минздрав СССР ввел временный предел средней эквивалентной дозы на все тело жителя населенного пункта в 100 мЗв в течение первого года после чернобыльского выброса (с 26 апреля 1986 г. по 26 апреля 1987 г.), затем 30 мЗв в течение второго года и по 25 мЗв в 1988 и 1989 г. [18]. В целом до 1 января 1990 г. доза для населения не должна была превышать 173 мЗв.

Для ограничения внутреннего облучения населения в СССР, и впоследствии Беларуси, России и Украине, были разработаны временные допустимые уровни ВДУ содержания радионуклидов в пищевых продуктах (табл. 1).

Первые ВДУ, утвержденные Минздравом СССР 6 мая 1986 г., касались ограничения содержания в продукции ^{131}I как доминирующего фактора внутреннего облучения человека в ранний период аварии и были направлены на ограничение облучения щитовидной железы детей. ВДУ, принятые 30 мая 1986 г., ограничивали содержания всех β-излучателей в пищевых продуктах, вызванных поверхностным загрязнением. Более поздние ВДУ, введенные в действие в 1988 г. (ВДУ-88) и 1991 г. (ВДУ-91), касались суммы активности ^{134}Cs и ^{137}Cs. ВДУ-91 были дополнены ограничениями по содержанию ^{90}Sr. Впоследствии были введены нормативы СанПиН, которые рассматривались как неаварийные нормативы [25, 26] и действовали на всей территории Российской Федерации.

Годовое потребление сельскими жителями обычного пищевого рациона, все компоненты которого содержат радионуклиды цезия на уров-

Таблица 1. Временные допустимые уровни (ВДУ, Бк/кг, Бк/л) содержания радионуклидов в основных пищевых продуктах и питьевой воде, установленные в СССР (1986–1991 гг.) и Российской Федерации после Чернобыльской аварии [18–26]

Table 1. Temporary Permissible Levels (TPL, Bq/kg, Bq/l) of Radionuclide Concentrations in Basic Food and Drinking Water Established in the USSR (1986–1991) and the Russian Federation after the Chernobyl Accident [18–26]

ВДУ/ДУ	4104–88	129–252	ВДУ-88	ВДУ-91		ДУ 2001	
Дата утверждения	6.05.1986	30.05.1986	15.12.1987	22.01.1991		14.11.2001	
Радионуклид	^{131}I	$\Sigma\beta$-излучателей	$^{134+137}Cs$	$^{134+137}Cs$,	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Питьевая вода	3700	370	18.5	18.5	3.7	11	4.9
Молоко	370–3700	370–3700	370	370	37	100	25
Молочные продукты	18 500–74 000	3700–18 500	370–1850	370–1850	37–185	50–200	25–100
Детское питание	–	–	370	185	3.7	40	25
Мясо и мясные продукты	–	3700	1850–3000	740	–	200	–
Рыба	37 000	3700	1850	740	–	130	100
Овощи, фрукты, картофель, корнеплоды	–	3700	740	600	37	80	40
Хлеб, мука, зерновые продукты	–	370	370	370	37	40–60	20–30

не ВДУ-86, привело бы к дозе внутреннего облучения менее 50 мЗв, ВДУ-88 – менее 8 мЗв, а ВДУ-91 – менее 5 мЗв.

Общая политика СССР, а затем и регулирующих органов СНГ, была направлена на снижение как радиологических критериев, так и ВДУ наряду с естественным улучшением радиологических условий в результате распада радионуклидов. Постепенное уменьшение ВДУ являлось фактором, оказывавшим влияние на производителей, которые должны были использовать технологии, обеспечивающие безопасное содержание радионуклидов в производимой продукции. Снижение ВДУ в первую очередь было направлено на уменьшение доз внутреннего облучения населения, однако учитывало и возможность ведения сельского и лесного хозяйства на загрязненных территориях. В ряде случаев ограничения привели к неоправданным потерям при производстве продуктов питания и повлияли на процесс экономического восстановления пострадавших районов.

После распада СССР в 1991 г. в Беларуси, России и Украине проводилась собственная политика радиационной защиты населения и применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве. В то же время в связи с принятием МКРЗ в 1990 г. годового предела эффективной дозы облучения населения на практике, равного 1 мЗв [27], этот уровень был признан безопасным и в послеаварийных условиях [18]. Поэтому он по-прежнему используется в законодательстве Российской Федерации в качестве критерия для обоснования системы долгосрочных реабилитационных мероприятий.

ЗАЩИТНЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ В ПЕРВЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ АВАРИИ

Систему ведения производства сельскохозяйственной продукции на момент аварии можно разделить на две группы: крупные коллективные хозяйства (колхозы, совхозы) и частный сектор. Коллективные хозяйства в земледелии использовали севообороты, применяли научно обоснованные системы обработки почв и внесения агромелиорантов (минеральные и органические удобрения, известь, доломитовая мука и др.). Для кормления животных разрабатывались специальные рационы, а для заготовки кормов создавались улучшенные сенокосы и пастбища. В частном секторе применение минеральных удобрений не было систематическим, широко использовалось внесение органических удобрения (навоз). Выпас частного поголовья животных осуществлялся, как правило, на природных лугах, лесных опушках и т.п. Эти различия приводили к более высокому накоплению радионуклидов в продукции, производимой в личных подсобных хозяйствах по сравнению с крупными коллективными хозяйствами.

Авария произошла в самый уязвимый сезон с точки зрения ее воздействия на сельское хозяйство. Сельскохозяйственные животные уже находились на пастбищах, а возможности предотвратить или уменьшить загрязнение продуктов животноводства были весьма ограничены из-за нехватки незагрязненных кормов. В первые дни и недели после аварии концентрации радиологически значимых радионуклидов значительно превышали национальные и международные норма-

тивы, ограничивающие содержание радионуклидов в продуктах питания [4, 7, 28].

В течение первых недель после аварии ^{131}I был основным радионуклидом, определявшим дозы внутреннего облучения. Другие радионуклиды (^{95}Zr, ^{95}Nb, $^{103/106}$Ru, ^{140}Ba и ^{140}La, $^{141/144}$Ce) оказывали незначительное влияние из-за коротких периодов полураспада. С июня 1986 г. в большинстве проб окружающей среды (за исключением 30-километровой зоны ЧАЭС) и пищевых продуктов преобладал радиоактивный цезий [7].

Основной целью контрмер в первый период являлись ограничение (или запрет) потребления населением загрязненного молока и уменьшение концентраций ^{131}I в молоке [10]. В наиболее загрязненных районах одной из первоочередных мер являлось обеспечение населения (в первую очередь детей) привозным молоком из "чистых" регионов. Применение защитных мероприятий было в основном направлено на снижение уровней загрязнения молока, производимого в общественном секторе. Рекомендации включали следующие мероприятия [28, 29]:

• исключение из рациона животных загрязненного пастбищного травостоя путем перевода с пастбищного на стойловое содержание;

• радиационный контроль и бракераж молока с превышением допустимых уровней содержания ^{131}I (3700 Бк/л);

• переработка молока и производство продуктов, соответствующих ВДУ (сухое и сгущенное молоко, масло, сыры и др.).

В ряде районов из-за несвоевременного применения ограничительных и защитных мер поступление йода с молоком привело к формированию высоких доз облучения и стало одной из причин рака щитовидной железы [7, 11, 12].

В соответствии с решением Правительства СССР об эвакуации населения из 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС (начиная со 2 мая 1986 г.), вместе с населением было эвакуировано около 50000 голов крупного рогатого скота, 13000 свиней, 3300 овец и 700 лошадей [7]. Из-за недостатка фуража для эвакуированных животных и трудностей в управлении на территориях, куда они были перевезены, часть из них впоследствии были забиты [7, 12, 30]. Трупы животных были захоронены, однако некоторые из них хранились в холодильниках, что привело к необходимости решать санитарно-гигиенические вопросы и обусловило экономические потери [7]. Всего за период с мая по июль 1986 г. общее количество забитых животных достигло 95500 голов крупного рогатого скота и 23000 свиней.

Кормление животных "чистыми" кормами было бы весьма эффективным для снижения содержания ^{137}Cs в продукции до приемлемого уровня в течение 1–2 мес. Однако эта контрмера в первый период не получила широкого распространения, главным образом из-за нехватки незагрязненных кормов в конце периода стойлового содержания животных [12].

В начале июня 1986 г. были составлены первые карты плотности радиоактивных выпадений в загрязненных районах. Это позволило оценить уровни загрязнения пастбищ и определить угодья, где невозможно получение молока, соответствующего ВДУ [11]. Эти данные послужили основанием для принятия решений о введении запрета на содержание молочного скота. Радиационный контроль был введен на всех стадиях производства, хранения и переработки сельскохозяйственной и пищевой продукции [4].

На основе радиологического обследования около 130.0, 17.3 и 57.0 тыс. га сельскохозяйственных угодий были исключены из хозяйственного использования в Беларуси, России и Украине соответственно [7]. Критерием невозможности хозяйственного использованныя земель было превышение уровня плотности выпадений ^{137}Cs (1480 кБк/м^2). Для территорий с плотностью загрязнения выше 185 и 555 кБк/м^2 были разработаны рекомендации и предложены контрмеры, направленные на уменьшение поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию [4]:

• исключение некоторых технологических операций при обработке почв и уборке урожая для снижения пылеобразования;

• увеличенные дозы применения калийно-фосфорных удобрений;

• коренное улучшение сенокосов и пастбищ;

• ограничение использования органических удобрений, в частности, загрязненного навоза;

• содержание животных на чистых кормах в течение 1.5 мес. до убоя;

• ограничение потребления молока, производимого в частном секторе;

• обязательный радиационный контроль сельскохозяйственной продукции.

Дезактивация, включающая удаление верхнего загрязненного слоя, не была отнесена к мероприятиям, подходящих для сельского хозяйства, из-за высокой стоимости, нарушения плодородия почвы и проблем, связанных с захоронением загрязненной почвы [4, 7].

ЗАЩИТНЫЕ МЕРОПРИЯТИЯ НА ПРОМЕЖУТОЧНОЙ И ВОССТАНОВИТЕЛЬНОЙ СТАДИЯХ ПОСЛЕ АВАРИИ

Рекомендации по применению защитных мероприятий неоднократно пересматривались и обновлялись [32–36] в зависимости от изменений

радиационной обстановки, ужесточения нормативов по содержанию радионуклидов в продукции и экономической ситуации.

Агрохимические и агротехнические мероприятия

На пахотных угодьях применялся комплекс агрохимических и агротехнических мероприятий, которые включали: вспашку (стандартная или с оборотом пласта), известкование (с внесением повышенных доз извести с учетом уровней загрязнения почв), внесение минеральных удобрений (с увеличением доз внесения фосфора и калия) [4, 10]. Объемы проведения агрохимических и агротехнических мероприятий после аварии на ЧАЭС приведены на рис. 1.

Первоочередное внимание при реабилитации загрязненных территорий уделялось применению агротехнических технологий коренного и поверхностного улучшения сенокосов и пастбищ для получения кормов, соответствующих ветеринарным радиологическим требованиям [31].

Вспашка – технологический прием, который широко использовался на загрязненных территориях. Вспашка приводит к перераспределению радионуклидов в пахотном слое почв и уменьшению концентрации радионуклидов в слое почвы, где осуществляется минеральное питание растений. Вспашка с оборотом пласта и глубокая вспашка (глубже обычного пахотного слоя) были возможны только на участках с плодородными почвами с глубоким гумусовым горизонтом. Кратность снижения коэффициентов перехода радионуклидов в растения варьировала от 2 при обычной вспашке до 15–20 раз при вспашке с оборотом пласта, и этот эффект сохраняется в течение многих лет [4, 5, 10–14, 17].

Известкование применялось на почвах с низкой кислотностью почв, которые широко распространены в наиболее загрязненных регионах. Поскольку переход радионуклидов в растения зависит от кислотности почв, известкование поддерживает реакцию почвенного раствора вблизи нейтральной, позволяя достичь минимальных значений коэффициента перехода ^{137}Cs в растения. На основании исследований, выполненных во ВНИИРАЭ [31, 32], дозы внесения мелиорантов были увеличены в среднем в 1.5 раза в зависимости от свойств почвы и вида культуры, обеспечивая снижение поступления радионуклидов в растения в 1.5–4.0 раза.

Минеральные удобрения широко использовались для снижения накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными культурами, в первую очередь калийные, так как снижение перехода радионуклида основано на уменьшении соотношения Cs : K в почвенном растворе [7]. Оптимальное соотношение, определенное в результате проведенных на-

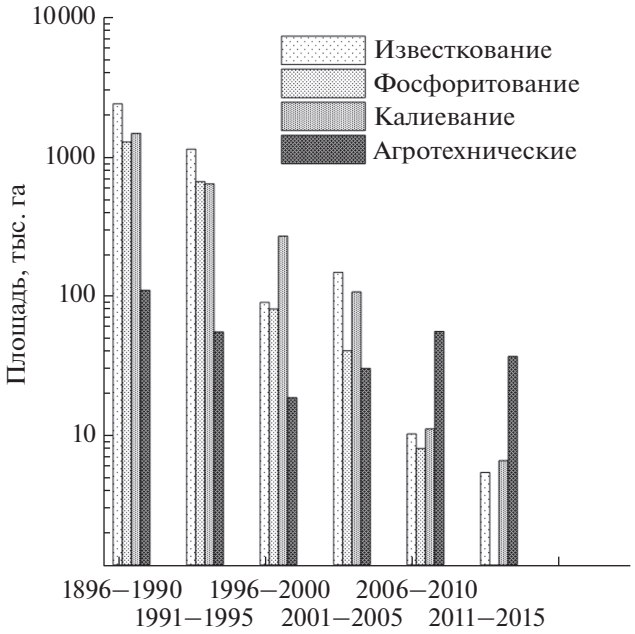

Рис. 1. Объемы применения агрохимических и агротехнических мероприятий в районах Российской Федерации, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС.

Fig. 1. Changes with time in the extent of agricultural areas treated with of agrochemical and agrotechnical measures in the area of the Russian Federation contaminated by the Chernobyl accident.

учных исследований и производственных испытаний, составило N : P : K как 1 : 1.5 : 2 [23].

Коренное улучшение кормовых угодий, которое включало дискование дернины, вспашку, известкование, внесение удобрений и посев травосмесей, оказалось очень эффективным мероприятием, обеспечивая снижение поступления в травостой радиоцезия на минеральных почвах до 2–3 раз, а на органических – до 3–5 раз. Эффективность технологии зависит от типа луга и свойств почвы [37, 38]. Одно из ограничений заключается в том, что коренное улучшение не может быть использовано на крутых склонах и в поймах рек. В этих случаях применяется поверхностное улучшение, которое включает дискование, внесение удобрений (в соотношении N : P : K 1 : 1,5 : 2), известкование и подсев трав.

Изменение структуры землепользования

Организация земледелия на загрязненных территориях осуществляется на основании научно обоснованной структуры землепользования, которая определяет размещение и соотношение различных земельных угодий (естественные и культурные пастбища и сенокосы, пахотные земли, залежи, сады и др.). Для различных видов возделываемых культур коэффициенты перехода ра-

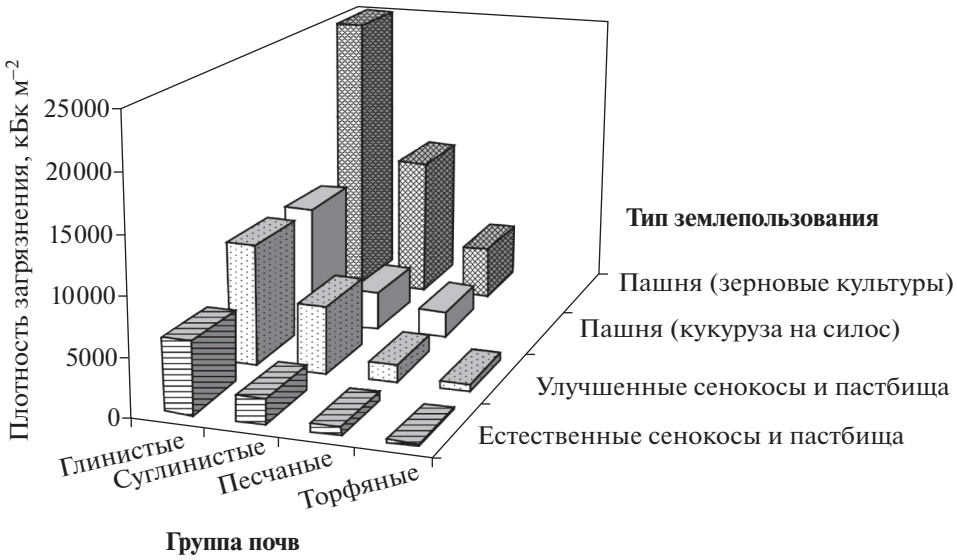

Рис. 2. Плотности выпадений, при которых возможно получение продукции, соответствующей ВДУ-93.
Fig. 2. Deposition densities at which it is possible to obtain products corresponding to the TPL 93.

дионуклидов могут отличаться до 100 раз и более [7, 10, 39]. Таким образом, загрязнение сельскохозяйственной продукции зависит как от типа почвы, так и от вида землепользования. В качестве примера можно привести оценку плотности выпадений ^{137}Cs, при которой содержание радионуклида в сельскохозяйственной продукции, производимой на различных видах угодий в 1994 г., не превысило бы ВДУ-93 (рис. 2).

Существенные различия в возможности получения продукции, соответствующей ВДУ, на сельскохозяйственных угодьях различного типа открывают возможность для оптимизации структуры землепользования, размещая культуры с низким накоплением радионуклидов на территориях с более высокими уровнями загрязнения, а культуры с высоким накоплением ^{137}Cs на участках с более низкой плотностью выпадений.

Достаточно перспективным вариантом является использование загрязненных земель для выращивания технических культур. Так, в Беларуси на наиболее загрязненных сельскохозяйственных угодьях были размещены посевы рапса, семена которого были переработаны на пищевое масло, топливо и белковый жмых в качестве корма для животных [40]. Производство рапсового масла оказалось эффективным, экономически оправданным способом использования загрязненных земель.

Содержание животных на “чистых” кормах

Целью содержания животных на “чистых” кормах, т.е. кормах, не загрязненных радионуклидами (либо с низким уровнем их содержания), является предотвращение поступления радионуклидов в организм сельскохозяйственных животных и, как следствие, в производимую продукцию (молоко, мясо). Особенно эффективно это мероприятие при откорме мясного скота перед забоем. На территориях, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС, эффективность этой технологии и продолжительность ее применения контролировались с помощью прижизненного измерения содержания ^{137}Cs в организме сельскохозяйственных животных. Для обоснования содержания животных на “чистых” кормах и предотвращения забоя скота с содержанием ^{137}Cs в мышцах выше ВДУ, за период с 1986 по 2000 г. было проведено более 447 тыс. прижизненных измерений содержания ^{137}Cs, что позволило избежать существенных потерь при производстве мяса на загрязненных территориях (рис. 3).

Объемы применения технологии откорма животных “чистыми” кормами постоянно увеличивались в 1986–1992 гг. и составили в Российской Федерации от 55 до 75 тыс. голов крупного рогатого скота. В 2000–2008 гг. количество головообработок снизилось и составило от 5 до 20 тыс. голов.

Использование сорбентов цезия

После 1994 г., когда была разработана технология применения цезийсвязывающих сорбентов в желудочно-кишечном тракте (ЖКТ) животных, этот вид защитных мер стал одним из наиболее распространенных приемов, позволяющим производить продукцию животноводства (молоко, мясо), соответствующую нормативам, на территориях с высокими уровнями загрязнения.

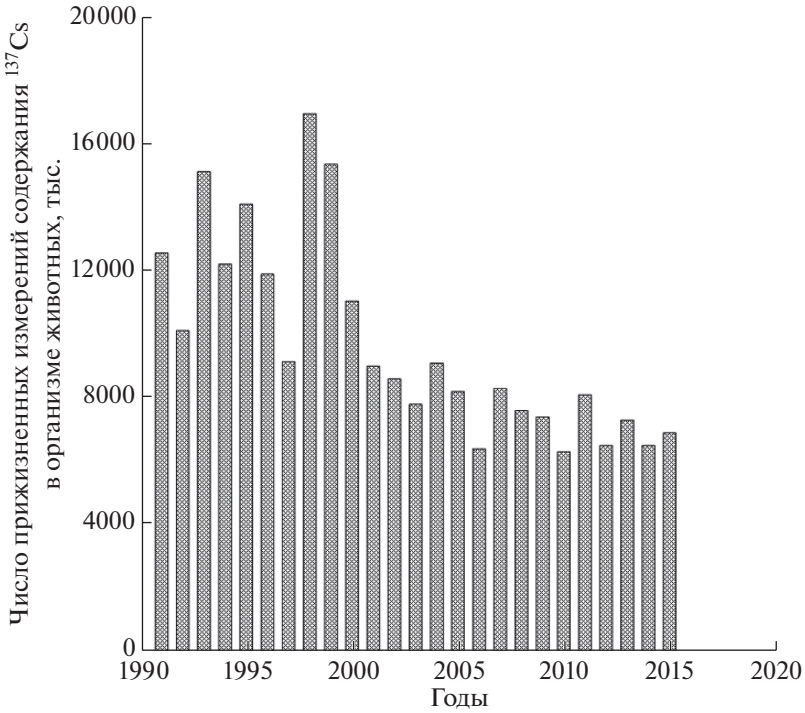

Рис. 3. Число прижизненных определений содержания ^{137}Cs в организме животных.
Fig. 3. Number of live monitoring measurements of animals after the ChNPP accident in Russia.

При разработке данной технологии была изучена эффективность использования различных сорбентов, которые применялись в виде химических соединений или глин, добавляемых в компоненты рациона, либо вводились в виде боллюсов, обеспечивающих медленное высвобождение сорбента в ЖКТ. Исследования показали высокую эффективность соединений ферроцина (гексаноферрата) для связующих радиоактивного цезия [7, 41, 42]. Применение ферроцина обеспечивало снижение содержания ^{137}Cs в продуктах животноводства до 3–5 раз и более [42]. Все формы соединений гексаферроцианидов обладают низкой токсичностью и поэтому были безопасны для животных. Количество головообработок крупного рогатого скота, ежегодно обрабатываемого ферроцином в различной форме, показано на рис. 4.

Применение ферроцина было особенно эффективным в населенных пунктах, где не было возможности обеспечения частного поголовья животных улучшенными пастбищами. Ферроцин широко использовался в России и Беларуси и в очень ограниченных масштабах в Украине, поскольку стоимость закупки препаратов в Западной Европе была слишком высокой. Вместо этого в небольших масштабах использовали доступные на местах глинистые минералы, которые менее эффективны, чем ферроцин, но дешевле при использовании [7].

Переработка сельскохозяйственной продукции

После аварии на Чернобыльской АЭС были разработаны и успешно внедрены в пищевой промышленности технологии переработки сель-

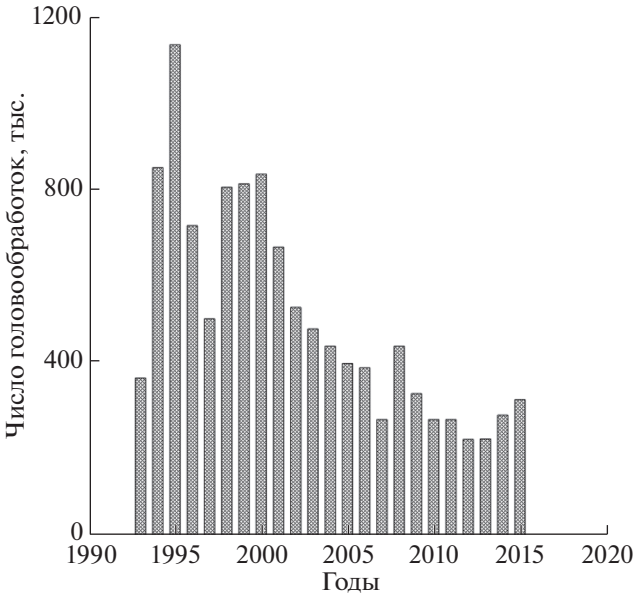

Рис. 4. Число головообработок КРС сорбентами, связывающими ^{137}Cs в организме животных.
Fig. 4. Number of cattle treatments with ^{137}Cs binding sorbents.

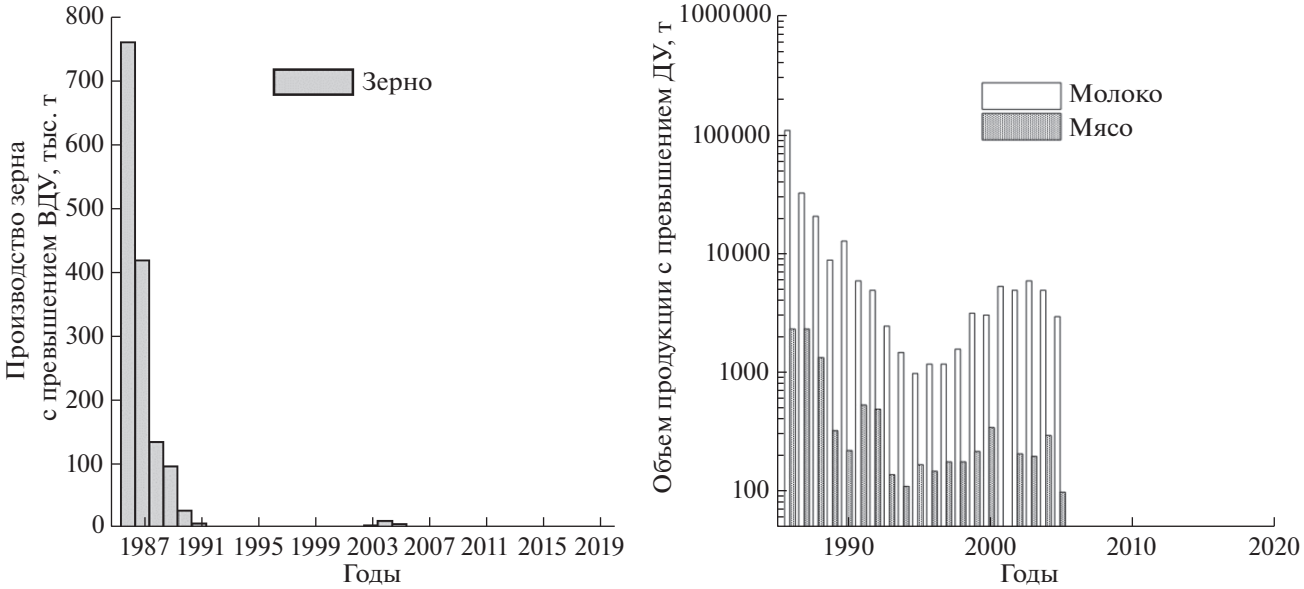

Рис. 5. Объемы производства зерна, молока и мяса с содержанием радиоцезия, превышающим ВДУ.
Fig. 5. Production of grain, milk and meat production with radiocaesium concentrations exceeding the TPL.

скохозяйственной продукции, обеспечивающие снижение содержания радионуклидов в конечном продукте. Комплекс методов переработки молока обеспечивал снижение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в молочной продукции (масло, сыры, сухое и сгущенное молоко) до 7–10 раз по сравнению с исходным.

Было показано, что использование стандартных методов переработки продукции, используемых в пищевой промышленности, позволяет производить ряд пищевых продуктов (крахмал, растительное масло, спирт и др.), соответствующих санитарно-гигиеническим требованиям. Следует особо подчеркнуть высокую эффективность переработки сельскохозяйственной продукции в острой фазе после аварии.

ЭФФЕКТИВНОСТЬ ЗАЩИТНЫХ И РЕАБИЛИТАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ В СЕЛЬСКОМ ХОЗЯЙСТВЕ

Применение защитных и реабилитационных мер в сельском хозяйстве преследовало три основные цели: 1) гарантировать производство пищевых продуктов, соответствующих ВДУ, 2) обеспечить скорейшее снижение доз облучения населения ниже 1 мЗв и 3) свести к минимуму коллективные дозы для населения на основе принципа АЛАРА.

Снижение загрязнения сельскохозяйственной продукции

Данные радиационного мониторинга показали, что начиная с мая 1986 г. в четырех областях России (Брянская, Тульская, Калужская, Орловская) были выявлены большие объемы продукции, с содержанием радионуклидов, превышающим ВДУ для ^{137}Cs. В наиболее загрязненных районах Брянской области доля зерна, молока и мяса с содержанием радиоцезия, превышающая ВДУ, в течение первого года после аварии достигала 80% и выше (рис. 5) [38, 41].

С 1987 г. высокие концентрации радиоактивного цезия в сельскохозяйственной продукции, главным образом в продукции животноводства, и применение контрмер, направленных на снижение концентраций ^{137}Cs в молоке и мясе, были ключевыми направлениями стратегии реабилитации в сельском хозяйстве. Широкомасштабное применение ряда контрмер позволило добиться резкого сокращения количества продуктов животного происхождения с концентрациями радиоактивного цезия выше ВДУ. Концентрации радиоцезия в зерне, картофеле и корнеплодах были достаточно низкими в большинстве загрязненных районов. К 1991 г. доля зерна с содержанием ^{137}Cs выше 370 Бк/кг составляла менее 0.1% (рис. 5).

После 2001 г. из-за ужесточения ВДУ по содержанию ^{137}Cs в зерне до 160 Бк/кг, а также снижения объемов проведения реабилитационных мероприятий доля зерна с превышающем ВДУ содержанием ^{137}Cs увеличилась и составила в наиболее загрязненных районах около 20%.

Максимальный эффект от применения защитных мероприятий в сельском хозяйстве был достигнут в 1986–1992 гг. В результате применения контрмер в пострадавших районах (главным образом, коренного улучшения и перевода живот-

Таблица 2. Вклад факторов, определяющих снижение содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции в районах России, подвергшихся загрязнению после аварии на ЧАЭС [41]
Table 2. Contribution of factors determining the reduction of ^{137}Cs concentration in agricultural products in the regions of the Russian Federation contaminated after the Chernobyl accident [41]

Факторы	Районы с интенсивным применением контрмер (Брянская область)		Районы с ограниченным применением контрмер (Калужская область)	
	молоко, мясо	картофель, зерно	молоко, мясо	картофель, зерно
Природные биогеохимические процессы	0.33	0.36	0.60	0.73
Контрмеры	0.61	0.57	0.28	0.12
Радиоактивный распад	0.06	0.07	0.12	0.15

ных на “чистые” корма) уровни загрязнения продукции животноводства постоянно снижались. С 1991 г. доля продукции с концентрациями цезия, превышающими ВДУ, составляла <10% от валового объема продукции, полученной на загрязненных территориях.

Из-за экономических трудностей в середине 1990-х годов применение защитных мероприятий в растениеводстве (минеральные удобрения, известкование, агротехнические мероприятия) было сокращено. В то же время путем оптимизации имеющихся ресурсов эффективность контрмер в отношении ^{137}Cs осталась на уровне, достаточном для поддержания приемлемого содержания ^{137}Cs в большинстве продуктов животноводства (рис. 5).

Оценка эффективности реабилитационных мероприятий в послеаварийный период должна учитывать не только снижение загрязнения продукции в результате проведения мероприятий, но и в результате физического распада, а также постепенной фиксации радионуклидов в почве, т.е. снижением их биологической доступности для включения в пищевые цепочки. Темпы снижения содержания ^{137}Cs в пищевых продуктах, особенно в молоке, существенно различались в пострадавших районах и в течение времени после аварии. Это было связано в значительной степени с допустимыми объемами проведения коренного улучшения сенокосов и пастбищ, которое проводилось поэтапно с учетом поголовья животных и необходимой для их содержания площадью кормовых угодий. Эффективность сельскохозяйственных контрмер по критерию снижения содержания ^{137}Cs в основных пищевых продуктах возрастала в период с 1987 по 1992 г., когда мероприятия применялись в пострадавших районах в необходимых объемах. В Брянской области, где контрмеры были начаты раньше и в больших масштабах, экологический период снижения концентраций ^{137}Cs в молоке (T_{ec}), рассчитанный за 1987–1992 гг., был значительно короче (1.0–2.8 года), чем в Калужской области (2.3–4.8 года), где основной вклад в снижение содержания ^{137}Cs в продукции вносили естественные биогеохимические процессы, определяющие связывание радионуклидов в почвах и снижение их подвижности [41].

Предполагая, что снижение содержания ^{137}Cs в пищевых продуктах было вызвано влиянием трех групп факторов – естественных биогеохимических процессов, контрмер и радиоактивного распада, был оценен вклад каждого из этих факторов для районов с различной интенсивностью применения защитных мероприятий (табл. 2).

С 1987 по 1994 г. вклад контрмер в снижение загрязнения сельскохозяйственной продукции в регионе с интенсивным применением защитных мер составил 60%. В регионах с ограниченным применением контрмер преобладающий вклад в уменьшение загрязнения продукции ^{137}Cs (до 70%) вносили естественные биогеохимические процессы.

Эффективность реабилитационных мероприятий по критерию снижения доз облучения населения

Применение защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве после аварии на ЧАЭС привело к значительному снижению как индивидуальных, так и коллективных доз облучения местного населения. В 1991–1999 гг. применение контрмер позволило снизить годовые эффективные дозы сельского населения, проживающего в зоне с плотностью радиоактивного загрязнения 185–370 кБк/м^2 в среднем на 22%, в зоне 370–55 кБк/м^2 – на 32%, а в населенных пунктах с загрязнением выше 555 кБк/м^2 снижение годовых доз облучения населения составило более 40% [43].

Оценка предотвращенной коллективной дозы после применения контрмер в сельском хозяйстве является достаточно сложной задачей и требует данных как о применении контрмер, так и об использовании пищевых продуктов/кормов, произведенных на загрязненных территориях. Кроме того, контрмеры проводились как в частном, так и общественном секторах, что влияло на

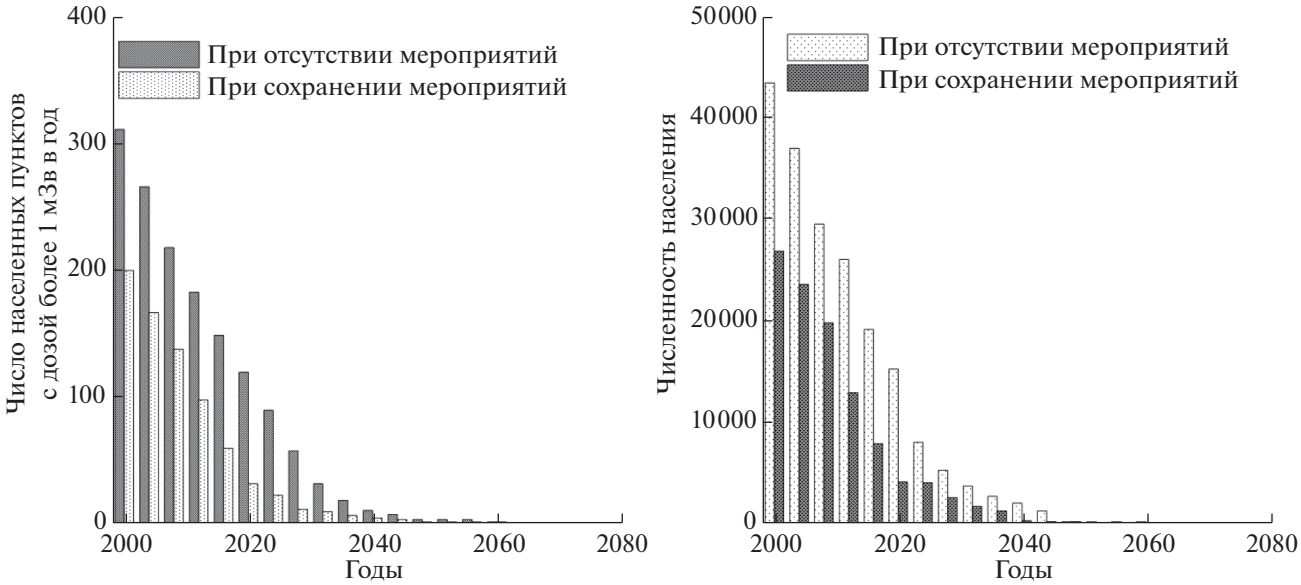

Рис. 6. Изменение числа населенных пунктов Российской Федерации и проживающего в них населения с дозой облучения более 1 мЗв в год. Оценки сделаны на основе данных работы [43] для ситуации отсутствия защитных и реабилитационных мероприятий и проведения мероприятий в существующих объемах.

Fig. 6. Changes with time in the number of rural settlements with annual dose exceeding 1 mSv/y. The estimates are based on the data of [43].

снижение доз облучения как сельского, так и городского населения. Оценки предотвращенной дозы, основанные на подходе, предложенном в работе [43], показали, что за 20 лет после аварии предотвращенная доза после применения контрмер в частном секторе сельских населенных пунктов Беларуси и России составила 7300 чел.-Зв. Основной вклад в предотвращенную коллективную дозу (5500 чел.-Зв) среди сельского населения вносят наиболее загрязненные Гомельская и Брянская области.

Продукты питания, производимые в коллективном секторе, потребляются, в основном, городским населением, проживающем как на загрязненных территориях, так и в незагрязненных районах. Принимая во внимание экспорт продукции из загрязненных регионов, показано, что около половины предотвращенной внутренней коллективной дозы (7.5 тыс. чел.-Зв в Российской Федерации) было обусловлено применением защитных мероприятий в коллективных хозяйствах. Эти результаты согласуются с выводами Чернобыльского форума МАГАТЭ [7], где дозы внутреннего облучения населения на загрязненных территориях (учитывающие эффект защитных мероприятий) за тот же период времени были оценены в 6.0 тыс. чел.-Зв для Российской Федерации. Таким образом, предотвращенная доза за счет применения сельскохозяйственных защитных мероприятий составила примерно 55% от дозы внутреннего облучения, полученной при условии, если бы защитные и реабилитационные мероприятия в сельском хозяйстве не применялись.

Основными факторами, способствовавшими снижению коллективной дозы, были контрмеры в животноводстве, поскольку молоко вносило наибольший вклад во внутреннее облучение населения после чернобыльской аварии. В Брянской области такие контрмеры внесли 65–75% от общей предотвращенной дозы [8, 44].

Несмотря на значительное улучшение радиационной обстановки на загрязненных территориях через 35 лет после аварии, сохраняются достаточно большие площади сельскохозяйственных земель, на которых производится сельскохозяйственная продукции с превышением санитарно-гигиенических и ветеринарных требований. Доля такой продукции не превышает 10% и регистрируется в наиболее загрязненных районах Брянской области. Однако такие районы не могут считаться полностью реабилитированными, и требуется обоснование долгосрочной стратегии проведения необходимых сельскохозяйственных мероприятий.

Кроме того, несколько десятков тысяч человек все еще проживают в населенных пунктах с годовой эффективной дозой выше 1 мЗв, где должны быть предприняты меры по защите населения. Изменение со временем числа населенных пунктов и жителей загрязненных территорий, которые потенциально могут получать годовые эффективные дозы выше 1 мЗв, показаны на рис. 6.

Очевидно, что применение реабилитационных мер в ограниченных масштабах будет оставаться необходимым, по крайней мере, в течение нескольких десятилетий (до 2045–2050 гг.), и для оптимизации их использования в долгосрочной перспективе после аварии необходимо продолжение применения мер по реабилитации загрязненных территорий. После 2050 г. дозы излучения, превышающие 1 мЗв, могут иметь место только на территориях, выведенных из землепользования.

ПЛАНИРОВАНИЕ РЕАБИЛИТАЦИОННЫХ МЕРОПРИЯТИЙ В ОТДАЛЕННЫЙ ПЕРИОД ПОСЛЕ АВАРИИ

При планировании реабилитационных мероприятий в долгосрочной перспективе после Чернобыльской аварии важно учитывать факторы, специфические для отдельных населенных пунктов, регионов и стран. К ним можно отнести: параметры перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственную продукцию, особенности почвенного покрова и технологий ведения сельскохозяйственного производства, эффективность реабилитационных мероприятий и предпочтения при их выборе. Обоснование реабилитационных мероприятий на уровне отдельных населенных пунктов связано с оптимизацией мероприятий, направленных на снижение дозы облучения населения менее 1 мЗв в год. На региональном уровне внимание в основном сосредоточено на обосновании затрат на реабилитацию и оценке их эффективности с точки зрения смягчения последствий для здоровья населения, улучшения экономической ситуации в пострадавших регионах и возвращения их к условиям нормальной жизнедеятельности.

Для решения этих проблем при поддержке МАГАТЭ была создана система поддержки принятия решений ReSCA [45, 46]. Особенностью этой системы является использование критериев регулирования в области радиационной безопасности, предложенных в публикации МКРЗ 103 и рекомендуемых новым стандартом безопасности МАГАТЭ [47]. То есть в рамках системы рассматривается ситуация существующего облучения, а оптимизация осуществляется для “референтного человека”. Система была адаптирована для условий и радиологических параметров Белоруссии, России и Украины [48].

Стратегия реабилитации строится как последовательность мероприятий, проводимых в населенном пункте, регионе или в стране. Оптимизация достигается путем организации всех возможных мероприятий по определенному критерию оптимизации и реализации мероприятий с наибольшим значением критерия оптимизации. В системе ReSCA процесс оптимизации регулируется двумя критериями. Первый критерий – это экономико-радиологическая эффективность мероприятия действия, второй – предпочтение лиц, отвечающих за реабилитацию загрязненных территорий к выбору этих мероприятий. Пользователь может изменить баланс между этими критериями, тем самым отдавая большее предпочтение либо экономической эффективности, либо предпочтениям к выбору реабилитационных мероприятий. Таким образом, в рамках системы рассматриваются различные стратегии проведения реабилитации загрязненных пунктов, от оценок, основанных на радиологических и экономико-радиологических показателях до оценок, в которых выбор мероприятий осуществляется полностью на экспертных предпочтениях населения или руководителей, отвечающих за результаты реабилитации загрязненных территорий.

Для иллюстрации основных особенностей выбора стратегий реабилитации были взяты данные по 290 населенным пунктам Беларуси, России и Украины, где годовые эффективные дозы в 2004 г. превышали 1 мЗв (рис. 6). В этих населенных пунктах проживали 78172 человека, в том числе 57960 человек на территории Российской Федерации [48]. Коллективная доза, оцененная за 2004 г., составляла около 65 чел.-Зв, причем три четверти этой дозы приходится на население в пострадавших российских регионах [47]. Распределение доз внешнего и внутреннего облучения в населенных пунктах различается в трех странах: в Беларуси доминирует внешнее облучение; в России оба пути одинаково важны; в Украине доза в основном обусловлена внутренним облучением. Примерно в половине населенных пунктов Беларуси и России годовая доза от потребления грибов и лесных продуктов сопоставима с годовой дозой от молока. В Украине молоко было основным источником внутреннего облучения в большинстве пострадавших населенных пунктов.

В настоящее время предотвращенная доза не подпадает под критерии ограничения и используется главным образом для целей оптимизации. В то же время этот критерий может использоваться для оценки медицинских последствий и позволяет оценивать инвестиции в реабилитацию по критерию уменьшения негативных эффектов для здоровья населения, подвергающегося радиационному воздействию.

Эффект реабилитации зависит как от специфических для данной местности факторов, которые непосредственно включены в анализ, так и от наличия средств для целей реабилитации. Таким образом, отношения, отражающие зависимость предотвращенных доз от затрат на реабилитацию, в пострадавших странах оказываются разными (рис. 6). В Беларуси тенденции, отражающие увеличение предотвращенной дозы за счет вложенных средств, становятся схожими для радиологи-

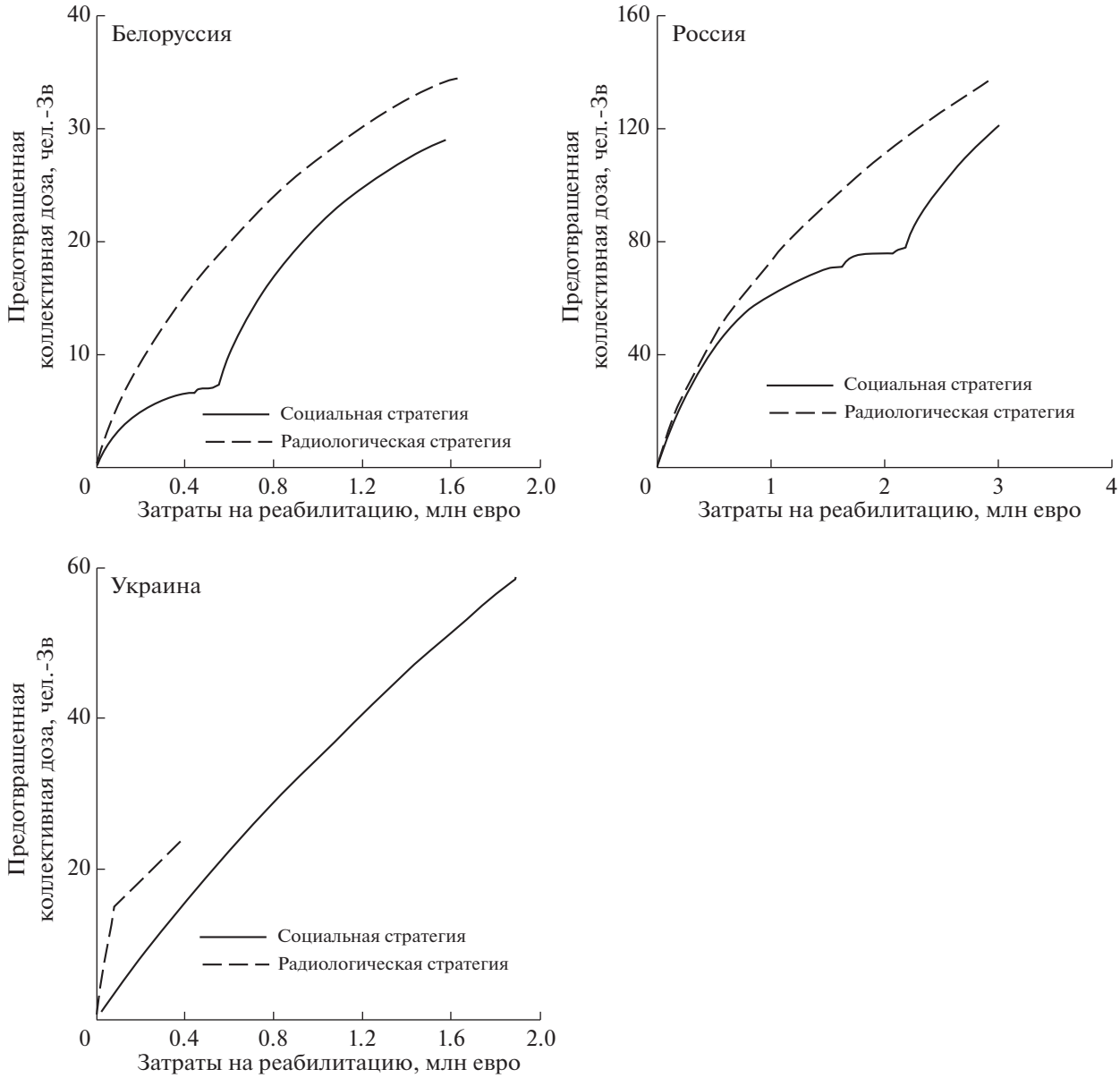

Рис. 7. Суммарная предотвращенная коллективная доза (чел.-Зв) в зависимости от средств, вложенных в реабилитацию (сплошная линия соответствует социальной стратегии, пунктирная линия – радиологической стратегии).

Fig. 7. Total averted collective dose (man-Sv) depending on the funds invested in rehabilitation (the solid line corresponds to the social strategy, the dotted line – to the radiological strategy).

ческой и социальной стратегий, если средства на реабилитацию превышают 1 млн евро, и в Украине, если они выше 0.1 млн евро (рис. 7).

В отличие от Беларуси и Украины экономическая эффективность радиологической и социальной стратегий близка в населенных пунктах России при использовании для реабилитации ресурсов на сумму менее 0.5 млн евро, в то время как социальная стратегия начинает быть менее эффективной по критерию предотвращенной дозы по сравнению с радиологической стратегией при более высоких затратах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

За 35 лет, прошедшие после аварии на Чернобыльской АЭС, был разработан и применен широкий спектр эффективных защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве, обеспечивающих безопасное ведение производства на загрязненных территориях. Их масштабное применение на площади более 4.5 млн га позволило продолжить ведение сельскохозяйственного производства на загрязненных территориях и обеспечило существенное сокращение объемов продукции, не соответствующей санитарно-гиги-

еническим и ветеринарным требованиям по содержанию радионуклидов. Необходимо отметить, что эффективность применения защитных и реабилитационных мероприятий зависит от множества факторов, среди которых целесообразно выделить следующие: время после радиоактивных выпадений, природно-климатические условия, особенности ведения сельскохозяйственного производства, социально-экономические условия.

Эффективность защитных мероприятий зависела от времени и была наиболее высокой в первый (острый) период после выпадений. На этой стадии важным аспектом является своевременность информирования. Так, мероприятия в сельском хозяйстве были лишь частично эффективными в плане сокращения поступления радиоактивного йода в результате потребления молока из-за отсутствия своевременной информации и оперативной разработки необходимых контрмер.

Эффективность защитных мероприятий и объемы их применения зависят от доступных ресурсов. Например, коренное улучшение кормовых угодий не может быть одновременно применено на всей загрязненной территории, а проводится поэтапно с учетом поголовья животных в хозяйстве и необходимой для их содержания площадью кормовых угодий. Некоторые эффективные технологии были разработаны в период ликвидации аварии, так, применение ферроцина для животных начали применять только через 6 лет после аварийного выброса.

Эффективность мероприятий в частном секторе во многом зависела от отношения к этим мерам сельского населения. Повышение приемлемости принимаемых решений может быть достигнуто путем привлечения населения к рассмотрению данных вопросов и предоставления полноценной информации о последствиях аварии и эффективности рекомендуемых мероприятий.

Анализ опыта применения защитных и реабилитационных мероприятий в сельском хозяйстве убедительно показывает их возможность существенно повысить эффективность аварийного реагирования в случае других аварий, связанных с выбросом радионуклидов в окружающую среду.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Израэль Ю.А., Квасникова Е.В., Назаров И.М., и др.* Глобальное и региональное загрязнение территории европейской части бывшего СССР ^{137}Cs // Метеорология и гидрология. 1994. № 5. С. 5–9. *[Izrael' Yu.A., Kvasnikova E.V., Nazarov I.M., i dr.* Global'noe i regional'noe zagryaznenie territorii evropeiskoi chasti byvshego SSSR ^{137}Cs // Meteorologia i gidrologia. 1994. V. 5. P. 5–9 (In Russian)]
2. *Ильин Л.А., Павловский О.А.* Радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и меры, принимаемые для их смягчения // Атомная энергия. 1988. Т. 65. № 2. С 119–128. [*Il'in L.A., Pavlovskii O.A.* Radiologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoi AES i mery, prinimaemye dlya ikh smyagcheniya // Atomnaya energiya. 1988. V. 65. № 2. P. 119–128. (In Russian)].
3. Справочник по радиационной обстановке и дозам облучения в 1991 г. населения Российской Федерации в районах, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС / Под ред. М.И. Балонова. СПб.: Ариадна-Аркадия, 1993. 147 с. [Spravochnik po radiatsionnoi obstanovke i dozam oblucheniya v 1991 g. naseleniya Rossiiskoi Federatsii v raionakh, podvergshikhsya radioaktivnomu zagryazneniyu vsledstvie avarii na Chernobyl'skoi AES / Pod red. M.I. Balonova. SPb.: Ariadna-Arkadiya, 1993. 147 s. (In Russian)]
4. *Alexakhin R.M., Fesenko S.V., Sanzharova N.I.* Serious radiation accidents and the radiological impact on agriculture // Radiat. Prot. Dosim. 1996. V. 64. № 1/2. P. 37–42.
5. *Prister B.S., Perepelyatnikov G.P., Perepelyatnikova L.V.* Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. 1993. V. 137. P. 183–198.
6. *Fesenko S.V., Jacob P., Alexakhin R. et al.* Important factors governing exposure of the population and countermeasure application in rural settlements of the Russian Federation in the long term after the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. 2001. V. 56. № 1–2. P. 77–98.
7. IAEA. International Atomic Energy Agency. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and Their Remediation: Twenty Years of Experience. Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Environment" (EGE). Vienna: IAEA, 2006. 166 p.
8. *Панов А.В., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. и др.* Влияние сельскохозяйственных контрмер на облучение населения территорий, пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск. 2006. Т. 46. № 2. С. 273–279 [*Panov A.V., Fesenko S.V., Sanzharova N.I. i dr.* Vliyanie sel'skokhozyaistvennykh kontrmer na obluchenie naseleniya territorii, postradavshikh ot avarii na Chernobyl'skoi AES // Radiatsiya i risk. 2006. V. 46. № 2. P. 273–279 (In Russian)]
9. *Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я.* Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с. [*Marei A.N., Barkhudarov R.M., Novikova N.Ya.* Global'noe vypadeniya ^{137}Cs i chelovek. M.: Atomizdat,1974. 168 s. (In Russian)]
10. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина и Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с. [Sel'skokhozyaistvennaya radioekologiya / Pod red. R.M. Aleksakhina i N.A. Korneeva. M.: Ekologiya, 1992. 400 s. (In Russian)]
11. *Fesenko S., Alexakhin R., Balonov M. et al.* Twenty years' application of agricultural countermeasures following the Chernobyl accident: lessons learned // J. Radiol. Prot. 2006. V. 26. P. 351–359.
12. *Fesenko S., Alexakhin R., Balonov M. et al.* An extended critical review of twenty years of countermeasures used

in agriculture after the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. 2007. V. 383. P. 1–24.

13. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под ред. акад. РАН Л.А. Ильина, В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с. [Krupnye radiacionnye avarii: posledstviya i zashchitnye mery / Pod red. akad. RAN L.A. Il'ina, V.A. Gubanova. M.: IzdAT, 2001. 752 s. (In Russian)]
14. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий: Монография / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с. [Radioekologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoj AES: biologicheskie effekty, migraciya, reabilitaciya zagryaznennyh territorij: Monografiya / Pod red. chl.-korr. RAN N.I. Sanzharovoj i prof. S.V. Fesenko. M.: RAN, 2018. 278 s. (In Russian)]
15. IAEA. International Atomic Energy Agency. Present and future environmental impact of the Chernobyl accident, TECDOC-1240. Vienna: IAEA, 2001. 128 p.
16. Научные основы реабилитации сельскохозяйственных территорий, загрязненных радиоактивными веществами в результате крупных радиационных аварий: Руководство / Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2009. 150 с. [Nauchnye osnovy reabilitacii sel'skohozyajstvennyh territorij, zagryaznyonnyh radioaktivnymi veshchestvami v rezul'tate krupnyh radiacionnyh avarij: Rukovodstvo / Pod red. N.I. Sanzharovoj. Obninsk: GNU VNIISKHRAE; 2009. 150 s. (In Russian]
17. *Alexakhin R.M.* Countermeasures in agricultural production as an effective means of mitigating the radiological consequences of the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. 1993. V. 137. P. 9–20.
18. *Balonov M., Kashparov V., Nikolaenko A. et al.* Harmonization of standards for permissible radionuclide activity concentrations in foodstuffs in the long term after the Chernobyl accident // J. Radiol. Prot. 2018. V. 38. P. 854–867.
19. Современное допустимое содержание радиоактивного йода (^{131}I) в питьевой воде и пищевых продуктах на период проведения аварийных очистных работ (ТПЛ-86-^{131}I), 6 мая 1986. М.: Минздрав СССР, 1986 [Sovremennoe dopustimoe soderzhanie radioaktivnogo joda (131I) v pit'evoj vode i pishchevyh produktah na period provedeniya avarijnyh ochistnyh rabot (TPL-86-^{131}I), 6 maya 1986. M.: Minzdrav SSSR, 1986. (In Russian)]
20. ВДУ-86. Временные допустимые уровни содержания радиоактивных веществ в продуктах питания, питьевой воде, лекарственных травах (суммарная бета-активность). № 129–252/ДСП от 30 мая 1986 г. М.: Минздрав СССР, 1986. 1 с. [VDU-86. Vremennye dopustimye urovni soderzhaniya radioaktivnyh veshchestv v produktah pitaniya, pit'evoj vode, lekarstvennyh travah (summarnaya beta-aktivnost'). № 129–252/DSP ot 30 maya 1986 g. M.: Minzdrav SSSR, 1986. 1 s. (In Russian)]
21. ВДУ-87. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и цезия-134 в пищевых продуктах и питьевой воде. 15.12.1987 г. М.: Минздрав СССР, 1987. 2 с. [VDU-87. Vremennye dopustimye urovni soderzhaniya radionuklidov ceziya-137 i ceziya-134 v pishchevyh produktah i pit'evoj vode. 15.12.1987 g. M.: Minzdrav SSSR, 1987. 2 s. (In Russian)]
22. ВДУ-88. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия в пищевых продуктах и питьевой воде. № 129–152-2 от 06.10.1988 г. М.: Минздрав СССР, 1988. 2 с. [VDU-88. Vremennye dopustimye urovni soderzhaniya radionuklidov ceziya v pishchevyh produktah i pit'evoj vode. № 129-152-2 ot 06.10.1988 g. M.: Minzdrav SSSR, 1988. 2 s. (In Russian)]
23. ВДУ-91. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде, устанавливаемые в связи с аварией на Чернобыльской АЭС. 22.01.1991 г. М., 1991. 2 с. [VDU-91. Vremennye dopustimye urovni soderzhaniya radionuklidov ceziya i stronciya-90 v pishchevyh produktah i pit'evoj vode, ustanavlivaemye v svyazi s avariej na CHernobyl'skoj AES. 22.01.1991. M., 1991. 2 s. (In Russian)]
24. ВДУ-93. Временные допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в пищевых продуктах. ГН 2.6.005-93. Государственный комитет санитарно-эпидемиологического надзора РФ. Утверждено Постановлением Госсанэпиднадзора России от 21 июля 1993 г. № 7. М., 1993. 3 с. [VDU-93. Vremennye dopustimye urovni soderzhaniya radionuklidov ceziya-134, -137 i stronciya-90 v pishchevyh produktah. GN 2.6.005-93. Gosudarstvennyj komitet sanitarno-epidemiologicheskogo nadzora RF. Utverzhdeno Postanovleniem Gossanepidnadzora Rossii ot 21 iyulya 1993 g. № 7. M., 1993. 3 s. (In Russian)]
25. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.3.2.1078-01 "Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов" (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ Г.Г. Онищенко 06.11.2001 г.) (с изменениями от 31 мая 2002 г., 20 августа 2002 г., 15 апреля 2003 г.) [Sanitarno-epidemiologicheskie pravila i normativy SanPiN 2.3.2.1078–01 "Gigienicheskie trebovaniya bezopasnosti i pishchevoj cennosti pishchevyh produktov" (utv. Glavnym gosudarstvennym sanitarnym vrachom RF G.G. Onishchenko 06.11.2001 g.) (s izmeneniyami ot 31 maya 2002 g., 20 avgusta 2002 g., 15 aprelya 2003 g.) (In Russian)]
26. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы СанПиН 2.3.2.2650-10 "Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов" (Дополнения и изменения № 18 к СанПиН 2.3.2.1078-01) (утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 28 июня 2010 г. № 71) [Sanitarno-epidemiologicheskie pravila i normativy SanPiN 2.3.2.2650-10 "Gigienicheskie trebovaniya bezopasnosti i pishchevoj cennosti pishchevyh produktov" (Dopolneniya i izmeneniya № 18 k SanPiN 2.3.2.1078-01) (utv. postanovleniem Glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF ot 28 iyunya 2010 g. № 71) (In Russian)]
27. ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60 // Ann. ICRP. 1991. V. 21. № 1–3.

28. Памятка для работников сельского хозяйства и населения, проживающего на следе аварийного выброса Чернобыльской АЭС. М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986. 15 с. [Pamyatka dlya rabotnikov sel'skogo khozyaistva i naseleniya, prozhivayushchego na slede avariinogo vybrosa Chernobyl'skoi AES. M.: Gosudarstvennyi agropromyshlennyi komitet SSSR, 1986. 15 s. (In Russian)]

29. Памятка для руководителей и специалистов сельского хозяйства по организации работ "вахтовым способом" при уборке урожая в зоне радиоактивного загрязнения. Министерство здравоохранения СССР. М.: Государственный агропромышленный комитет СССР, 1986. [Pamyatka dlya rukovoditelei i spetsialistov sel'skogo khozyaistva po organizatsii rabot "vakhtovym sposobom" pri uborke urozhaya v zone radioaktivnogo zagryazneniya. Ministerstvo zdravookhraneniya SSSR. M.: Gosudarstvennyi agropromyshlennyi komitet SSSR, 1986. (In Russian)]

30. *Prister B.S., Perepelyatnikov G.P., Perepelyatnikova L.V.* Countermeasures used in the Ukraine to produce forage and animal food products with radionuclide levels below intervention limits after the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. 1993. V. 137. P. 183–198.

31. Руководство по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения части территории РСФСР, Украинской ССР и Белорусской ССР на период 1988–1990 гг. / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Государственный Агропромышленный комитет СССР, 1988. 40 с. [Rukovodstvo po vedeniju sel'skogo hozjajstva v uslovijah radioaktivnogo zagrjaznenija chasti territorii RSFSR, Ukrainskoj SSR i Belorusskoj SSR na period 1988–1990 gg. / Pod red. R.M. Aleksahina. M.: Gosudarstvennyj Agropromyshlennyj komitet SSSR, 1988. 40 s. (In Russian)]

32. Рекомендации по ведению сельского хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения территории в результате аварии на Чернобыльской АЭС на период 1991–1995 гг. / Под ред. Р.М. Алексахина. М.: Государственная комиссия Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам, 1991. 57 с. [Recommendations on agriculture in conditions of radioactive contamination of the territory as a result of the Chernobyl accident for the period 1991–1995 gg. / Ed. R.M. Aleksakhin. M.: State Commission of the USSR Council of Ministers for Food and Procurement, 1991. 57 p. (In Russian)]

33. Ведение личного подсобного хозяйства на территории, загрязненной радиоактивными веществами. Государственная комиссия Совета Министров СССР по продовольствию и закупкам Главагробиопром. Обнинск: ВНИИСХРАЭ РАСХН, 1991. 22 с. [Vedenie lichnogo podsobnogo hozjajstva na territorii, zagrjaznennoj radioaktivnymi veshhestvami. Gosudarstvennaja komissija Soveta Ministrov SSSR po prodovol'stviju i zakupkam Glavagrobioprom. Obninsk: VNIISHRAJe RASHN, 1991. 22 s. (In Russian)]

34. Рекомендации по ведению растениеводства на радиоактивно загрязненных территориях России. ВНИИСХРАЭ. М.: РАСХН, 1997. 115 с. [Rekomendacii po vedeniju rastenievodstva na radioaktivno zagrjaznennyh territorijah Rossii. VNIISHRAJe. M.: RASHN, 1997. 40 s. (In Russian)]

35. Сборник нормативных и методических документов, регламентирующих ведение сельского хозяйства на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС (в 3 т.) / Под ред. Н.И. Санжаровой. Обнинск: ГНУ ВНИИСХРАЭ, 2006. Т. 1: 1986–1989 – 433 с. Т. 2: 1990–1997 – 381 с. Т. 3: 1998–2005 – 384 с. [Sbornik normativnyh i metodicheskih dokumentov, reglamentirujushhih vedenie sel'skogo hozjajstva na territorijah, podvergshihsja radioaktivnomu zagrjazneniju v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj AJeS (v 3-h tomah) / Pod red. N.I. Sanzharovoj. Obninsk: GNU VNIISKHRAE, 2006. T. 1: 1986–1989 – 433 s. T. 2: 1990–1997 – 381 s. T. 3: 1998–2005 – 384 s. (In Russian)]

36. *Санжарова Н.И., Кузнецов В.К., Исамов Н.Н. (мл.), и др.* Рекомендации по ведению кормопроизводства на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях северной части лесостепной зоны. Обнинск: ВНИИСХРАЭ, 2009. 109 с. [*Sanzharova N.I., Kuznecov V.K., Isamov N.N. (ml.), i dr.* Rekomendacii po vedeniju kormoproizvodstva na radioaktivno zagrjaznennyh sel'skohozjajstvennyh ugod'jah severnoj chasti lesostepnoj zony. Obninsk: VNIISHRAJe, 2009. 109 s. (In Russian)]

37. *Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Kotik V.A., et al.* Behaviour of radionuclides in meadows and efficiency of countermeasures // Radiat. Prot. Dosim. 1996. V. 64. № 1/2. P. 43–48.

38. *Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Sanzharova N.I. et al.* Dynamics of ^{137}Cs concentration in agricultural products in areas of Russia contaminated as a result of the accident at the Chernobyl nuclear power plant // Radiat. Prot. Dosim. 1995. V. 60. № 2. P. 155–166.

39. *Fesenko S.V., Colgan P.A., Sanzharova N.I. et al.* The dynamics of the transfer of caesium-137 to animal fodder is areas of Russia affected by the Chernobyl accident and resulting doses from the consumption of milk and milk products // Radiat. Prot. Dosim. 1997. V. 69. № 4. P. 289–299.

40. *Bogdevitch I., Putyatin Yu., Rigney C. et al.* Edible oil production from rapeseed grown on contaminated lands // Westschopfugsketten in der Naturstoffverarbeitung: Innovations forum, 10 und 11 Dezember 2001. Gardelegen, Germany, 2001. P. 148–156.

41. *Фесенко С.В., Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., и др.* Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в продукции животноводства на территории Российской Федерации, подвергшейся загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 1995. Т. 35. № 3. С. 316–327. [*Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Sanzharova N.I. et al.* Regularities on changes of ^{137}Cs concentrations in animal products in the territory of the Russian Federation subjected to contamination as a result of the Chernobyl accident // Radiacionnaja biologija. Radiojekologija. 1995. V. 35. № 3. P. 316–327. (In Russian)]

42. *Ratnikov A.N., Vasiliev A.V., Krasnova E.G. et al.* The use of hexacyanoferrates in different forms to reduce radiocaesiurn contamination of animal products in Russia // Sci. Total Environ. 1998. V. 223. P. 167–176.

43. *Jacob P., Fesenko S., Firsakova S.K. et al.* Remediation strategies for rural territories contaminated by the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. 2001. V. 56. P. 51–76.

44. *Панов А.В., Исамов Н.Н., Санжарова Н.И. и др.* Радиологический контроль продукции животноводства и кормопроизводства юго-западных районов Брянской области, подвергшихся воздействию аварии на ЧАЭС // Рос. журн. Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. 2015. № 4 (16). С. 91–99 [*Panov A.V., Isamov N.N., Sanzharova N.I. i dr.* Radiologicheskij kontrol' produkcii zhivotnovodstva i kormoproizvodstva jugo-zapadnyh rajonov Brjanskoj oblasti, podvergshihsja vozdejstviju avarii na ChAJeS // Rossijskij zhurnal Problemy veterinarnoj sanitarii, gigieny i jekologii. 2015. № 4 (16). P. 91–99 (In Russian)]

45. *Ulanovsky A., Jacob P., Fesenko S. et al.* ReSCA – Remediation strategies after the Chernobyl accident, Environmental Modelling and Software // Radiat. Environ. Biophys. 2011. V. 50. P. 67–83.

46. *Jacob P., Fesenko S., Bogdevitch I. et al.* Rural areas affected by the Chernobyl accident: Radiation exposure and remediation strategies // Sci. Total Environ. 2009. V. 408. P. 14–25.

47. ICRP, 2006. Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 36 (3).

48. *Fesenko S., Jacob P., Ulanovsky A. et al.* Justification of remediation strategies in the long term after the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. 2013. V. 119. P. 39–47.

49. *Санжарова Н.И., Фесенко С.В., Романович И.К. и др.* Радиологические аспекты возвращения территорий Российской Федерации, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС, к условиям нормальной жизнедеятельности // Радиац. биология. Радиоэкология. 2016. Т. 56. № 2. С. 322–335 [*Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Romanovic I.K. et al.* Radiological Aspects of Transition of Russian Areas Affected by the Chernobyl Accident to Normal Activities // Radiation Biology. Radioecology. 2016. V. 56. № 2. P. 322–335 (In Russian)]

Accident at Chernobyl NPP: Countermeasures and Remedial Actions in Agriculture

S. V. Fesenko[a,#], N. I. Sanzharova[a], N. N. Isamov[a], and O. A. Shubina[a]

[a] *Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia*

[#] *E-mail: corwin_17f@mail.ru*

A wide range of countermeasures and remedial actions has been developed and used to mitigate the consequences of the Chernobyl accident. The article summarizes the basic information on the application of countermeasures in agriculture during the 35 years after the accident and provides data on their effectiveness. The experience in the application of agricultural remedial measures and their impact on the radiological situation in different periods after the accident are analysed. The most important aspects are highlighted and the need in using the experience gained in aftermath after the Chernobyl accident for the improvement of the emergency response in agriculture for potential emergencies is demonstrated.

Keywords: Chernobyl nuclear power plant, agriculture, consequences, countermeasures, remediation, public exposure

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 277–285

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК 574:539.163:614.73:614.876

ДИНАМИКА И СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИЯХ АВАРИЙНОГО ЧЕРНОБЫЛЬСКОГО СЛЕДА В БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

© 2021 г. А. А. Бурякова[1,*], Н. Н. Павлова[1], И. И. Крышев[1], М. Н. Каткова[1]

[1] *Научно-производственное объединение "Тайфун", Обнинск, Россия*

**E-mail: buryakova@rpatyphoon.ru*

Поступила в редакцию 11.01.2021 г.
После доработки 29.01.2021 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Проведен анализ современной радиоэкологической обстановки территории Брянской области, загрязненной в результате чернобыльской аварии, на основе расчета мощности дозы облучения референтных объектов наземной биоты. Исходными данными для оценки служили данные наблюдений (май–декабрь 1986–2020 гг.) о плотности загрязнения почвы в районах Брянской области, находящихся в границах различных зон радиоактивного загрязнения. В качестве референтных организмов наземной биоты были выбраны лось, рыжая полевка, сосна обыкновенная, дождевой червь. Суммарная мощность дозы облучения рассматриваемых объектов биоты определялась в соответствии с рекомендациями МКРЗ и Росгидромета Р 52.18.820–2015. При проведении оценки дозовой нагрузки учитывался ^{137}Cs как основной дозообразующий радионуклид, вклад ^{90}Sr в мощность дозы облучения незначительный (0.1–4.9%). С целью анализа радиационной безопасности объектов биоты осуществлена проверка выполнения условия непревышения экологически безопасного уровня для интегрального показателя загрязнения почвы (ИПЗ) районов Брянской области. Согласно современным данным мониторинга для всех районов области на территории аварийного чернобыльского следа ИПЗ почвы значительно ниже экологически безопасного уровня, за исключением зон отчуждения. Максимальные дозы облучения биоты характерны для лося, обитающего в окрестностях с. Заборье Красногорского района. По консервативной оценке высокая дозовая нагрузка на биоту с превышением безопасного уровня облучения биоты (БУОБ) для лося и мыши наблюдалась в 1986 г. в Новозыбковском районе. За исключением зоны отчуждения в настоящее время мощность дозы облучения референтных организмов биоты в загрязненных районах области на порядок ниже БУОБ. В будущем рекомендуется продолжить вести радиоэкологические исследования территорий и мониторинг радиационной обстановки наиболее загрязненных районов Брянской области и организовать в зонах отчуждения радиоэкологический заповедник.

Ключевые слова: радиоэкологическая обстановка, Брянская область, многолетняя динамика, чернобыльская авария, аварийный след, зона отчуждения, биота, референтные организмы, ^{137}Cs, доза, интегральный показатель загрязнения

DOI: 10.31857/S0869803121030048

На территории Российской Федерации в результате аварии на Чернобыльской АЭС максимальному загрязнению подверглись районы Брянской, Калужской, Тульской и Орловской областей. Среди них наиболее высокие уровни радиоактивного загрязнения характерны для некоторых районов Брянской области – Гордеевского, Злынковского, Клинцовского, Красногорского и Новозыбковского районов. Площадь территории Брянской области с максимальной плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs (>1480 кБк/м^2) в 1986 г. достигала 310 км^2 [1–4]. Согласно прогнозным оценкам на отдельных участках территории Брянской области даже в 2046 г. будут наблюдаться значения плотности загрязнения почвы ^{137}Cs выше 555 кБк/м^2 [5].

Особенностью формирования радиоактивного следа была неоднородность загрязнения территории в результате фракционирования радиоактивных выпадений и влияния погодных условий [6]. В первый период после аварии максимальные уровни радиоактивного загрязнения почвы обусловливались, главным образом, сравнительно короткоживущими радионуклидами: ^{89}Sr, ^{95}Zr, ^{95}Nb, ^{131}I, ^{132}Te, ^{132}I, ^{239}Np, ^{140}Ba, ^{140}La, ^{103}Ru, ^{141}Ce. После распада короткоживущих нуклидов существенный вклад в дозовую нагрузку на объекты наземной биоты в зоне отчуждения Чернобыльской

АЭС вносили ^{137}Cs, ^{134}Cs и ^{90}Sr, а на отдельных участках – трансурановые радионуклиды [7, 8]. Стоит отметить, что территория Брянской области относится к дальней зоне радиоактивного "чернобыльского" следа (более 130 км от источника выброса), где в радиоактивных выпадениях преобладали изотопы летучих элементов (йод, теллур, цезий) в форме конденсационных частиц [2].

На сегодняшний день накоплен значительный опыт радиоэкологических исследований на изучаемой территории в области лесной [9–12], водной [13–15], а также сельскохозяйственной радиоэкологии [3, 4, 16]. Вместе с тем сохраняет актуальность проблема оценки радиоэкологических последствий аварии для зон отчуждения и в целом для чернобыльского аварийного следа на территории Брянской области.

Цель настоящего исследования заключалась в том, чтобы оценить динамику и современные уровни облучения наземной биоты на наиболее загрязненных участках, а также проанализировать распределение уровней загрязнения территории аварийного следа в Брянской области "чернобыльскими радионуклидами".

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Анализ современной радиоэкологической обстановки территории Брянской области, загрязненной в результате чернобыльской аварии, проводился на основе расчета мощности дозы облучения представительных (референтных) объектов местной наземной биоты. В качестве исходных использовались данные наблюдений о плотности загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr в районах Брянской области, находящихся в границах различных зон радиоактивного загрязнения вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС, по состоянию на 1 января 2020 г. (табл. 1) [17]. Для сравнения в табл. 1 показаны значения критерия отчуждения территории [7] и контрольных уровней содержания радионуклидов в почве по экологическому критерию. Порядок расчета контрольных уровней на основе природоохранных ограничений непревышения экологически безопасного уровня облучения (БУОБ) для референтных организмов биоты определен в рекомендациях Росгидромета Р-52.18.853-2016 [18].

По данным [17] были выбраны наиболее загрязненные территории в окрестностях населенных пунктов Брянской области для последующей оценки суммарной мощности дозы облучения биоты: с. Творишино Гордеевского р-на, п. Савичка Злынковского р-на, д. Кузнец Клинцовского р-на, с. Заборье Красногорского р-на, п. Опытная Станция и с. Старый Вышков Новозыбковского р-на. Для критических по уровню загрязнения почвы ^{137}Cs участков Новозыбковского р-на выполнена оценка мощности дозы облучения референтных объектов наземной биоты в период с мая по декабрь 1986 г. и рассчитана ее многолетняя динамика (1986–2020 гг.).

Для оценки дозовой нагрузки на объекты биоты реконструированы значения удельной активности верхнего слоя почвы (кБк/кг) по радиоактивному распаду нуклидов ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{90}Sr за период 1986–2020 гг., а также ^{131}I, ^{95}Zr, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{140}Ba – в первые годы после аварии, с учетом их миграции вглубь почвы.

Суммарная мощность дозы облучения объектов биоты определялась в соответствии с порядком оценки, установленным в [19, 20], путем суммирования мощностей дозы внутреннего и внешнего облучения данного объекта от всех рассматриваемых радионуклидов. Коэффициенты накопления радионуклидов в изучаемых объектах наземной биоты и факторы дозовой конверсии для внутреннего и внешнего облучения биоты принимались согласно рекомендациям Росгидромета Р 52.18.820-2015 [20].

В соответствии с рекомендациями МКРЗ [19] и Р 52.18.820-2015 [20] в качестве референтных организмов наземной биоты для загрязненных радионуклидами территорий были выбраны: лось (*Alces alces*) и рыжая полевка (*Myodes glareolus*) среди млекопитающих, сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris*) среди высших растений и представитель почвенных беспозвоночных – дождевой червь обыкновенный (*Lumbricus terrestris*).

Радиоактивность почвы в первые годы после аварии характеризовалась широким радионуклидным составом. Для обеспечения радиационной безопасности объектов наземной биоты должно выполняться условие непревышения экологически безопасного уровня для интегрального показателя загрязнения (ИПЗ) (1). С этой целью в настоящем исследовании проведена расчетная оценка ИПЗ почвы районов Брянской области, подвергшихся загрязнению в результате чернобыльской аварии, по современным данным радиационного мониторинга (2020 г.) и в многолетней динамике (1986–2020 гг.).

$$\text{ИПЗ} = \sum_i \frac{A_i}{A_{\text{к},i,\text{эк}}} \le 1, \qquad (1)$$

где A_i – удельная активность i-го радионуклида в верхнем 10-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих на поверхности, либо верхнем 50-сантиметровом слое почвы для объектов биоты, обитающих внутри почвы, Бк/кг сырого веса; $A_{\text{к},\,i,\,\text{эк}}$ – контрольный уровень удельной активности i-го радионуклида в почве, Бк/кг сырого веса [18].

Таблица 1. Плотность загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr на территории аварийного чернобыльского следа в Брянской области на 01.01.2020 г., кБк/м^2
Table 1. Soil contamination density of ^{137}Cs and ^{90}Sr on the territory of the Chernobyl accident trace in the Bryansk region (01.01.2020), kBq/m^2

Район	^{137}Cs		^{90}Sr	
	средняя	максимальная	средняя	максимальная
Брасовский	19 ± 3	33 ± 5	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.2
Брянский	5.0 ± 0.9	8.9 ± 2.6	0.6 ± 0.3	0.9 ± 0.5
Выгоничский	7 ± 3	17 ± 7	0.4 ± 0.2	0.5 ± 0.2
Гордеевский	245 ± 36	610 ± 160	4.0 ± 0.6	8.3 ± 1.4
Дубровский	5.0 ± 1.0	9.0 ± 1.0	0.20 ± 0.05	0.4 ± 0.1
Дятьковский	29 ± 5	54 ± 11	0.4 ± 0.2	0.7 ± 0.3
Жирятинский	4.4 ± 1.1	10 ± 6	0.6 ± 0.3	1.9 ± 0.5
Жуковский	5.1 ± 0.5	6.1 ± 0.7	0.7 ± 0.3	1.0 ± 0.3
Злынковский	311 ± 53	840 ± 180	13 ± 2	22 ± 4
Карачевский	11 ± 1	17 ± 4	0.4 ± 0.2	0.7 ± 0.3
Клетнянский	4.3 ± 0.7	8.2 ± 1.3	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.3
Климовский	106 ± 12	222.8 ± 28.6	5.1 ± 0.7	6.1 ± 0.9
Клинцовский	145 ± 19	410 ± 60	4 ± 1	9 ± 2
Комаричский	20.0 ± 3.5	43.9 ± 10.6	0.4 ± 0.2	0.6 ± 0.3
Красногорский	230 ± 87	490 ± 210	7 ± 2	21 ± 8
Мглинский	4.9 ± 0.6	7.0 ± 1.3	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.3
Навлинский	15 ± 2	29 ± 7	0.4 ± 0.2	0.7 ± 0.3
Новозыбковский	349 ± 34	860 ± 190	7 ± 2	15 ± 4
Погарский	23 ± 2	48 ± 8	0.8 ± 0.2	0.8 ± 0.2
Почепский	4.1 ± 0.2	4.8 ± 0.5	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.1
Рогнединский	16 ± 1	27 ± 3	0.6 ± 0.3	0.7 ± 0.3
Севский	14 ± 5	27 ± 8	1.1 ± 0.4	1.2 ± 0.5
Стародубский	34 ± 3	63 ± 8	1.1 ± 0.3	1.2 ± 0.5
Суземский	14 ± 3	25 ± 7	1.9 ± 0.3	5.1 ± 0.9
Суражский	6.2 ± 1.4	10 ± 4	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.2
Трубчевский	18 ± 2	36 ± 5	0.6 ± 0.2	0.7 ± 0.2
Унечский	5.4 ± 0.7	7.9 ± 1.7	0.6 ± 0.1	0.8 ± 0.2
КУ, экологический*	2000		800	
Критерий отчуждения территории [7]	1480		555	

Примечание. *Экологический критерий в соответствии с Р 52.18.853-2016 [18], пересчитанный на кБк/м^2.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В первые месяцы после аварии почва особенно сильно была загрязнена относительно короткоживущими радионуклидами: ^{131}I, ^{140}Ba + ^{140}La, ^{103}Ru, ^{106}Ru, ^{141}Ce, ^{144}Ce, ^{95}Zr. Максимум содержания радиоактивных изотопов йода в почве наблюдался в первой половине мая. После распада ^{131}I и других короткоживущих нуклидов с середины 1986 г. определяющими в радиоактивном загрязнении местности стали ^{137}Cs и ^{134}Cs, а в последующем после распада ^{134}Cs основную радиоэкологическую значимость приобрел ^{137}Cs. Вклад долгоживущего ^{90}Sr в дозу облучения биоты на загрязненных участках значительно меньше ^{137}Cs. Поэтому при проведении оценки дозовой нагрузки на референтные объекты биоты в отдаленный период после аварии на ЧАЭС на наиболее загрязненных участках территории Брянской области учитывался ^{137}Cs как основной дозообразующий радионуклид, а также ^{90}Sr.

Таблица 2. Оценка суммарной мощности дозы облучения (средний и максимальный уровень) референтных видов биоты на наиболее загрязненных ^{137}Cs участках территории Брянской области по состоянию на 01.01.2020 г., 10^{-6} Гр/сут

Table 2. Assessment of the total radiation dose rate (average and maximum level) for reference biota species in the most polluted areas of the Bryansk region by ^{137}Cs (01.01.2020), 10^{-6} Gy/day

Район и пункт наблюдений	Мышь	Лось	Сосна	Дождевой червь
Гордеевский район, с. Творишино	38/397	66/685	11/114	20/205
Злынковский район, п. Савичка	62/262	108/453	18/75	32/136
Клинцовский район, д. Кузнец	44/177	75/306	13/51	22/91
Красногорский район, с. Заборье	201/592	346/1018	58/170	103/303
Новозыбковский район, п. Опытная Станция	65/455	112/781	19/131	33/232
с. Старый Вышков	80/422	135/719	23/122	39/211
БУОБ	1000	1000	1000	10000

Примечание. В числителе приведены средние оценки мощности дозы облучения, в знаменателе – максимальные.

В табл. 2 приведены оценки мощности дозы облучения представительных видов биоты, обитающей в зонах отчуждения Брянской области с плотностью загрязнения почвы более 40 Ки/км^2. Шесть указанных в таблице пунктов наблюдений в пяти исследуемых районах области имели сравнительно высокие уровни загрязнения.

На наиболее загрязненных ^{137}Cs участках территории Красногорского р-на Брянской области в 2020 г. максимальные дозы облучения биоты по расчетным оценкам составляли: сосна – 170 мкГр/сут, дождевой червь – 303 мкГр/сут, мышь – 592 мкГр/сут, лось – 1018 мкГр/сут. Более низкие значения наблюдаются в Гордеевском р-не: сосна – 11 мкГр/сут, дождевой червь – 20 мкГр/сут, мышь – 38 мкГр/сут, лось – 66 мкГр/сут. Самой высокой оказалась мощность дозы облучения лося, обитающего в окрестностях с. Заборье Красногорского р-на – 1018 мкГр/сут, что находится на границе БУОБ с учетом погрешности вычислений.

Максимальные величины дозовой нагрузки на объекты биоты в 2.9–4.6 раза выше средних значений. Стоит отметить несущественный (по сравнению с ^{137}Cs) вклад ^{90}Sr в дозовую нагрузку на референтные объекты биоты, который варьирует от 0.1 до 4.9%.

В суммарной дозе облучения позвоночных на долю внутреннего облучения приходится 94.6% у лося и 81.8% у мыши. Для растений и беспозвоночных почвы превалирует внешнее облучение.

На загрязненной территории Новозыбковского р-на Брянской области были зафиксированы наиболее высокие уровни содержания ^{137}Cs в почве (табл. 1), поэтому представляет особый интерес проанализировать дозы облучения биоты Новозыбковского района как в мае–декабре 1986 г., так и изучить многолетнюю динамику (1986–2020 гг.). В первые месяцы после аварии на Чернобыльской АЭС создавалась высокая дозовая нагрузка на биоту Новозыбковского р-на. Так, доза облучения лося в мае превысила безопасный уровень облучения в 2.1 раза и в 1.7 раза в декабре 1986 г., а мощность дозы облучения мыши была в 1.4 раза выше БУОБ и лишь в декабре снизилась до БУОБ (рис. 1). Уровни облучения дождевого червя и сосны в этот период составляли 0.85–1.54 и 0.42–0.71 мГр/сут соответственно, что ниже БУОБ. Основной вклад в формирование дозовых нагрузок на наземную биоту в начальный период после аварии (май–декабрь 1986 г.) вносили ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{140}Ba, ^{131}I, ^{103}Ru. В современный период дозовая нагрузка на референтные виды определяется ^{137}Cs.

Многолетняя динамика мощности дозы облучения референтных объектов биоты (1986–2020 гг.) отражает процессы ядерно-физического распада радионуклидов и постепенно снижается (рис. 2). Так, дозовая нагрузка на объекты биоты, которые обитают на территории аварийного следа в Новозыбковском районе, с 1986 г. по 2020 г. уменьшилась в 12–24 раза. За исключением рассмотренной выше зоны отчуждения, в настоящее время дозы облучения наземной биоты на загрязненных участках Новозыбковского района на порядок ниже БУОБ для позвоночных животных и на два порядка ниже безопасного уровня для сосны и дождевого червя.

С целью анализа радиационной безопасности объектов наземной биоты осуществлена проверка выполнения условия непревышения экологически безопасного уровня для интегрального показателя загрязнения почвы Новозыбковского и других районов Брянской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС (рис. 3, 4). Максимальные величины ИПЗ в современный период определены для территорий Новозыбковского (0.45 ± 0.10), Злынковского (0.45 ± 0.09), Гордеевского (0.32 ± 0.04), Красногорского (0.27 ± 0.05) и Клинцовского (0.22 ± 0.04) районов Брянской области. Интегральные показатели загрязнения почвы в перечисленных районах были в 2–12 раз

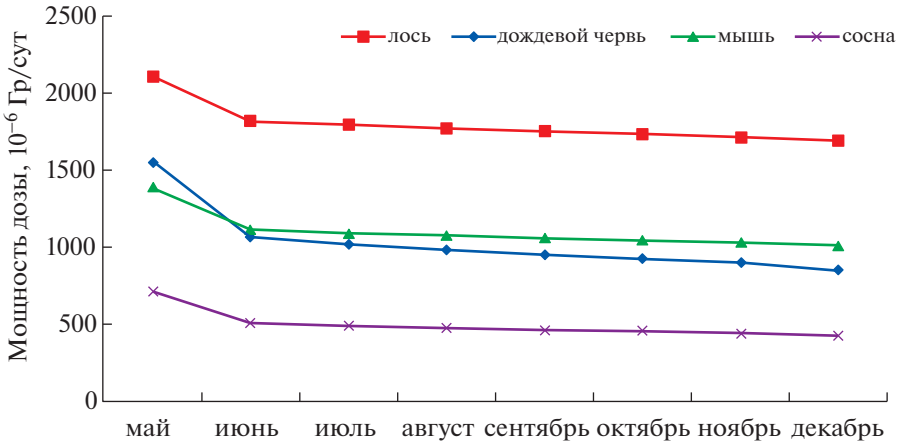

Рис. 1. Мощность дозы облучения референтных организмов наземной биоты на загрязненных участках Новозыбковского р-на Брянской области в мае–декабре 1986 г.

Fig. 1. Radiation dose rate for reference organisms of terrestrial biota in contaminated areas of the Novozybkovsky district in Bryansk region in May–December 1986.

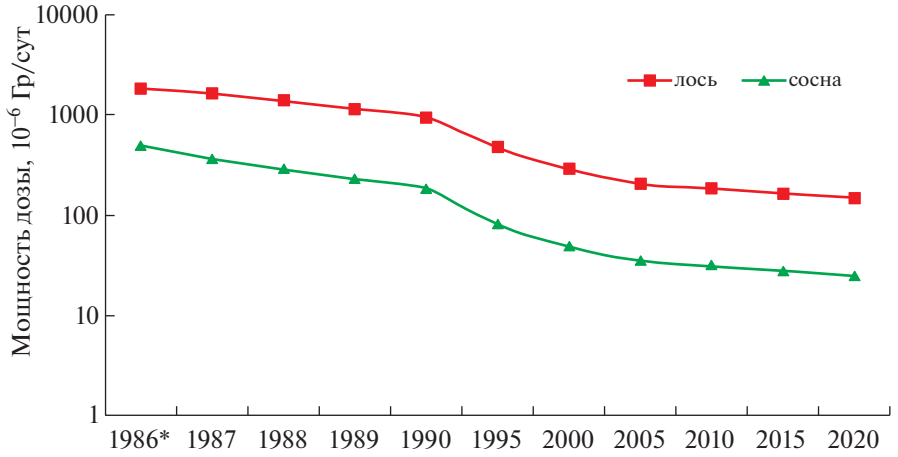

Рис. 2. Многолетняя динамика мощности дозы облучения референтных организмов наземной биоты на загрязненных участках Новозыбковского р-на Брянской области (1986*–2020 гг.).
Примечание. 1986* – по данным за май–декабрь 1986 г.

Fig. 2. Long-term dynamics of the radiation dose rate for reference organisms of terrestrial biota in contaminated areas of the Novozybkovsky district in Bryansk region (1986*–2020).
Note. 1986* – according to data for May–December 1986.

ниже экологически безопасного уровня, однако в 30–90 раз выше техногенного фона в малозагрязненных районах.

Величины ИПЗ почвы Новозыбковского р-на снизились с начального периода аварии и до настоящего времени с 1.4 до 0.5 (максимальные значения) и с 0.5 до 0.2 (средние значения) при средней погрешности расчетных оценок 12–39%. Оценки ИПЗ почвы на территории Новозыбковского района в 67–90 раз выше ИПЗ Дубровского р-на. По консервативным скрининговым оценкам в соответствии с [18] самое высокое значение ИПЗ почвы в 1986 г. в Новозыбковском районе превышало экологически безопасный уровень. Доминирующий вклад в ИПЗ почвы загрязненной территории Брянской области вносит ^{137}Cs и составляет от 74% в Жирятинском районе до 96% в Гордеевском и Новозыбковском районах.

Таким образом, можно выделить критические участки территории аварийного следа с точки зрения изучения дозовой нагрузки на населяющие их референтные виды биоты, к которым относятся Новозыбковский и Красногорский районы.

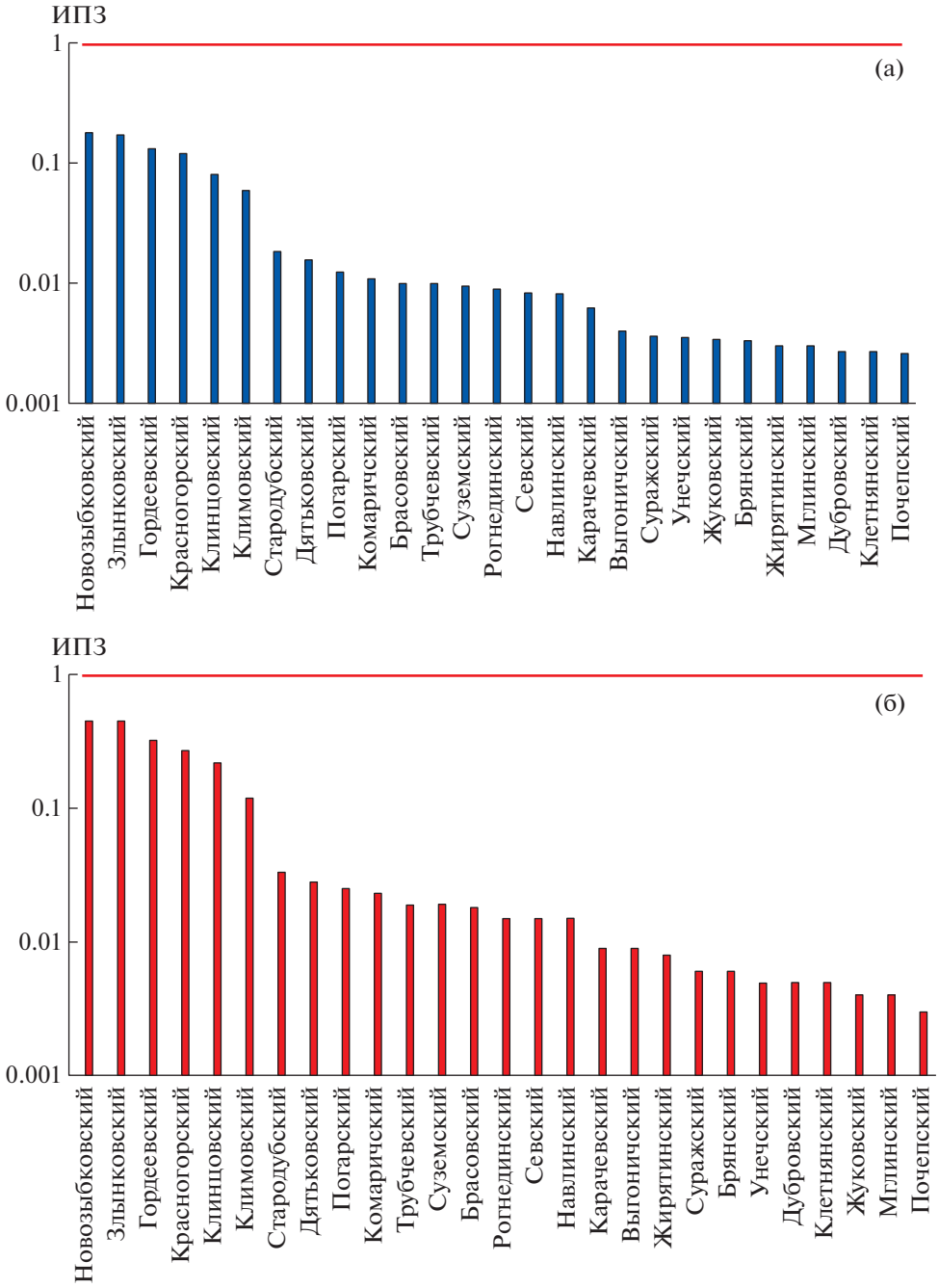

Рис. 3. Интегральные показатели загрязнения почвы ^{137}Cs и ^{90}Sr районов Брянской области на территории чернобыльского следа (на 01.01.2020 г.): *а* – по средним значениям плотности загрязнения почвы; *б* – по максимальным значениям. Верхняя горизонтальная линия – экологически безопасный уровень.

Fig. 3. Integral indicators of ^{137}Cs and ^{90}Sr soil contamination of districts in Bryansk region on the territory of the Chernobyl accident trace (01.01.2020): *a* – by average values of soil contamination density; *b* – by maximum values. The upper horizontal line is an environmentally friendly level.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Спустя 35 лет после аварии на Чернобыльской АЭС за счет процессов ядерно-физического распада, миграции и выноса радионуклидов происходит постепенное улучшение радиоэкологической обстановки на загрязненных территориях Брянской области. Тем не менее в юго-западных районах Брянской области ситуация остается сложной. Наблюдается высокая пространственная неоднородность радиоактивного загрязнения почв. Выделяется пять районов Брянской области с наиболее высокими уровнями загрязнения – Гордеевский, Злынковский, Клинцовский, Красно-

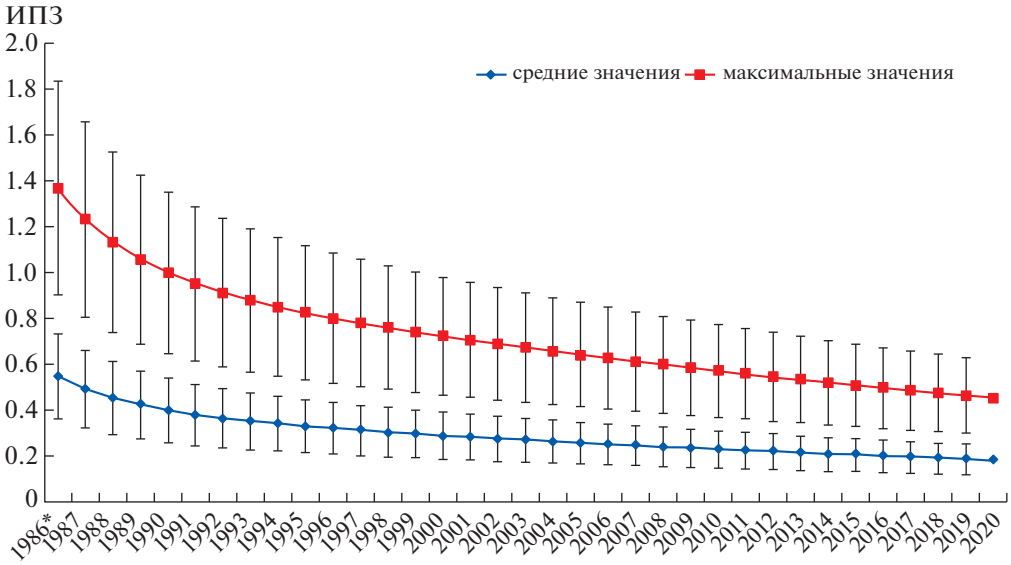

Рис. 4. Средние и максимальные значения ИПЗ для загрязненных участков Новозыбковского района Брянской области в динамике (1986*–2020 гг.).
Примечание. 1986* – по данным за май–декабрь 1986 г.

Fig. 4. Average and maximum IIP values for contaminated areas of the Novozybkovsky district in Bryansk region in dynamics (1986*–2020).
Note. 1986* – according to data for May–December 1986.

горский и Новозыбковский районы. Для ранжирования этих территорий по уровню загрязнения предложен интегральный показатель загрязнения.

Основной вклад в формирование дозовых нагрузок на наземную биоту в начальный период после аварии вносили ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{140}Ba, ^{131}I, ^{103}Ru. В настоящее время дозовая нагрузка на референтные объекты биоты обусловлена главным образом ^{137}Cs, а также ^{90}Sr с незначительным вкладом в дозу облучения не выше 4.9%. В зонах отчуждения Брянской области максимальные мощности дозы облучения характерны для лося, согласно консервативной скрининговой оценке в 2020 г. в окрестностях с. Заборье Красногорского р-на они могли достигать БУОБ.

Динамика мощности дозы облучения объектов биоты показала, что в 1986 г. могли превышаться БУОБ для лося и мыши в Новозыбковском районе. В настоящее время мощность дозы облучения позвоночных животных на загрязненных участках Новозыбковского района на порядок ниже БУОБ.

Согласно консервативным оценкам максимальное значение ИПЗ почвы в 1986 г. в Новозыбковском районе могло превышать экологически безопасный уровень. За исключением зон отчуждения в современный период ИПЗ почвы даже в наиболее загрязненных районах Брянской области значительно ниже экологически безопасного уровня.

Выполненные в настоящем исследовании оценки проиллюстрировали современное состояние радиационной безопасности биоты на территории Брянской области, пострадавшей в результате аварии на ЧАЭС. Сравнивая современную радиоэкологическую обстановку на территории аварийного чернобыльского следа с ситуацией, развивающейся в начальный период аварии, можно сделать вывод о том, что во всех рассматриваемых районах области наблюдается снижение дозовых нагрузок на биоту. Однако до сих пор наблюдаются территории с высокими уровнями облучения биоты. Следовательно, в будущем необходимо продолжить радиоэкологические исследования территорий и мониторинг радиационной обстановки наиболее загрязненных районов Брянской области, в частности Красногорского и Новозыбковского районов, а также рекомендуется организовать в зонах отчуждения радиоэкологический заповедник для осуществления регулярных наблюдений и совершенствования системы радиационной защиты окружающей среды.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Российский национальный доклад. 30 лет чернобыльской аварии: итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. 1986–2016 / Под общ. ред. В.А. Пучкова и Л.А. Большова. М.: Академ-Принт, 2016. 202 с. [Rossiyskiy natsional'nyy doklad. 30 let chernobyl'skoy avarii: itogi i perspektivy preodoleniya eye posledstviy v Rossii. 1986–2016 / Pod red. V.A. Puchkova, L.A. Bol'shova. M.: Akadem-Print, 2016. 202 s. (In Russian)]
2. Радиационно-гигиенические аспекты преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС /

Под ред. Г.Г. Онищенко, А.Ю. Поповой. СПб.: НИИРГ им. проф. П. В. Рамзаева, 2016. Т. 1. 448 с. [Radiatsionno-gigiyenicheskiye aspekty preodoleniya posledstviy avarii na Chernobyl'skoy AES / Pod red. G.G. Onishchenko, A.Yu. Popovoy. SPb.: NIIRG im. prof. P.V. Ramzayeva, 2016. T. 1. 448 s. (In Russian)]

3. *Панов А.В., Санжарова Н.И., Шубина О.А. и др.* Современное состояние и прогноз загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей, подвергшихся воздействию аварии на Чернобыльской АЭС // Радиация и риск. 2017. Т. 26. № 3. С. 66–74. [*Panov A.V., Sanzharova N.I., Shubina O.A., et al.* Sovremennoye sostoyaniye i prognoz zagryazneniya ^{137}Cs sel'skokhozyaystvennykh ugodiy Bryanskoy, Kaluzhskoy, Orlovskoy i Tul'skoy oblastey, podvergshikhsya vozdeystviyu avarii na Chernobyl'skoy AES. Radiatsiya i risk. 2017. V. 26. № 3. P. 66–74. (In Russian)]
4. *Панов А.В., Прудников П.В., Титов И.Е. и др.* Радиоэкологическая оценка сельскохозяйственных земель и продукции юго-западных районов Брянской области, загрязненных радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. гигиена. 2019. Т. 12. № 1. С. 25–35. [*Panov A.V., Prudnikov P.V., Titov I.E. et al.* Radioekologicheskaya otsenka sel'skokhozyaystvennykh zemel' i produktsii yugo-zapadnykh rayonov Bryanskoy oblasti, zagryaznennykh radionuklidami v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoy AES. Radiatsionnaya gigiyena. 2019. V. 12. № 1. P. 25–35. (In Russian)]
5. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / Под ред. Ю.А. Израэля, И.М. Богдевича. Москва–Минск: Фонд "Инфосфера" – НИА-Природа, 2009. 140 с. [Atlas sovremennykh i prognoznykh aspektov posledstviy avarii na Chernobyl'skoy AES na postradavshikh territoriyakh Rossii i Belarusi (ASPA Rossiya-Belarus') / Pod. red. Yu.A. Izraelya, I.M. Bogdevicha. –Moskva–Minsk: Fond "Infosfera" – NIA-Priroda, 2009. 140 s. (In Russian)]
6. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. Н.И. Санжаровой, С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с. [Radioekologicheskiye posledstviya avarii na Chernobyl'skoy AES: biologicheskiye effekty, migratsiya, reabilitatsiya zagryaznennykh territoriy / Pod red. N.I. Sanzharovoy, S.V. Fesenko. M.: RAN, 2018. 278 s. (In Russian)]
7. *Алексахин Р.М., Булдаков Л.А., Губанов В.А. и др.* Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / Под общей ред. Л.И. Ильина и В.А. Губанова. М.: ИздАТ, 2001. 752 с. [*Alexakhin R.M., Buldakov L.A., Gubanov V.A., et al.* Krupnyye radiatsionnyye avarii: posledstviya i zashchitnyye mery / Pod red. L.I. Il'ina, V.A. Gubanova. M.: IzdAT, 2001. 752 s. (In Russian)]
8. *Крышев И.И., Сазыкина Т.Г., Крышев А.И.* Экологические риски чернобыльской аварии // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления: Сб. тр. конференции. Обнинск: ФГБУ "НПО "Тайфун", 19–21 апреля 2016 г. С. 246–266. [*Kryshev I.I., Sazykina T.G., Kryshev A.I.* Ekologicheskiye riski chernobyl'skoy avarii. Radioaktivnost' posle yadernykh vzryvov i avariy: posledstviya i puti preodoleniya: Sb. tr. konferentsii, Obninsk: FGBU "NPO "Tayfun", 19–21 aprelya 2016 g. P. 246–266. (In Russian)]
9. *Марченко Т.А., Радин А.И., Раздайводин А.Н.* Ретроспективное и современное состояние лесных территорий приграничных районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению // Радиац. гигиена. 2020. Т. 13. № 2. С. 6–18. [*Marchenko T.A., Radin A.I., Razdayvodin A.N.* Retrospektivnoye i sovremennoye sostoyaniye lesnykh territoriy prigranichnykh rayonov Bryanskoy oblasti, podvergshikhsya radioaktivnomu zagryazneniyu // Radiatsionnaya gigiyena. 2020. V. 13. № 2. P. 6–18. (In Russian)]
10. *Гераськин С.А., Дикарева Н.С., Удалова А.А и др.* Цитогенетические эффекты в популяциях сосны обыкновенной из районов Брянской области, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 5. С. 584–595. [*Geras'kin S.A., Dikareva N.S., Udalova A.A. et al.* Tsitogeneticheskiye effekty v populyatsiyakh sosny obyknovennoy iz rayonov Bryanskoy oblasti, podvergshikhsya radioaktivnomu zagryazneniyu v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoy AES // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2008. V. 48. № 5. P. 584–595. (In Russian)]
11. *Спиридонов С.И., Фесенко С.В., Гераськин С.А. и др.* Оценка доз облучения древесных растений в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиац. биология. Радиоэкология. 2008. Т. 48. № 4. С. 432–438. [*Spiridonov S.I., Fesenko S.V., Geras'kin S.A. et al.* Otsenka doz oblucheniya drevesnykh rasteniy v otdalennyy period posle avarii na Chernobyl'skoy AES // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2008. V. 48. № 4. P. 432–438. (In Russian)]
12. *Гераськин С.А., Кузьменков А.Г., Васильев Д.В.* Временная динамика цитогенетических эффектов в хронически облучаемых популяциях сосны обыкновенной // Радиац. биология. Радиоэкология. 2018. Т. 58. № 1. С. 74–84. [*Geras'kin S.A., Kuz'menkov A.G., Vasil'yev D.V.* Vremennaya dinamika tsitogeneticheskikh effektov v khronicheski obluchayemykh populyatsiyakh sosny obyknovennoy // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2018. V. 58. № 1. P. 74–84. (In Russian)]
13. *Вакуловский С.М., Колесникова Л.В., Тертышник Э.Г., Уваров А.Д.* Динамика загрязнения ^{137}Cs озера Кожановское в постчернобыльский период // Радиац. биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. С. 203–206. [*Vakulovskiy S.M., Kolesnikova L.V., Tertyshnik E.G., Uvarov A.D.* Dinamika zagryazneniya 137Cs ozera Kozhanovskoye v postchernobyl'skiy period // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2009. V. 49. № 2. P. 203–206. (In Russian)]
14. *Рябов И.Н.* Радиоэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС. М.: КМК, 2004. 215 с. [*Ryabov I.N.* Radioekologiya ryb vodoyemov v zone vliyaniya avarii na Chernobyl'skoy AES. M.: KMK, 2004. 215 p. (In Russian)]
15. *Полякова Н.И., Пельгунова Л.А.* Радиоэкологическое состояние ихтиофауны водоемов Брянской области // Радиоактивность после ядерных взры-

вов и аварий: последствия и пути преодоления: Сб. тр. конференции, Обнинск: ФГБУ "НПО "Тайфун", 19–21 апреля 2016 г. С. 74–75. [*Polyakova N.I., Pel'gunova L.A.* Radioekologicheskoye sostoyaniye ikhtiofauny vodoyemov Bryanskoy oblasti. Radioaktivnost' posle yadernykh vzryvov i avariy: posledstviya i puti preodoleniya: Sb. tr. konferentsii, Obninsk: FGBU "NPO "Tayfun", 19–21 aprelya 2016 g. P. 74–75. (In Russian)]

16. *Белоус Н.М.* Развитие радиоактивно загрязненных территорий Брянской области в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // Вестн. Брянской ГСХА. 2018. № 1. С. 3–11. [*Belous N.M.* Razvitiye radioaktivno zagryaznennykh territoriy Bryanskoy oblasti v otdalennyy period posle avarii na Chernobyl'skoy AES // Vestnik Bryanskoy GSKhA. 2018. № 1. P. 3–11. (In Russian)]
17. Данные по радиоактивному загрязнению территории населенных пунктов Российской Федерации цезием-137, стронцием-90 и плутонием-(239 + 240) / Под ред. С.М. Вакуловского. Обнинск, ФГБУ "НПО "Тайфун", 2020. 224 с. [Электронный ресурс]. URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/e6a/ezheg_rzrf_2020.pdf (дата обращения: 23.11.2020). [Dannyye po radioaktivnomu zagryazneniyu territorii naselennykh punktov Rossiyskoy Federatsii tseziyem-137, strontsiyem-90 i plutoniyem-(239, 240) / Pod red. S.M. Vakulovskogo. Obninsk, FGBU "NPO "Tayfun", 2020. 224 p. [Elektronnyy resurs]. URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/e6a/ezheg_rzrf_2020.pdf (data obrashcheniya: 23.11.2020). (In Russian)]
18. Рекомендации Р 52.18.853–2016. Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в пресной воде и почве. Утв. Росгидрометом Минприроды России 17.08.2016 г. // Порядок расчета контрольных уровней содержания радионуклидов в объектах природной среды: Сб. рекомендаций. Обнинск, 2016. С. 29–55. [Rekomendatsii R 52.18.853–2016. Poryadok rascheta kontrol'nykh urovney soderzhaniya radionuklidov v presnoy vode i pochve. Utv. Rosgidrometom Minprirody Rossii 17.08.2016 g. // Poryadok rascheta kontrol'nykh urovney soderzhaniya radionuklidov v ob"yektakh prirodnoy sredy: Sb. rekomendatsiy. Obninsk, 2016. P. 29–55. (In Russian)]
19. ICRP. Publication 108. Environmental Protection: the Concept and Use of Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP, 2009. 251 p.
20. Рекомендации Р 52.18.820–2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. Утв. Росгидрометом Минприроды России 17.04.2015 г. Обнинск, 2015. 60 с. [Rekomendatsii R 52.18.820–2015. Otsenka radiatsionno-ekologicheskogo vozdeystviya na ob"ekty prirodnoy sredy po dannym monitoringa radiatsionnoy obstanovki. Utv. Rosgidrometom Minprirody Rossii 17.04.2015 g. Obninsk, 2015. 60 p. (In Russian)]

Dynamics and Current State of Radioecological Situation on the Territory of the Chernobyl Radioactive Trace in the Bryansk Region

A. A. Buryakova[a,#], N. N. Pavlova[a], I. I. Kryshev[a], and M. N. Katkova[a]

[a] *Research and Production Association "Typhoon", Obninsk, Russia*

[#] *E-mail: buryakova@rpatyphoon.ru*

The analysis of the current radioecological situation of the territory in the Bryansk region polluted as a result of the Chernobyl accident is carried out on the basis of calculating the radiation dose rate for reference organisms of terrestrial biota. The initial data for the assessment were observational data (May–December 1986–2020) on the density of soil contamination in the areas of the Bryansk region located within the boundaries of various zones of radioactive contamination. The elk (*Alces alces*), the bank vole (*Myodes glareolus*), the Scots pine (*Pinus sylvestris*) and the earthworm (*Lumbricus terrestris*) were selected as reference organisms of the terrestrial biota. The total radiation dose rate for the biota objects was determined in accordance with the recommendations of ICRP and Roshydromet R 52.18.820–2015. ^{137}Cs was taken into account as the main dose-forming radionuclide. The contribution of ^{90}Sr to the radiation dose rate was insignificant (0.1–4.9%). In order to analyze the radiation safety of biota objects, the condition of not exceeding the environmentally safe level for the integral indicator of soil pollution (IIP) of the districts in the Bryansk region was checked. According to modern monitoring data for all districts of this region in the territory of the Chernobyl radioactive trace, the IIP of soil is significantly lower than the environmentally safe level, with the exception of exclusion zones. The maximum radiation doses for biota were determined for the elk living in the vicinity of Zaborye village in Krasnogorsk district in 2020. According to a conservative estimate, a high dose load on biota exceeding the safe radiation level for elk and bank vole was observed in 1986 in the Novozybkovsky district. At present, the radiation dose rate for reference biota organisms in the polluted areas of the region is an order of magnitude lower than the safe radiation level, with the exception of exclusion zone. In the future, it is recommended to continue conducting radioecological studies of territories and monitoring the radiation situation in the most polluted areas of the Bryansk region. It is also necessary to organize a radioecological reserve in the exclusion zones to carry out regular observations and improve the system of radiation protection of the environment.

Keywords: radioecological situation, Bryansk region, long-term dinamics, Chernobyl accident, radioactive trace, exclusion zone, biota, reference organisms, ^{137}Cs, dose, integral indicator of pollution (IIP)

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 286–300

ИЗУЧЕНИЕ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС. К 35-ЛЕТИЮ КАТАСТРОФЫ

УДК 539.163:631.4: 614.73:614.876

ВЕРТИКАЛЬНАЯ МИГРАЦИЯ ^{137}Cs ЧЕРНОБЫЛЬСКИХ ВЫПАДЕНИЙ В РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТАХ

© 2021 г. В. С. Анисимов[1,*], В. К. Кузнецов[1], А. И. Санжаров[1]

[1] *Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия*

**E-mail: vsanisimov@list.ru*

Поступила в редакцию 11.01.2021 г.
После доработки 02.02.2021 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Приведены результаты изучения процессов вертикальной миграции основного дозообразующего радиоизотопа чернобыльских выпадений – ^{137}Cs в пределах 50-километровой зоны северного следа аварийного выброса ЧАЭС на территории украинского и белорусского участков Полесской низменности, а также на территориях российской части Полесской низменности и Среднерусской возвышенности. Акцент в работе сделан на ретроспективный анализ методологических подходов к решению проблем, связанных с оценкой скорости вертикальной транслокации радионуклида по профилю почв и поступлению его в грунтовые воды. Особую ценность в качестве реперных точек представляют данные, полученные в непосредственной близости (и на незначительном удалении от ЧАЭС) сразу и в ближайшие несколько лет после аварии. В ходе исследований широко использовались общепринятые в почвоведении, геохимии и радиоэкологии методы: сопряженного геохимического анализа (СГА), сравнительно-географический, почвенных ключей, профильный и радиоизотопный. Полученные результаты показали, что интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. При этом коэффициенты миграции медленных компонент (M_1), играющих основную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв. Экологические периоды полуочищения корнеобитаемого слоя от ^{137}Cs для гидроморфных почв, в среднем в 2 раза короче, чем для автоморфных. Установлено, что на пойменных и переувлажненных лугах содержалось в 1989 г. в верхнем 5 см слое более 90% запаса ^{137}Cs в почвах. К 2016–2020 гг. суммарное количество радионуклида уже не превышало 45%. Аналогичная картина наблюдалась на целинных лугах с черноземными почвами. В то же время на суходольных участках с дерново-подзолистыми почвами легкого гранулометрического состава наблюдалась стабилизация распределения ^{137}Cs по почвенному профилю с наибольшим содержанием ^{137}Cs в слое 0–5 см.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, ^{137}Cs, почва, профиль, ландшафт, вертикальная миграция, двухкомпонентная модель

DOI: 10.31857/S0869803121030036

В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивному загрязнению подверглись территории, которые существенно отличаются по рельефу, геоморфологии, гидрографическим особенностям, почвенному покрову, климатическим условиям, растительным сообществам. В зону радиоактивного загрязнения попали значительные территории Среднерусской возвышенности и Полесской низменности [1–3].

Зоны с наиболее высокими уровнями загрязнения были сконцентрированы в радиусе 30 км от ЧАЭС (более 1500 кБк/м^2 по ^{137}Cs), а также на отдельных участках в радиусе 200–300 км на территории северо–северо-восточного следа радиоактивных выпадений (Гомельская, Могилевская и Брянская области). В северо-западном направлении на территории Калужской, Тульской и Орловской областей плотность загрязнения ^{137}Cs, как правило, не превышала 600 кБк/м^2 [4].

Крупномасштабное загрязнение различных типов ландшафтов, неоднородное по плотности, составу и физико-химическим свойствам радиоактивных выпадений, привело к необходимости проведения специальных исследований по изучению закономерностей горизонтальной и вертикальной миграции “чернобыльских” радионуклидов в почвах на разных следах выпадений [5–9].

Результаты исследований, проведенных в различных регионах, показали влияние ландшафтных особенностей на миграцию радионуклидов. В районах, характеризующихся сильно расчлененным рельефом, содержание ^{137}Cs в верхних

слоях почвы может изменяться до двух порядков [10]. В бессточных понижениях равнин удельная активность ^{137}Cs в почве в несколько раз выше, чем на прилегающих участках [11]. В процессе водной эрозии происходит перенос ^{90}Sr и ^{137}Cs с твердыми взвесями [12, 13]. В пониженных элементах рельефа возможно вторичное радиоактивное загрязнение морфологически разнородных участков за счет поверхностной миграции радионуклидов с дождевыми осадками и талыми водами.

После аварии на Чернобыльской АЭС было установлено незначительное влияние ветровой миграции на вторичное радиоактивное загрязнение как прилегающих территорий, так и урожая сельскохозяйственных культур [14].

Вертикальное распределение искусственных радионуклидов в почвенном профиле является определяющим фактором, влияющим на размеры накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях, а также одним из параметров при определении мощности дозы γ-излучения и эффективной дозы внешнего облучения человека [15, 16].

Скорость миграции радионуклидов определяется комплексом факторов, среди которых можно выделить физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, погодно-климатические условия, свойства почв, характер подстилающей поверхности, особенности хозяйственного использования территории и времени, прошедшего с момента выпадений [5, 17].

К настоящему времени проведено большое количество исследований по изучению миграции радионуклидов как после атмосферных выпадений после ядерных испытаний, так и после аварий на предприятиях ядерного топливного цикла. Было выявлено определяющее влияние на подвижность радионуклидов основных почвенных свойств, среди которых наиболее важными являются содержание илистой фракции, органического вещества, емкость катионного обмена, реакция почвенного раствора и др. [18, 19]. Для загрязненных после аварии территорий Беларуси, России и Украины были установлены высокие скорости миграции радионуклидов в торфяных почвах и почвах легкого гранулометрического состава, при этом параметры миграции ^{90}Sr в 1.5–15.0 раз выше, чем ^{137}Cs [20–22]. Опубликован ряд работ по оценке количественных параметров миграции радионуклидов по профилю черноземных почв и влиянию систем агрохимических мероприятий на накопление ^{137}Cs в продукции растениеводства [5, 15, 23].

Изучение вертикальной миграции ^{137}Cs на загрязненных территориях Белоруссии показало, что и через 3 года после аварии на естественных сенокосах и пастбищах до 90–98% ^{137}Cs находится в слое 0–5 см, причем 85–98% в слое 0–1 см [24]. Отмечено проникновение до 10% ^{137}Cs на глубину 30–35 см в торфяно-болотных почвах избыточного увлажнения до 2–3% обнаруживалось на глубине 40 см. По интенсивности передвижения по профилю почвы Белоруссии различного гранулометрического состава располагаются в следующий ряд: суглинистые < осушенные торфяники < < супесчаные торфяники < супесчаные < песчаные.

Кривые распределения ^{137}Cs по вертикальному профилю целинных дерново-подзолистых почв Брянской области через 3 года после чернобыльских выпадений показали, что основная доля радионуклида фиксирована в верхнем слое почвы: глубине 0–1 см – 21–92%, 0–2 см – 41–98%, 0–3 см – 60–98% [25]. Следовые количества радионуклидов Cs обнаружены на глубине 15 см. Наибольшее заглубление отмечено для почв заливных лугов, где максимум запаса радионуклидов находится на глубине 4–5 см.

Несмотря на проведенные многочисленные исследования для ряда ландшафтно-экологических условий информация носит фрагментарный характер, что не позволяет в полной мере судить о динамике и закономерностях распределения ^{137}Cs по почвенному горизонту.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДИКА

Оценка вертикальной миграции радионуклидов в ландшафтах. Исследования проводили с 1986 по 2020 г. в различных ландшафтно-экологических и почвенно-климатических условиях Российской Федерации, Украины и Республики Беларусь. С этой целью в разные периоды после аварии на Чернобыльской АЭС проводился послойный отбор образцов по профилю почвенных горизонтов до глубины 35 см. Для исследования были выбраны лесные и луговые участки с дерново-подзолистыми песчаными и супесчаными почвами. Определение ^{137}Cs проводили γ-спектрометрическим методом на многоканальном анализаторе IN 1200 с германиевым детектором GM с ошибкой измерения ±10% и последующим расчетом удельной активности и запаса ^{137}Cs в разных слоях почвенного горизонта.

Характеристика экспериментальных участков в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС. Для оценки параметров вертикальной миграции ^{137}Cs в 1988 г. на различном удалении от ЧАЭС (5–35 км) на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных пробных площадок (одна – на почве автоморфного ряда, другая – на почве гидроморфного ряда) [26–29]. Всего было заложено 12 площадок, при выборе которых учитывались как физико-химические свойства почв, так и тип и плотность выпадений: № 1 (дерново-подзолистая связно-

песчаная, с. Красно), № 2 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, с. Красно), № 3 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Уласы), № 4 (перегнойно-подзолистая грунтово-оглеенная супесчаная, д. Уласы), № 5 (дерново-подзолистая связно-песчаная, д. Кажушки), № 6 (болотная торфяная низинная освоенная, д. Кажушки), № 7 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Радин), № 8 (болотная торфяная низинная освоенная на легкой глине, д. Радин), № 9 (дерново-подзолистая супесчаная, с. Красно), № 10 (аллювиальная лугово-болотная среднесуглинистая, с. Красно), № 11 (дерново-подзолистая супесчаная, д. Хвощевка), № 12 (дерново-подзолистая грунтово-оглеенная легкосуглинистая, д. Хвощевка).

Оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели. На основании полученных данных по распределению ^{137}Cs в профиле почв, используя конвективно-диффузионную модель вертикальной миграции радионуклидов, рассчитываются основные параметры миграции радионуклида для разных типов почв: коэффициент квазидиффузии D (см^2/год) и константу скорости вертикальной миграции ^{137}Cs v (см^2/год). Общее уравнение вертикальной миграции радионуклидов имеет вид [18, 30, 31]:

$$\frac{dq}{dt} = D\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} - v\frac{\partial q}{\partial x} - \lambda q \frac{dq}{dt} = D\frac{\partial^2 q}{\partial x^2} - v\frac{\partial q}{\partial x} - \lambda q, \quad (1)$$

где q – концентрация радионуклида на глубине x; λ – постоянная радиоактивного распада; t – время, лет.

Общее решение уравнения (1) для случая однократного поступления радионуклидов (в нашем случае ^{137}Cs) на поверхность почвы, при условии неизменности параметров миграции (v и D) с ростом глубины:

$$q(x,t) = A\exp(-\lambda t)\left[\frac{1}{\sqrt{\pi Dt}}\exp\left(-\frac{(x-vt)^2}{4Dt}\right) - \frac{v}{2D}\exp\left(\frac{vx}{D}\right)\mathrm{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{Dt}} + \frac{v}{2}\sqrt{\frac{t}{D}}\right)\right], \quad (2)$$

где A – общее количество ^{137}Cs, выпавшее на поверхность почвы; *erfc* – специальная функция ошибки.

Эти условия могут выполняться на торфяных почвах и, отчасти, на ранее перепаханных минеральных почвах, характеризующихся более или менее однородными физическими и химическими свойствами в пределах изучаемого слоя. Искомые параметры (v, D) определяются методом подбора при помощи, например, модуля “Поиск решения” программы Excel. Критерием является минимизация значения:

$$\Sigma NEV^2 = \sum_{i=1}^{n}(q(x,t) - Q(i))^2 \to \min, \quad (3)$$

где $q(x, t)$ – рассчитанная концентрация ^{137}Cs в слое почвы; $Q(i)$ – измеренная концентрация ^{137}Cs в i-м слое почвы.

При этом предполагается, что параметры v и D остаются неизменными в пределах исследуемого профиля распределения ^{137}Cs. Однако для “чернобыльских” выпадений это допущение (в целом, верное в пределах пахотного горизонта почвы с однородными свойствами) является некорректным из-за сложного характера форм выпадения радионуклида. Связано это с тем, что в составе аварийного выброса ^{137}Cs присутствовал как в парогазовой фазе, так и в составе труднорастворимых топливных частиц. Следовательно, в уравнение (2) надо вводить, как минимум, еще два параметра (v_{slow}, D_{slow}), отвечающие за миграцию ^{137}Cs в составе мелкодисперсных топливных частиц. В результате конечное уравнение становится громоздким и содержащим четыре параметра (v_{slow}, v_{fast}, D_{slow}, D_{fast}), корректный подбор которых затруднителен.

В связи с этим для определения параметров вертикальной миграции ^{137}Cs использовали простую и достаточно хорошо описывающую реальные физические процессы, происходящие в почве, двухкомпонентную модель [26], которую можно формализовать следующим уравнением:

$$c(x,t) = \frac{Q_1\exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_1 t}}\exp\left(-\frac{x^2}{4M_1 t}\right) + \frac{Q_2\exp(-\lambda t)}{\sqrt{\pi M_2 t}}\exp\left(-\frac{x^2}{4M_2 t}\right), \quad (4)$$

где $c(x, t)$ – объемная концентрация радионуклида (Бк/дм^3) на расстоянии x от поверхности почвы в момент времени t; Q – общее количество радионуклида, выпавшее на поверхность почвы; Q_1 – часть радионуклида, которая связана с медленной компонентой при вертикальной миграции; Q_2 – часть радионуклида, связанная с быстрой компонентой; M_1 и M_2 – соответственно компоненты миграции медленной и быстрой компонент; t – время, прошедшее с момента выпадения радионуклида.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Вертикальная миграция радионуклидов в ландшафтах. Процессы, вызывающие вертикальную миграцию радионуклидов в почвах, разнообразны по своей природе. К ним относятся: конвективный перенос (фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности в результате испарения, термоперенос влаги под действием градиента температуры);

Таблица 1. Динамика изменения запаса радионуклидов в верхних слоях дерново-подзолистых супесчаных почв суходольных участков
Table 1. Dynamics of changes in the stock of "Chernobyl" radionuclides in the upper layers of sod-podzolic sandy loam soils of dry land plots

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{137}Cs
0–2	100	100	100	97.3	98.5	99.2	94.6	98.1	97.3	92.3	97.5	94.5	20.8
2–5	<п.о.*	<п.о.	<п.о.	2.6	1.5	0.8	4.8	1.7	2.5	5.7	2.1	5.2	64.7
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.1	<п.о.	<п.о.	0.6	0.2	0.2	1.3	0.4	0.3	13.0
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	1.26
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.14
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.05
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.03
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.02

* Предел обнаружения радионуклида.

диффузия свободных и адсорбированных ионов; перенос по корневым системам растений; перенос на мигрирующих коллоидных частицах (лессиваж); роющая деятельность почвенных животных; хозяйственная деятельность человека [18]. Эти факторы не являются равнозначными, и их действие зависит от конкретных условий, в частности, в значительной степени от ландшафтных характеристик.

Плакорные ландшафты. Закономерности вертикальной миграции радионуклидов на территории Полесской низменности, включая Украинское, Белорусское и Брянско-Жиздринское полесья, были выявлены в результате многолетних исследований в различные периоды после аварии на ЧАЭС. В начальный период времени после аварии в 1986–1989 гг. было начато изучение распределения широкого спектра радионуклидов в 0–30-километровой зоне ЧАЭС на суходольных лугах, которые располагались на водораздельных плакорных участках или верхней пологой части склонов. Почвы характеризовались средней и недостаточной степенью увлажнения, низким содержанием гумуса. Для изучения вертикальной миграции радионуклидов в почве проводили ежегодный послойный отбор образцов почв на одних и тех же участках. В 1990–1993 гг. исследования проводили на аналогичных почвах в наиболее загрязненных районах Брянской и Калужской областей.

Установлено, что на суходольных лугах глубина проникновения всех изучаемых радионуклидов за 4 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (табл. 1). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находилось в слое 0–2 см. В последующие годы происходило активное перераспределение радионуклидов в слое 0–10 см, на характер которого влияли свойства радионуклидов и время, прошедшее после аварии. В 1989 г. более 92% радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировали ^{106}Ru и ^{137}Cs – 5.7 и 5.2% соответственно. В слое 5–10 см зарегистрировано 1.3% ^{106}Ru, а ^{137}Cs и ^{144}Ce – 0.3–0.4%.

Аналогичные исследования проводились с 1988 по 2016 г. на загрязненных участках плакорных ландшафтов в Тульской области. Экспериментальные данные, характеризующие распределение ^{137}Cs по почвенному профилю в различные годы после чернобыльских выпадений (рис. 1), дают возможность оценить характер процесса вертикальной миграции и направленность последующего перераспределения в различных слоях черноземных почв.

Установлено, что после выпадения ^{137}Cs на почвенно-растительный покров происходит активный процесс перераспределения ^{137}Cs в основных компонентах агроэкосистем. При этом наиболее выражен этот процесс для верхнего слоя 10 см почвы. Оценки показали, что если в 1988 г. более 90% запаса содержалось в верхнем слое 5 см, то через 5 лет в этом слое содержалось только 58.2%, из них 32.8% в слое 0–2 см. Существенно возросло содержание ^{137}Cs в слое 5–10 см, в котором общий запас ^{137}Cs возрос до 28%. Однако суммарное количество ^{137}Cs в слое 0–5 см более чем в 2 раза превышает соответствующие значения в слое 5–10 см. В последующие 6 лет процесс перераспределения ^{137}Cs происходил за счет вы-

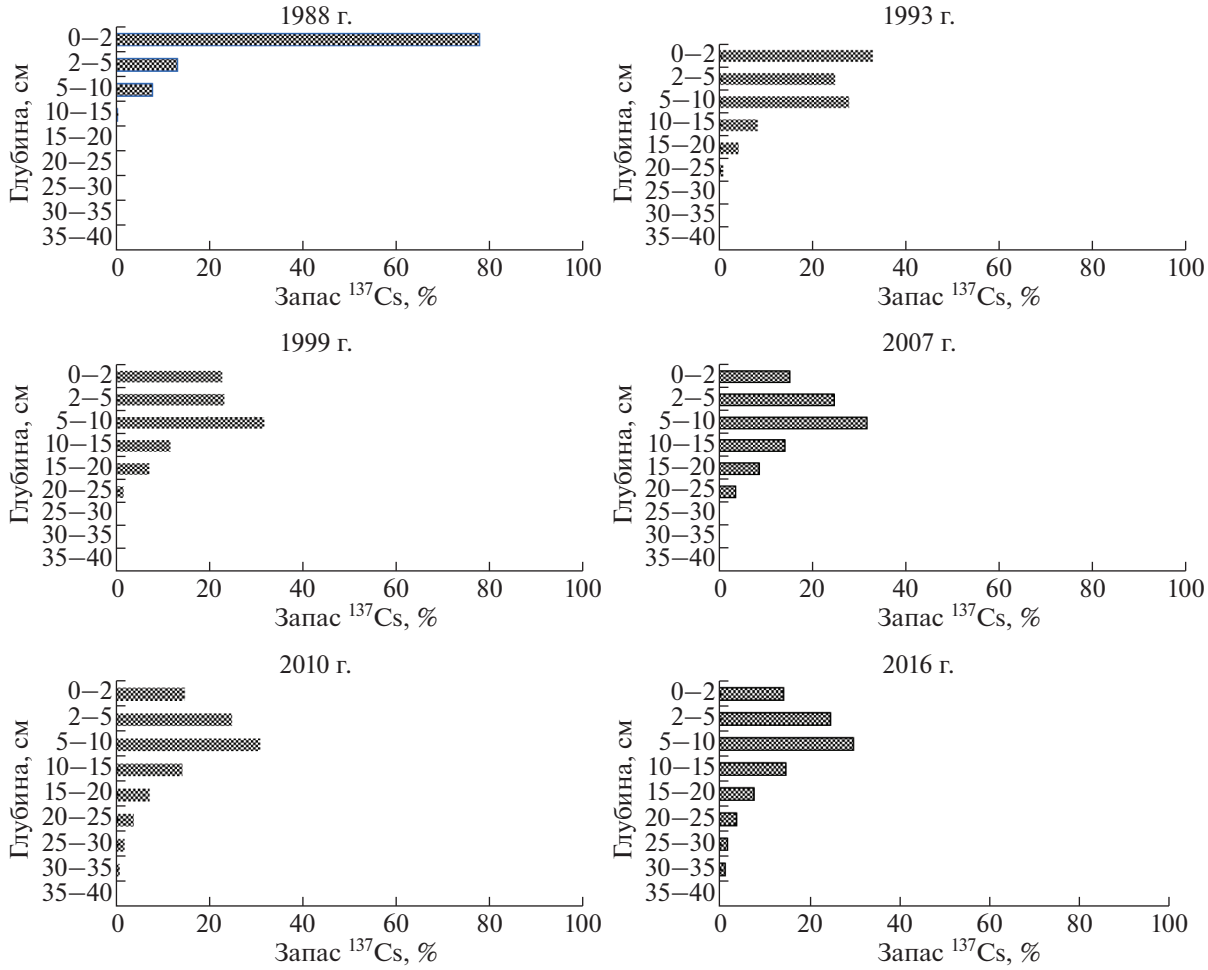

Рис. 1. Динамика вертикальной миграции ^{137}Cs в выщелоченных черноземах в период с 1988 по 2016 г. (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы).

Fig. 1. Dynamics of vertical migration of ^{137}Cs in leached chernozems in the period from 1988 to 2016 years (Tula Research Institute of Agricultural Sciences, Molochnye Dvory village).

равнивая запасов ^{137}Cs в верхних и возрастания в нижележащих слоях.

Перераспределение запасов ^{137}Cs в верхних слоях черноземных почв Тульской области наблюдалось в период с 1986 по 1995 г., а далее замедлилось [32]. Наблюдаемая интенсивная миграция ^{137}Cs в профиле черноземных почв в первые годы после радиоактивных выпадений может быть обусловлена естественными процессами перемешивания почвенной массы в верхнем слое за счет кольматажа, проникновения частиц в почвенные поры и трещины вследствие сезонных процессов набухания и высушивания (педотурбация), деформаций, связанных с промерзанием и оттаиванием (криотурбация) и с землеройной деятельностью многочисленных почвенных животных (биотурбация), а также выносом ^{137}Cs, корневыми системами растений. Эти процессы происходят более активно в черноземных почвах по сравнению с дерново-подзолистыми почвами [33].

Подсчет личинок майского хруща в весенний период отбора проб показал, что их количество на водораздельных участках ландшафтов варьирует от 35 до 55 шт./м^2, что указывает на чрезвычайно большую заселенность черноземных почв личинками жуков. В совокупности с активной деятельностью дождевых червей, населяющих гумусные слои почвы [34], следует признать биотурбационные процессы весьма значимым фактором для интенсификации перераспределения ^{137}Cs в верхних слоях черноземных почв. Значительное влияние биотурбационных процессов на миграцию радионуклидов отмечали сотрудники НПО “Тайфун” в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС [35].

Следует учитывать, что северная часть лесостепной зоны характеризуется наиболее выраженным по сравнению с центральной и южной

Таблица 2. Вертикальное распределение ^{137}Cs по слоям почвы различных элементов склоновых ландшафтов, % от суммарного содержания
Table 2. Vertical distribution of ^{137}Cs over the soil layers of various elements of slope landscapes, % of the total content

Элемент рельефа	Слой почвы, см				
	0–5	5–10	10–15	15–20	20–25
1993 г.					
Водораздел	74.5	18.4	4.5	2.3	0.3
2006 г., восточный склон					
Водораздел	43.2	31.5	14.7	7.0	3.7
верх склона	40.2	30.7	17.1	7.7	4.3
середина склона	43.3	31.4	15.9	6.6	2.9
днище (погребенный слой)	62.2	22.5	9.9	3.9	1.5
2006 г., южный склон					
водораздел	47.9	30.8	12.1	6.2	2.9
верх склона	47.6	32.3	12.2	4.5	3.4
середина склона	46.7	27.5	15.2	7.1	3.6
днище (погребенный слой)	36.7	44.1	13.1	5.0	1.1

провинциями промывным режимом, что также способствует миграции радионуклидов с фильтрационными водами.

В отдаленный период после аварии процесс перераспределения ^{137}Cs замедлился, однако в 2007–2016 гг. радионуклид регистрировался уже на глубине 30–35 см. Следует отметить, что в этот период наблюдается стабилизация запасов ^{137}Cs в верхних слоях черноземных почв.

Эрозионные ландшафты. Исследование распределения ^{137}Cs в почвах эрозионных ландшафтов Среднерусской возвышенности показало, что процессы миграции происходят медленно и основная часть радионуклида через 20 лет после аварии была сосредоточена в верхних 0–5 см (40.2–47.9%) и 5–10 см (27.5–32.3%) слоях почвы, что составляло 70.9–74.4% от их суммарного количества (табл. 2). За период с 1993 по 2006 г. произошло значительное уменьшение запаса ^{137}Cs в слое 0–10 см с 92.9 до 74.4%.

Изучение распределения ^{137}Cs в верхних, средних и нижних частях склоновых эрозионных агроландшафтов показало, что в верхней части практически всех склонов максимальное содержание радионуклида регистрируется в слоях 0–5 см почвы (рис. 2, а). В средней части склонов может иметь место как распределение ^{137}Cs аналогичное верхней микрозоне, так и некоторое превышение содержания ^{137}Cs в слое почвы 5–10 см по сравнению с верхним слоем 0–5 см (рис. 2, б и 2, в). В нижней части склонов характер распределения ^{137}Cs в почвах имеет тенденцию выравнивания запасов ^{137}Cs в верхних слоях 0–5 и 5–10 см почвы (рис. 2, г).

Выявленные закономерности, вероятно, обусловливаются тем, что верхняя элювиальная часть склонов является транзитной зоной, что приводит к “очищению” верхней поверхности склонов. Средняя микрозона также является преимущественно транзитной, однако в ряде понижений наблюдается накопление почвенного субстрата, содержащего ^{137}Cs. При транзитно-аккумулятивных процессах на наиболее загрязненный в начальный период времени слой 0– см почвы наслаиваются наносы с меньшей удельной активностью, т.е. происходит его “захоронение”. У подножья склонов аккумулятивные процессы превалируют над транзитными, при этом характер распределения ^{137}Cs в почвах аналогичен транзитно-аккумулятивной средней микрозоне. Следует отметить, что в эрозионных агроландшафтах процессы вертикальной миграции радионуклидов сопряжены с латеральными и горизонтальными процессами. В зависимости от соотношения интенсивности и скорости этих процессов результирующая может быть разнонаправленной.

Пойменные ландшафты. Изучение вертикальной миграции радионуклидов в пойменных ландшафтах было проведено в 30-километровой зоне ЧАЭС в долине р. Припять (Гомельская область). В первый период после аварии (1986–1987 гг.) практически все количество радионуклидов находилось в слое 0–2 см. Интенсивность миграции зависела от характеристик радионуклидов. В 1989 г. 77.0–85.7% радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, при этом в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал ^{106}Ru и ^{137}Cs – 15.4 и 18.6% соответственно. В слой 5–10 см более интенсивно перераспределялся ^{106}Ru – 7.0% (табл. 3).

В отдаленный период после аварии изучение закономерностей распределения ^{137}Cs в почвах пойменных ландшафтах показало, что в прирусловой вале и верхней части поймы основное количество радионуклидов было сосредоточено в верхнем слое 0–5 см почвы, в то время в центральной и нижней частях поймы основной запас ^{137}Cs находился в слоях 5–10 и 10–15 см (пойма р. Ипуть, р. Вепринка, Брянская область; р. Локна, Тульская область). Характер распределения ^{137}Cs по профилю почвенных горизонтов является следствием влияния гидрологических режимов на возвышенных и пониженных частях поймы, а также различными свойствами почв (рис. 3).

В пойме р. Ипуть (Клинцовский район Брянской области) также были получены данные о влиянии геоморфологических условий на вертикальную миграцию радионуклидов. В зоне переотложения наносов на склонах гривы наблюда-

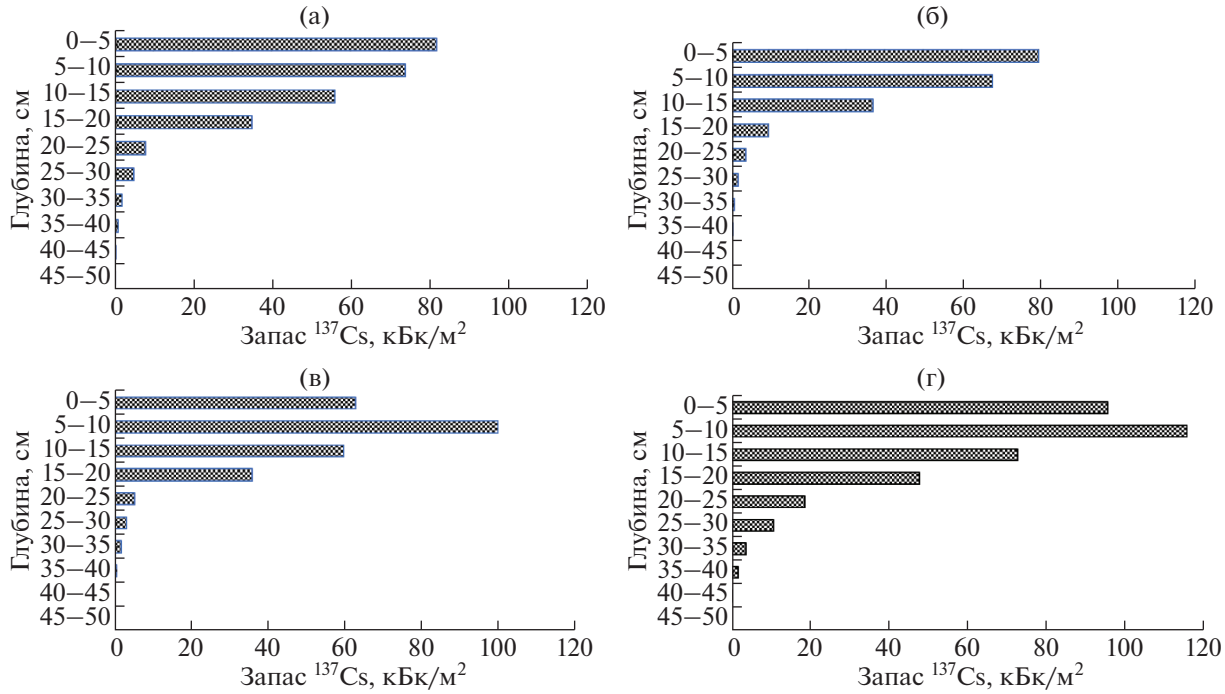

Рис. 2. Распределение ^{137}Cs в профиле почв верхней (а), средней (б и в) и нижней (г) частях микрозон склоновых ландшафтов (Тульский НИИСХ, п. Молочные Дворы, данные 2006 г.).

Fig. 2. Distribution of ^{137}Cs in the soil profile of the upper (a), middle (b and c) and lower (d) parts of microzones of slope landscapes (Tula Research Institute of Agricultural Sciences, Molochnye Dvory village, 2006 data).

лось примерно равное распределение запаса ^{137}Cs в слоях 0–5 и 5–10 см (33.8 и 31.9%). В транзитной зоне было зарегистрировано уменьшение плотности загрязнения ^{137}Cs на 20% по сравнению с верхней точкой профиля, а в зоне формирования грив высокой поймы увеличение более чем на 50%. Этот факт регистрировался и в других исследованиях [36]. В нижней части склона отмечено увеличение плотности загрязнения по сравнению с прирусловой частью поймы, что, вероятно, было обусловлено одновременно происходящими процессами как переотложения наносов при паводках и половодьях, так и их смывом в реку. Особенностью вертикального распределения на затопляе-

Таблица 3. Динамика изменения среднего содержания радионуклидов в верхних слоях пойменной аллювиальной глееватой супесчаной почвы

Table 3. Dynamics in the average radionuclides content in the upper layers of floodplain alluvial gleyic sandy loam soil

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{137}Cs
0–2	100	100	100	92.7	96.0	95.1	85.4	90.7	88.3	77.0	85.7	79.1	11.5
2–5	<п.о.	<п.о.	<п.о.	7.0	4.0	4.6	9.7	8.2	10.8	15.4	12.1	18.6	17.8
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	0.3	4.6	1.1	0.9	7.0	1.9	2.2	39.2
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.6	0.3	0.1	21.4
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	8.0
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	1.4
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.5
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.2

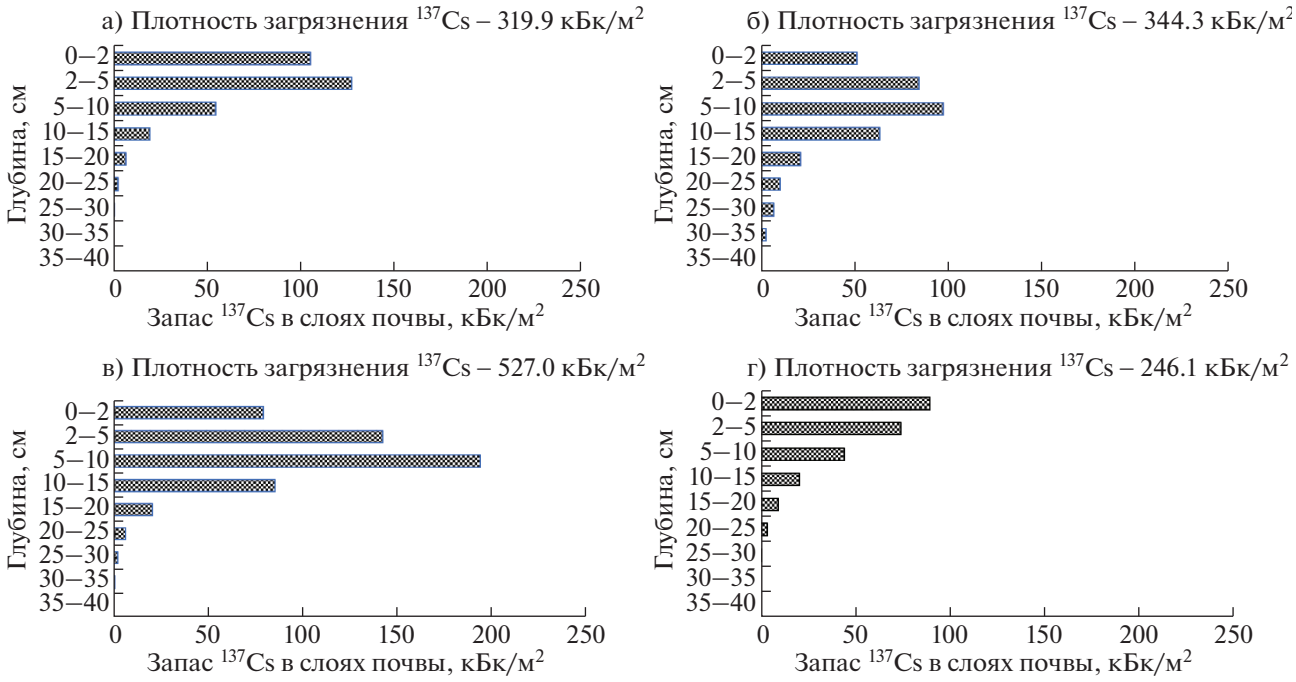

Рис. 3. Вертикальное распределение ^{137}Cs по профилю пойменных почв: а) – средней части прируслового вала; б) – центральной, в) – нижней и г) – верхней частей поймы р. Вепринка (д. Веприн Клинцовского района Брянской области), данные 2004 г.

Fig. 3. Vertical distribution of ^{137}Cs in the profile of floodplain soils: a) – the middle part of the near river bed rampart; b) – the central, c) – the lower and d) – the upper parts of the floodplain of the Veprinka river, (Veprin village, Klintsovsky district, Bryansk region), data from 2004.

мых участках поймы является заглубление пика максимального запаса ^{137}Cs на глубину 5–10 см.

Закономерности распределения радионуклидов в различных типологических комплексах пойменных ландшафтов Полесской низменности характерны и для аналогичных ландшафтов Среднерусской возвышенности. В пойме р. Локна (Плавский район Тульской области) вертикальное распределение ^{137}Cs в пойменной части характеризовалось максимумом запаса ^{137}Cs на глубине 5–10 см. В верхней части поймы на автоморфном участке основной запас ^{137}Cs находился в слое почвы 0–5 см.

Переувлажненные ландшафты. В 1986–1992 гг. было исследовано распределение радионуклидов по профилю почв в 30-километровой зоне отчуждения ЧАЭС на склоновых почвах террас, прилегающих к пойменным долинам р. Припять. Установлено, что, несмотря на периодическое переувлажнение дерново-подзолистых глеевых почв, глубина миграции изучаемых радионуклидов за 3 года после аварии на ЧАЭС не превышала 10 см (табл. 4). В 1986–1987 гг. практически все количество выпавших радионуклидов находилось в слое 0–2 см. В 1989 г. более 85% изучаемых радионуклидов содержалось в слое 0–2 см, а в слой 2–5 см наиболее активно мигрировал ^{106}Ru – 11,5%, который также характеризовался наибольшим проникновением в слой почвы 5–10 см – 3%.

Для изучения закономерностей миграции ^{137}Cs в гидроморфных торфяных почвах в 2000–2002 гг. были проведены полевые исследования на территории Брянской области. Установлено, что вертикальная миграция ^{137}Cs в торфяных почвах определяется комплексом факторов, среди которых наибольшее значение имеют тип и свойства торфяников, их гидроморфность, в том числе длительность периода переувлажнения торфяных почв, а также степень освоенности или пирогенности (нарушенности пожарами). Через 15 лет после аварии на Чернобыльской АЭС ^{137}Cs наиболее интенсивно перераспределялся ^{137}Cs по слоям гидроморфных увлажненных верховых и низинных торфяников.

Для обводненных низинных торфяников максимальное содержание ^{137}Cs наблюдалось в слое 0–10 см – от 18 до 50% от суммарного запаса. Однако характер распределения радионуклида в более глубоких слоях имеет некоторые различия, которые обусловлены влиянием режима увлажнения. В болотной низинной почве (участок № 2) ^{137}Cs регистрировался до глубины 35 см и наблюдалось два пика: первый – в слое 0–5 см (23% от суммарного запаса ^{137}Cs слое 0–35 см), а второй –

Таблица 4. Миграция радионуклидов в дерново-подзолистой глеевой легкосуглинистой почве
Table 4. Migration of radionuclides in sod-podzolic gley light loamy soil

Глубина, см	Содержание радионуклидов, %												
	Годы исследований												
	1986			1987			1988			1989			2020
	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{106}Ru	^{144}Ce	^{137}Cs	^{137}Cs
0–2	100	100	100	95.4	98.0	97.7	89.5	90.7	93.3	85.2	88.7	89.1	15.8
2–5	<п.о.	<п.о.	<п.о.	4.6	2.0	2.2	8.0	8.2	6.2	11.5	9.9	9.5	29.3
5–10	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	0.1	2.5	1.1	0.5	3.0	1.2	1.3	20.0
10–15	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	0.2	0.1	13.8
15–20	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.3	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	11.2
20–25	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	5.3
25–30	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	4.2
30–35	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.4

в слое 15–20 см (22%) (рис. 4). Наличие лвух пиков, возможно, обусловлено влиянием геохимических барьеров, либо процессами криотурбации [37]. В болотной низинной почве (участок № 4) максимум приходился на глубину 5–10 см – 50% ^{137}Cs от суммарного запаса. Далее содержание радионуклида резко снижается и на глубине 25 см ^{137}Cs составляло около 1%.

Аналогичная картина распределения ^{137}Cs наблюдается и в гидроморфных верховых и переходных торфяниках (рис. 4). В верхнем слое 0–5 см болотной верховой почвы (участок № 6) сохранялось около 28% радионуклида от суммарного запаса, а максимум регистрировался на глубине 5–10 см – 58%. В переувлажненной болотной переходной почве (участок № 3) в верхнем слое 0–5 см содержится 41% ^{137}Cs от суммарного запаса и по 27% – в слоях 5–10 и 10–15 см. Незначительная часть ^{137}Cs – 2% от суммарного запаса регистрируется на глубине 20–25 см.

Иное распределение ^{137}Cs наблюдается в осушенных или нарушенных пожарами и хозяйственной деятельностью торфяниках. Распределение ^{137}Cs в осушенном целинном переходном торфянике (участок № 7) характеризовалось максимальным содержанием в слое 0–5 см – 74% от суммарного запаса. Далее отмечается экспоненциальное снижение содержания радионуклида в почвенных слоях до глубины 35 см (рис. 4). В горелом переходном торфянике (участок № 8) в слое 0–5 см содержалось только 36% ^{137}Cs, а 50% было сосредоточено в слое 5–15 см. Далее по профилю отмечено экспоненциальное убывание ^{137}Cs до глубины 30 см.

Осушение торфяников и вовлечение их в сельскохозяйственный оборот с последующей перепашкой приводили к относительно равномерному распределению ^{137}Cs в пахотном слое почвы 25 см (участок № 5), изначально дифференцированного по удельной активности радионуклида профиля (участок 1), (рис. 4).

Таким образом, скорость вертикальной миграции ^{137}Cs в торфяниках определялась типом и особенностями их формирования. Процессы естественной миграции ^{137}Cs зависят от свойств торфяных почв, их особенностей и гидрологического режима. Хозяйственная деятельность или пожары приводят к относительно равномерному распределению радионуклида в профиле почв.

Распределение ^{137}Cs в профиле почв и оценка параметров миграции с использованием двухкомпонентной квазидиффузионной модели. В табл. 5 приведены результаты стратификации почвенных профилей ключевых разрезов, заложенных на выбранных постоянных пробных площадках. Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС, резко снижается с глубиной. Для гидроморфных почв этот процесс происходит более интенсивно, чем для автоморфных. Рассчитанный на основании экспериментальных данных центр распределения ^{137}Cs, определяемый по формуле $X = \sqrt{2Dt}$ [38], в 1990 г. для автоморфных почв, находится на глубинах от 1.1 до 1.4 см (в среднем, 1.2 см), для гидроморфных – от 1.2 до 2.0 см (в среднем, 1.5 см). Связано это с тем, что коэффициенты миграции медленных компонент (M_1), играющих основную роль в перемещении радионуклидов по профилю почв, существенно выше у гидроморфных почв.

В табл. 6 приведены коэффициенты квазидиффузии “медленной” (M_1) и “быстрой” (M_2) компонент вертикальной миграции ^{137}Cs, полученные на основании данных по распределению ра-

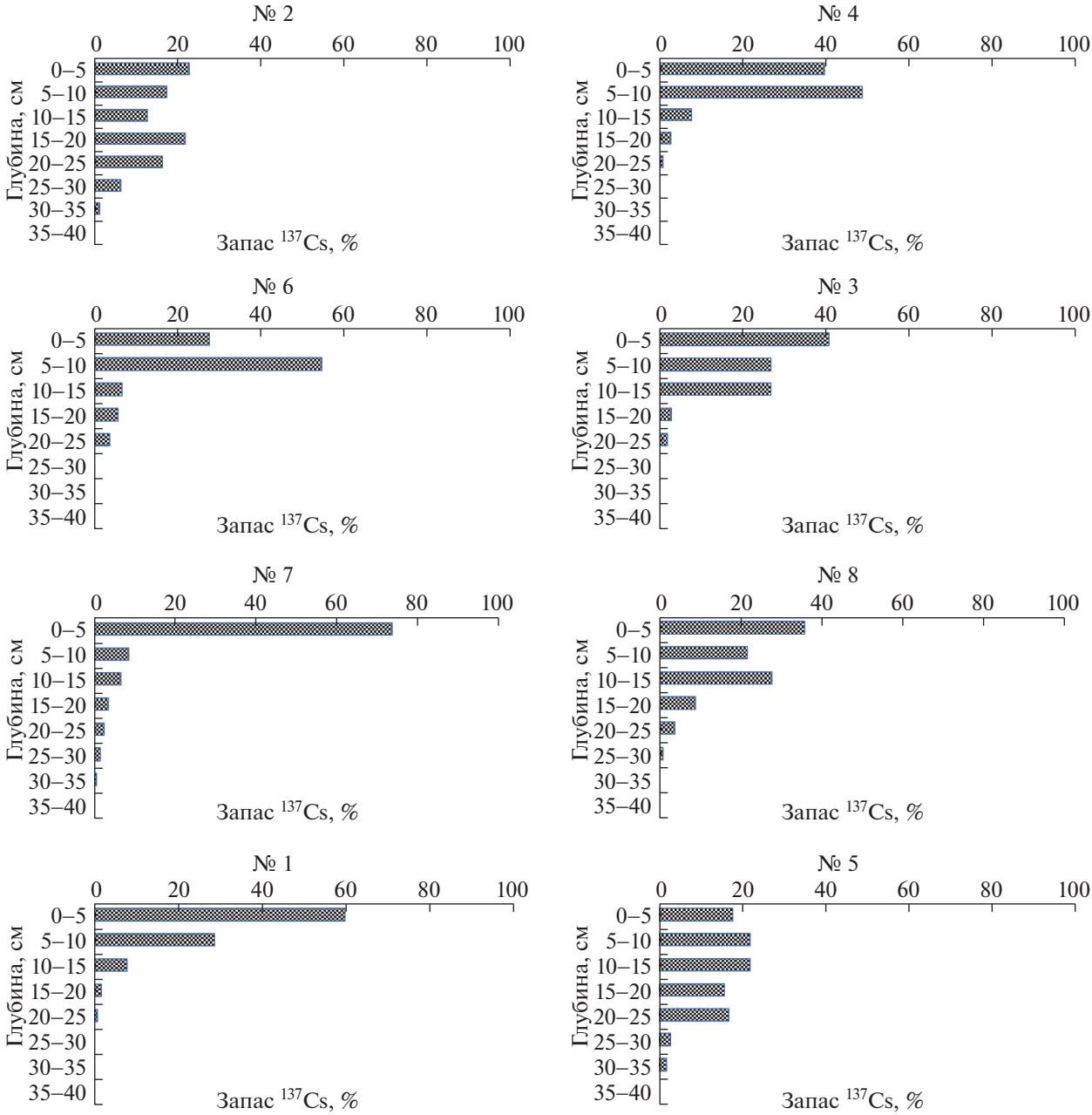

Рис. 4. Вертикальное распределение ^{137}Cs по профилю гидроморфных почв: № 2 – болотной низинной торфяной (с. Старый Вышков Новозыбковского района), данные 2002 г.; № 4 – болотной низинной торфяной (с. Батуровка Красногорского района Брянской области), данные 2002 г.; № 6 – болотной торфяной верховой (п. Каменный Суражского района Брянской области), данные 2002 г.; № 3 – болотной торфяной переходной (с. Старые Бобовичи Новозыбковского района Брянской области), данные 2002 г.; № 7 и № 8 –ненарушенного пожарами и пирогенного участков осушенной болотной торфяной переходной почвы (с. Макаричи Красногорского района Брянской области), данные 2002 г.; № 1 – целинного участка осушенной болотной торфяной низинной почвы (с. Бабаки Новозыбковского района Брянской области), данные 2002 г.; № 5 – освоенного участка осушенной болотной торфяной низинной почвы (с. Кожаны Гордеевского района а Брянской области), данные 2002 г.

Fig. 4. Vertical distribution of ^{137}Cs in the profile of hydromorphic soils: № 2 – peats low moor (Stary Vyshkov village, Novozybkovsky district), data from 2002; № 4 – peats low moor (Baturovka village, Krasnogorsky District, Bryansk Region), data from 2002; № 6 – peats high moor (Kamenny village, Surazhsky district, Bryansk Region), data from 2002; № 3 – peats transitional moor (Stary Bobovichi village, Novozybkovsky District Bryansk region), data from 2002; № 7 and № 8 – undisturbed by fires and pyrogenic areas of drained peats transitional moor (p. Makarichi, Krasnogorsky district, Bryansk Region), data from 2002; № 1 – a virgin area of drained peats low moor (Babaki village, Novozybkovsky District, Bryansk Region), data from 2002; № 5 – a ploughed area of drained peats low moor (Kozhany village, Gordeyevsky district, Bryansk Region), data from 2002.

Таблица 5. Относительное содержание ^{137}Cs в слоях почв постоянных пробных площадок, расположенных в 50-километровой зоне Чернобыльской АЭС (дата отбора проб: тт. 9, 10 – 01.09.1991 г., остальные – 01.09.1990 г.)
Table 5. Relative content of ^{137}Cs in the layers of the soil cuts located at permanent probe sites within in the 30-km zone of the Chernobyl nuclear power plant (date of sampling: permanent probe sites 9, 10 – 01.09.1991, remaining – 01.09.1990)

№ точки отбора	1	2	3	4	5	6	7	8*	9	10	11	12
Расстояние от ЧАЭС, км	5	5	15	15	35	35	20	20	7	7	25	25
	Плотность загрязнения почв ^{137}Cs, кБк/м^2 (на момент аварии)											
	3600	4900	9500	6100	950	1400	9000	8800	9100	11200	810	800
Слой, см	Относительное содержание ^{137}Cs в слое почвы, % (с учетом плотности сложения горизонтов)											
0–2	95.79	93.20	96.29	91.35	96.29	93.27	98.64	62.12	89.56	76.10	88.19	79.42
2–3	1.48	3.94	2.11	6.02	1.44	3.49	0.60	19.60	5.37	9.86	7.08	12.53
3–4	0.73	0.97	0.71	0.72	0.40	1.04	0.19	8.17	1.54	5.47	2.02	3.73
4–5	0.30	0.55	0.35	0.48	0.20	0.54	0.08	4.10	0.72	2.87	0.82	1.09
5–6	0.21	0.17	0.18	0.37	0.12	0.27	0.04	2.34	0.56	2.66	0.50	0.69
6–8	0.26	0.29	0.17	0.58	0.31	0.40	0.09	1.87	0.75	1.03	0.55	0.85
8–10	0.24	0.20	0.07	0.25	0.26	0.24	0.06	0.66	0.30	0.38	0.14	0.75
10–12	0.24	0.14	0.04	0.11	0.40	0.24	0.01	0.57	0.32	0.38	0.29	0.41
12–14	0.18	0.08	0.03	0.05	0.19	0.17	0.01	0.30	0.27	0.28	0.14	0.28
14–16	0.16	0.08	0.02	0.03	0.20	0.18	0.01	0.17	0.21	0.22	0.14	0.18
16–18	0.13	0.08	0.02	0.01	0.20	0.10	0.01	0.10	0.16	0.20	0.14	0.08
18–20	0.09	0.08	0.01	0.01	<п.о.	0.05	0.01	<п.о.	0.10	0.16	<п.о.	<п.о.
20–22	0.05	0.07	0.01	0.01	<п.о.	<п.о.	0.01	<п.о.	0.04	0.16	<п.о.	<п.о.
22–24	0.04	0.06	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.009	<п.о.	0.05	0.16	<п.о.	<п.о.
24–26	0.03	0.04	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	0.005	<п.о.	0.05	0.11	<п.о.	<п.о.
26–28	0.03	0.04	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.
28–30	0.03	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.	<п.о.

* Уровень грунтовых вод расположен на глубине 18 см.

дионуклида в профиле исследованных почв в 1990–1991 г. (табл. 5). Определено также соотношение долей радионуклида, мигрирующих в виде медленной (1) и быстрой (2) компонент. Особый интерес вызывает тот факт, что величины M_2 для почв “ближней” зоны выше (1.69–19.4), чем для почв “дальней” зоны: 0.65–1.94 см^2 в год. Это подтверждает большую подвижность ^{137}Cs в “чернобыльских” выпадениях ближней зоны за период между аварией на ЧАЭС в 1986 г. и моментом отбора проб в 1990 г. Как правило, содержание радионуклида в виде медленной компоненты значительно превышает его содержание в виде быстрой компоненты. На основании параметров вертикального распределения ^{137}Cs в профиле почв было установлено, что концентрация радионуклида, например, в верхнем слое 0–1 см через 35 лет снизится весьма значительно (в 5.7–6.6 раза), что преимущественно связано с выносом радионуклида в нижележащие горизонты.

Для оценки интенсивности процесса вертикальной миграции ^{137}Cs в почвах и воздействия его на поступление радионуклида в растения чрезвычайно важным показателем является экологический период полуочищения корнеобитаемого слоя почв, т.е. без учета радиоактивного распада нуклида. Оценка периодов полуочищения для слоев 0–5 и 0–10 см почв экспериментальных участков показала, что интенсивность вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах существенно выше, чем в сопряженных с ними автоморфных. Периоды полуочищения корнеобитаемых слоев 0–5 и 0–10 см гидроморфных почв составили: 172–461 и 282–758 лет соответственно, по сравнению с сопряженными автоморфными: 393–763 и 646–1253 года соответственно (табл. 7).

Эффективные периоды полувыведения радионуклида (с учетом периода полураспада) из слоя 0–5 см колеблются от 18.8 до 27.7 года, из слоя 0–10 см – от 27.3 до 30.1 года.

Таблица 6. Коэффициенты миграции “медленной” (M_1) и “быстрой” (M_2) компонент миграции ^{137}Cs, см^2/год (1990 г.)
Table 6. Migration coefficients of the “slow” (M_1) and “fast” (M_2) migration components of ^{137}Cs, cm^2/year (1990)

Точка	M_1	M_2	Отношение компонент 1/2	Точка	M_1	M_2	Отношение компонент 1/2
1	0.15	9.23	45.6	7	0.14	1.62	513.7
2	0.22	19.4	75.2	8	0.48	1.06	32.8
3	0.17	1.94	544.0	9	0.16	1.69	62.8
4	0.18	0.65	98.5	10	0.36	3.15	73.7
5	0.11	1.63	не опр.	11	0.21	0.81	66.3
6	0.19	1.24	118.1	12	0.25	0.84	37.3

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Оценка последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции для почвенно-растительного покрова природных и аграрных экосистем включает в качестве ключевого компонента оценку периодов самоочищения почв в результате естественных биогеохимических процессов. Скорость перераспределения радионуклидов в почвенном профиле зависит от широкого спектра природных и антропогенных факторов, среди которых следует выделить ландшафтные условия, гидрологию региона, почвенные параметры, хозяйственную деятельность человека.

Миграция ^{137}Cs в различных типологических комплексах ландшафтах определяется локализацией в разных элементах рельефа, гидроморфностью, экспозицией склонов, наличием геохимических барьеров и т.д., что определяет необходимость дифференцированной оценки роли процессов перераспределения радионуклида не только по вертикали почвенного профиля, но и в результате латеральных и горизонтальных процессов переноса загрязненных почвенных масс. Ландшафтные особенности миграции радионуклидов являются одним из важных факторов, который необходимо учитывать при планировании реабилитационных мероприятий на радиоактивно загрязненных территориях и их хозяйственном использовании.

Таблица 7. Экологические периоды полуочищения верхних слоев почв для ^{137}Cs
Table 7. Ecological clearance half-time for ^{137}Cs in the upper soil layers

Участок, №	Период полуочищения (лет) от ^{137}Cs для слоя	
	0–5 см	0–10 см
1	535	881
2	371	610
3	492	809
4	461	758
5	763	1253
6	437	718
7	598	982
8	172	282
9	512	841
10	229	376
11	393	646
12	327	538

Многолетние экспериментальные наблюдения показывают, что миграционные процессы ^{137}Cs в почвах протекают достаточно медленно. Эффективные периоды полуочищения колеблются от 18.8 до 27.7 года для слоя 0–5 см и от 27.3 до 30.1 года для слоя 0–10 см. При этом темпы вертикальной миграции ^{137}Cs в гидроморфных почвах существенно выше по сравнению с автоморфными почвами – экологические периоды полуочищения слоев 0–5 и 0–10 см для гидроморфных почв в 1.7–2.3 раза короче, чем для автоморфных.

Удовлетворительно описать процесс миграции ^{137}Cs позволяет двухкомпонентная квазидиффузионная модель вертикальной миграции. Использование модели для оценки изменения концентрации ^{137}Cs в любом слое почв со временем, например, в верхнем слое 0–2 см, показало, что через 35 лет содержание радионуклида снижается в 5.7–6.6 раза, что согласуется с экспериментальными данными.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Абатуров А.М.* Полесья русской равнины в связи с проблемой их освоения. М., 1968. 246 с. [*Abaturov A.M.* Poles’ya russkoj ravniny v svyazi s problemoj ih osvoeniya. M.: 1968. 246 p. (In Russian]

2. *Волкова Н.И.* Структурно-генетический ряд ландшафтов полесий и ополий / Современные проблемы физической географии: Сборник. М., 1989. С. 122–134. [*Volkova N.I.* Strukturno-geneticheskij ryad landshaftov polesij i opolij. Sovremennye problemy

fizicheskoj geografii: Sbornik. M.: 1989. 122–134 p. (In Russian)]

3. *Кадацкий В.Б., Кириенко Е.Г., Лепешев А.А.* География Беларуси. Мн.: БГПУ, 2006. 192 с. [*Kadackij V.B., Kirienko E.G., Lepeshev A.A.* Geografiya Belarusi. Mn.: BGPU, 2006. 192 p. (In Russian)]
4. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины. М.: Роскартография, 1998. 143 с. [Atlas radioaktivnogo zagryazneniya Evropejskoj chasti Rossii, Belorussii i Ukrainy. M.: Roskartografiya; 1998. 143 p. (In Russian)]
5. *Кузнецов В.К. и др.* Горизонтальная и вертикальная миграция ^{137}Cs в склоновых ландшафтах // Радиац. биология. Радиоэкология. 2009. № 3. С. 282–290. [*Kuznetsov V.K. i dr.* Gorizontal'naya i vertikal'naya migraciya ^{137}Cs v sklonovyh landshaftah // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 2009. № 3. P. 282–290. (In Russian)]
6. *Санжарова Н.И., Котик В.А., Архипов А.Н. и др.* Количественные параметры вертикальной миграции радионуклидов в почвах на лугах различных типов // Радиац. биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 488–497. [*Sanzharova N.I., Kotik V.A., Arhipov A.N. i dr.* Kolichestvennye parametry vertikal'noj migracii radionuklidov v pochvah na lugah razlichnyh tipov // Radiacionnaya biologiya. Radioekologiya. 1996. V. 36. № 4. P. 488–497. (In Russian)]
7. *Иванов Ю.А., Левчук С.Е., Киреев С.И. и др.* Подвижность радионуклидов выброса ЧАЭС в почвах отчужденных территорий // Ядерна фізика та енергетика. 2011. Т. 12. № 4. С. 375–384. [*Ivanov Y.A., Levchuk S.E., Kireev S.I. i dr.* Podvizhnost' radionuklidov vybrosa CHAES v pochvah otchuzhdennyh territorij //Yaderna fizika ta energetika. 2011. V. 12. № 4. P. 375–384. (In Russian)]
8. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г., Бобовникова Ц.И.* Вертикальная миграция в почве радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. 1989. Т. 66. № 3. С. 194–197. [*Silant'ev A.N., Shkuratova I.G., Bobovnikrva C.I.* Vertikal'naya migraciya v pochve radionuklidov, vypavshih v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj AES // Atomnaya energiya.1989. V. 66. № 3. P. 94–197. (In Russian)]
9. *Цыбулько Н.Н., Черныш А.Ф.* Горизонтальная миграция радионуклидов в эрозионных агроландшафтах // Проблемы радиологии загрязненных территорий: Юбилейный тематический сборник РНИУП "Институт радиологии". Гомель, 2006. Вып. 2. 348 с. [*Cybul'ko N.N., Chernysh A.F.* Gorizontal'naya migraciya radionuklidov v erozionnyh agrolandshaftah. Problemy radiologii zagryaznennyh territorij: Yubilejnyj tematicheskij sbornik RNIUP "Institut radiologii". Gomel'.: 2006; 2. 348 p. (In Russian)]
10. *Ананян В.Л., Мнацаканян Б.Т.* О миграции радиоцезия в различных типах почв Армении // Сообщение ИАП и Г АН Арм.ССР, 1971. № 11. С. 19–25. [*Ananyan V.L., Mnacakanyan B.T.* O migracii radioceziya v razlichnyh tipah pochv Armenii. Soobshchenie IAP i G AN Arm.SSR. 1971. № 11. P. 19–25. (In Russian)]
11. *Тюрюканова Э.Б., Павлоцкая Ф.И.* Распределение радиоактивного стронция в почвах различных зон. М.: Атомиздат, 1967. 63 с. [*Tyuryukanova E.B., Pavlockaya F.I.* Raspredelenie radioaktivnogo stronciya v pochvah razlichnyh zon. M.: Atomizdat, 1967. 63 p. (In Russian)]
12. *Зубарева И.Ф., Москевич Л.П., Ковеня С.В.* Вынос стронция-90 из дренированной почвы в процессе водной эрозии // Почвоведение. 1989. № 4. С. 144–147. [*Zubareva I.F., Moskevich L.P., Kovenya S.V.* Vynos stronciya-90 iz drenirovannoj pochvy v processe vodnoj erozii // Pochvovedenie. 1989. № 4. P. 144–147. (In Russian)]
13. *Борзилов В.А., Коноплев А.В., Ревина С.К. и др.* Экспериментальное исследование смыва радионуклидов, выпавших на почву в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорология и гидрология. 1988. № 11. С. 43–53. [*Borzilov V.A., Konoplev A.V., Revina S.K. i dr.* Eksperimental'noe issledovanie smyva radionuklidov, vypavshih na pochvu v rezul'tate avarii na Chernobyl'skoj atomnoj elektrostancii // Meteorologiya i gidrologiya. 1988. № 11. P. 43–53. (In Russian)]
14. *Лощилов Н.А.* Влияние вторичного пылепереноса радиоактивных веществ на загрязнение населенных пунктов в зоне чернобыльской аварии // Проблемы сельскохозяйственной радиологии: Сб. науч. трудов УкрНИИСХР. Киев, 1991. С. 61–64. [*Loshchilov N.A.* Vliyanie vtorichnogo pyleperenosa radioaktivnyh veshchestv na zagryaznenie naselennyh punktov v zone chernobyl'skoj avarii. Problemy sel'skohozyajstvennoj radiologii: Sb. nauch. trudov UkrNIISKHR. Kiev., 1991. P. 61–64. (In Russian)]
15. *Кузнецов В.К., Грунская В.П., Калашников К.Г., Санжарова Н.И.* Особенности распределения ^{137}Cs в агроландшафтах склонов северной части Лесостепной зоны // Агрохимия. 2009. № 2. С. 75–86. [*Kuznetsov V.K., Grunskaya V.P., Kalashnikov K.G., Sanzharova N.I.* Osobennosti raspredeleniya ^{137}Cs v agrolandshaftah sklonov severnoj chasti Lesostepnoj zony // Agrohimiya. 2009. № 2. P. 75–86. (In Russian)]
16. *Рамзаев В.П., Барковский А.Н., Варфоломеева К.В.* Вертикальное распределение ^{137}Cs в дерново-подзолистой песчаной почве на лугах и в лесах Брянской области в 2015–2016 гг. // Радиационная гигиена. 2019. Т. 12. № 3. С. 27–41. [*Ramzaev V.P., Barkovskij A.N., Varfolomeeva K.V.* Vertikal'noe raspredelenie 1^{37}Cs v dernovo-podzolistoj peschanoj pochve na lugah i v lesah Bryanskoj oblasti v 2015–2016 gg. // Radiacionnaya gigiena. 2019. V. 12. № 3. P. 27–41. (In Russian)]
17. *Bunzl K., Schimmack W., Krouglov S.V., Alexakhin R.M.* Changes with time in the migration of radiocesium in the soil, as observed near Chernobyl and in Germany, 1986–1994 // Sci. Total Environ. 1995. V. 175. P. 49–56.
18. *Прохоров В.М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. М.: Энергоиздат, 1981. 98 с. [*Prohorov V.M.* Migraciya radioaktivnyh zagryaznenij v pochvah. M.: Energoizdat, 1981. 98 p. (In Russian)]
19. *Анохин В.Л.* Моделирование процессов миграции радиоизотопов в ландшафтах. М.: Атомиздат, 1974. 144 с. [*Anohin V.L.* Modelirovanie processov migracii

radioizotopov v landshaftah. M.: Atomizdat, 1974. 144 p. (In Russian)]

20. Радиоэкологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС: биологические эффекты, миграция, реабилитация загрязненных территорий / Под ред. чл.-корр. РАН Н.И. Санжаровой и проф. С.В. Фесенко. М.: РАН, 2018. 278 с. [Radioekologicheskie posledstviya avarii na Chernobyl'skoj AES: biologicheskie effekty, migraciya, reabilitaciya zagryaznennyh territorij / Pod red. chl.-korr. RAN N.I. Sanzharovoj i prof. S.V. Fesenko. M.: RAN, 2018. 278 p. (In Russian)]

21. *Арастович Т.В.* Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Изв. Национальной академии наук Беларуси. Серия аграрных наук. 2004. № 2. С. 23–25. [*Arastovich T.V.* Vliyanie svojstv pochv na process vertikal'noj migracii radionuklidov // Izvestiya Nacional'noj akademii nauk Belarusi. Seriya agrarnyh nauk. 2004. № 2. P. 23–25. (In Russ.)]

22. *Подоляк А.Г.* Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского полесья // Агрохимия. 2007. № 2. С. 72–82. [*Podolyak A.G.* Vliyanie vertikal'noj migracii i form nahozhdeniya ^{137}Cs i ^{90}Sr v pochvah na ih biologicheskuyu dostupnost' na primere estestvennyh lugov Belorusskogo poles'ya // Agrohimiya. 2007. № 2. P. 72–82. (In Russian)]

23. *Кузнецов В.К., Спиридонов С.И., Иванов В.В. и др.* Динамика распределения ^{137}Cs в почвенном профиле целинных черноземов // Агрохим. вестн. 2020. № 4. С. 12–15. [*Kuznetsov V.K., Spiridonov S.I., Ivanov V.V. et al.* Dinamika raspredeleniya ^{137}Cs v pochvennom profile celinnyh chernozemov // Agrohimicheskij vestnik. 2020. № 4. P. 12–15. (In Russian)]

24. *Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А.* Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых, почвах Гомельской области // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т. 1. Обнинск, 1990. С. 18–19. [*Grebenshchikova N.V., Samusev N.I., Novak A.A.* Povedenie radionuklidov Cs v dernovo-podzolistyh, pochvah Gomel'skoj oblasti // Tez. dokl. III Vses. konf. po s.-h. radiologii. V. 1. Obninsk, 1990. P. 18–19. (In Russian)]

25. *Шутов В.Н., Аржанова Е.В., Басалаева Л.Н.* Вертикальная миграция радиоцезия в почвах // Тез. докл. III Всесоюз. конф. по с.-х. радиологии. Т.1. Обнинск, 1991. С. 32–33. [*Shutov V.N., Arzhanova E.V., Basalaeva L.N.* Vertikal'naya migraciya radioceziya v pochvah // Tez. dokl. III Vses. konf. po sel'skohozyajstvennoj radiologii. V. 1. Obninsk, 1991. P. 32–33. (In Russian)]

26. *Анисимов В.С.* Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва–растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС: Дис. ... канд. биол. наук. Обнинск, 1995. 140 с. [*Anisimov V.S.* Vliyanie formy avarijnyh vypadenij i fiziko-himicheskih svojstv pochv na podvizhnost' ^{137}Cs v sisteme "pochva–rastenie" v 30-kilometrovoj zone hernobyhl'skoj AES. [dissertacion]. Obninsk, 1995. 140 p. (In Russian)]

27. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31–40. [*Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* O formah nahozhdeniya i vertikal'nom raspredelenii ^{137}Cs v pochvah v zone avarii na Chernobyl'skoj AES // Pochvovedenie. 1991. № 9. P. 31–40. (In Russian)]

28. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Миграция ^{137}Cs в почвах с гравитационным потоком влаги // Докл. РАСХН. 1994. № 1. С. 24–26. [*Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* Migraciya ^{137}Cs v pochvah s gravitacionnym potokom vlagi // Doklady RASKHN. 1994. № 1. P. 24–26. (In Russian)]

29. *Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М.* Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм ^{137}Cs, извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент // Мат. междунар. конф. "Радиоэкология торфяных почв". Санкт-Петербург, 7–11 июня 1994 г. СПб., 1994. С. 101–104. [*Anisimov V.S, Sanzharova N.I., Alexakhin R.M.* Vliyanie fizicheskih i agrohimicheskih svojstv torfyanyh pochv na otnositel'noe soderzhanie razlichnyh form ^{137}Cs, izvlekaemyh pri raznom sootnoshenii pochva: ekstragent // Materialy mezhdunarodnoj konferencii "Radioekologiya torfyanyh pochv". S.-Peterburg, 1994. P. 101–104. (In Russian)]

30. *Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г.* Измерение параметров миграции ^{137}Cs в почве // Атомная энергия. Т. 65. Вып. 2. 1988. С. 137–141. [*Silant'ev A.N., Shkuratova I.G.* Izmerenie parametrov migracii ^{137}Cs v pochve // Atomnaya energiya. 1988. V. 65. № 2. P. 137–141. (In Russian)]

31. *Константинов И.Е., Скотникова О.Г., Солдатова Л.С., Сисигина Т.И.* Прогнозирование миграции цезия-137 в почвах // Почвоведение. 1974. № 5. С. 54–58. [*Konstantinov I.E., Skotnikova O.G., Soldatova L.S., Sisigina T.I.* Prognozirovanie migracii ceziya-137 v pochvah // Pochvovedenie. 1974. № 5. P. 54–58. (In Russian)]

32. *Хекало Н.Л., Пучков Ю.Н.* Динамика содержания радионуклидов в черноземах Тульской области // Мат. науч.-практ. конф. "Чернобыль: экология, человек, здоровье". М., 2006. С. 270–280. [*Hekalo N.L., Puchkov YN.* Dinamika soderzhaniya radionuklidov v chernozemah Tul'skoj oblasti // Materialy nauchno-prakticheskoj konferencii "Chernobyl': ekologiya, chelovek, zdorov'e". M., 2006. 270–280. (In Russian)]

33. *Фокин А.Д., Лурье А.А., Торшин С.П.* Сельскохозяйственная радиология. М.: Дрофа, 2005. 367 с. [*Fokin A.D., Lur'e A.A., Torshin S.P.* Sel'skohozyajstvennaya radiologiya. M.: Drofa, 2005. 367 p. (In Russian)]

34. *Гиляров М.С., Криволуцкий Д.А.* Жизнь в почве. М.: Изд-во Ростовского ун-та, 2011. 240 с. [*Gilyarov M.S., Krivoluckij D.A.* Zhizn' v pochve. M.: Izdatel'stvo Rostovskogo universiteta, 2011. 240 p. (In Russian)]

35. *Булгаков А.А., Коноплев А.В., Попов В.Е. и др.* Механизмы вертикальной миграции долгоживущих радионуклидов в почвах 30-километровой зоны

ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С. 14–18. [*Bulgakov A.A., Konoplev A.V., Popov V.E. i dr.* Mekhanizmy vertikal'noj migracii dolgozhivushchih radionuklidov v pochvah 30-kilometrovoj zony CHAES // Pochvovedenie. 1990. №10. P. 14–18. (In Russian)]

36. *Квасникова Е.В.* Трансформация поля загрязнения почвы искусственными радионуклидами // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем: Сб. трудов ИГКЭ. СПб.: Гидрометеоиздат, 2002. С. 37–58. [*Kvasnikova E.V.* Transformaciya polya zagryazneniya pochvy iskusstvennymi radionuklidami // Problemy ekologicheskogo monitoringa i modelirovaniya ekosistem: Sbornik trudov IGKE. Sankt-Peterburg: Gidrometeoizdat, 2002. P. 37–58. (In Russian)]
37. *Линник В.Г.* Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: Автореф. ... д-ра геогр. наук. М., 2008. 40 с. [*Linnik V.G.* Landshaftnaya differenciaciya tekhnogennyh radionuklidov: geoinformacionnye sistemy i modeli. [dissertacion]. M., 2008. 40 p. (In Russian)]
38. *Павлоцкая Ф.И.* Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с. [*Pavlotskaya F.I.* Migraciya radioaktivnyh produktov global'nyh vypadenij v pochvah. M.: Atomizdat, 1974. 215 p. (In Russian)]

Vertical Migration of ^{137}Cs of Chernobyl Fallout in Various Soils

V. S. Anisimov[a,#], V. K. Kuznetsov[a], and A. I. Sanzharov[a]

[a] *Russian Institute of Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia*

[#] *E-mail: vsanisimov@list.ru*

The article presents the results of studying the processes of vertical migration of the main dose-forming radioisotope of the Chernobyl fallout – ^{137}Cs within 50 km of the zone of the northern trace of the Chernobyl accident release on the territory of the Ukrainian and Belarusian sections of the Polesie lowland, as well as on the territories of the Russian part of the Polesie lowland and the Central Russian upland. The paper focuses on a retrospective analysis of methodological approaches to solving problems related to the assessment of the rate of vertical translocation of radionuclide from the soil profile and its entry to groundwater. Of particular value as reference points are the data obtained in the immediate vicinity (and at a slight distance from the Chernobyl nuclear power plant) immediately and in the next few years after the accident. In the course of the research, the methods generally accepted in soil science, geochemistry, and radioecology were widely used: conjugate geochemical analysis (CGA), comparative geographical analysis, soil keys, profile analysis, and radioisotope analysis. The results obtained showed that the intensity of the vertical migration of ^{137}Cs in hydromorphic soils is significantly higher than in the automorphic soils associated with them. At the same time, the migration coefficients of slow components (M_1), which play the main role in the movement of radionuclides along the soil profile, are significantly higher in hydromorphic soils. The ecological clearance half-time for ^{137}Cs in the root layer for hydromorphic soils are, on average, 2 times shorter than for automorphic soils. It was found that in floodplain and waterlogged meadows in 1989, more than 90% of the ^{137}Cs stock in the soils was contained in the upper 5 cm layer. By 2016–2020, the total amount of radionuclide no longer exceeded 45%. A similar pattern was observed in virgin meadows with chernozem soils. At the same time, the distribution of ^{137}Cs in the soil profile with the highest content of ^{137}Cs in the layer of 0–5 cm was stabilized in dry areas with sod-podzolic soils of light granulometric composition.

Keywords: radioactive contamination, ^{137}Cs, soil, profile, landscape, vertical migration, two-component model

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 301–333

МЕТОДОЛОГИЯ НАУЧНОГО ПОИСКА

УДК 167:61:573.01

КРИТЕРИИ ПРИЧИННОСТИ В МЕДИКО-БИОЛОГИЧЕСКИХ ДИСЦИПЛИНАХ: ИСТОРИЯ, СУЩНОСТЬ И РАДИАЦИОННЫЙ АСПЕКТ. СООБЩЕНИЕ 3. ЧАСТЬ 1: ПЕРВЫЕ ПЯТЬ КРИТЕРИЕВ ХИЛЛА: ИСПОЛЬЗОВАНИЕ И ОГРАНИЧЕНИЯ[#]

© 2021 г. А. Н. Котеров[1,*]

[1] *Федеральный медицинский биофизический центр им. А.И. Бурназяна ФМБА России, Москва, Россия*

**E-mail: govorilga@inbox.ru*

Поступила в редакцию 18.10.2020 г.
После доработки 23.12.2020 г.
Принята к публикации 24.02.2021 г.

Сообщение 3 посвящено истории, сути и ограничениям эпидемиологических критериев причинности (“критерии Хилла”). На материале из оригинальных публикаций ведущих исследователей причинности (A.B. Hill., M.W. Susser, K. Rothman и др.; 1950-е гг. – 2019 г.), из десятков современных пособий по эпидемиологии и канцерогенезу, из документов международных организаций (НКДАР ООН, BEIR, USEPA, IARC и пр.), а также из множества прочих источников, в части 1 сообщения рассмотрены первые пять критериев Хилла: сила связи, постоянство ассоциации, специфичность, временная зависимость и биологический градиент (зависимость “доза–эффект”). Изложены теоретические и практические аспекты для каждого критерия: история появления, терминология, философская и эпидемиологическая суть, применимость в различных дисциплинах и ограничения. Для критерия сила связи представлены градации силы ассоциации (ординальные шкалы) по показателям относительного риска, отношения шансов и коэффициента корреляции Пирсона (Спирмена). Приведены фактические примеры в рамках каждого из критериев, включая данные из радиационной эпидемиологии и радиационной медицины.

Ключевые слова: критерии причинности, критерии Хилла, сила связи, постоянство ассоциации, специфичность, временная зависимость, биологический градиент

DOI: 10.31857/S0869803121030085

Состоящее из двух частей третье (предпоследнее) сообщение цикла посвящено сути и ограничениям критериев причинности. Если первые два сообщения [1, 2] могут быть названы вводными (второе – в том числе в историческом плане), то третье нацелено на конкретику и должно отразить все положения в рамках критериев, необходимые для методологии установления причинности эффектов от воздействий.

Наши сообщения выполнены на основе очень объемного материала: проанализированы сотни работ, посвященных проблеме причинности начиная с 1950-х годов, в том числе “классиков” этой темы, ведущих исследователей и аналитиков (почти все публикации – в оригиналах); равно как более 40 западных пособий по эпидемиологии, статистике в медико-биологических дисциплинах, а также по канцерогенезу, на многие сотни и даже тысячи страниц (“Oxford”, “Cambridge”, “Springer”, “Elsevier” и др.; целый ряд – 2018 и 2019 г.). Около 30 сходных западных пособий отражают проблему причинности для иных дисциплин – статистике и эпидемиологии (так) в экономике, социологии, юриспруденции и психологии. Также около 30 пособий по эпидемиологии, доказательной медицине и клиническим испытаниям являлись русскоязычными или переводными.

Использовано также множество документов международных организаций, связанных с радиационным фактором, канцерогенезом, токсикологией, окружающей средой и пр. В этих документах в правилах установления причинности связей обнаружено применение тех или иных (порой специальных) комплексов критериев причинности, но основа их все та же – “критерии Хилла” [3]. Десятки оригинальных методологий доказательности, используемых мировыми организациями (нередко предусматривающих “Weight of Evidence” или WoE – “Вес свидетельств” (перевод наш), понятие введено в 1960 г. [4]), включают, вновь, известные критерии при-

[#] Публикуется в авторской редакции.

чинности [5]. Это связано с тем, что индуктивно-дедуктивные правила установления причинных зависимостей едины для человеческого разума и являются следствием законов логики, уходя корнями в построения философов прошлых столетий, преимущественно Д. Юма и Дж. Милля [1, 2].

Вероятно, можно утверждать, что представленный нами материал по теме причинности приближен к исчерпывающему как в плане охвата проблем, так и в плане наиболее современных представлений в этой области, причем не только для эпидемиологии, но и для иных описательных дисциплин (а также, как указывалось нами ранее, – и для обыденной жизни и деятельности [6]).

Два предыдущих сообщения в рамках цикла [1, 2], равно как представлявшиеся необходимыми пять наших публикаций-преамбул к сообщениям 3 и 4 (по критериям "Сила связи" (две работы [7, 8]), "Временная зависимость" [6], "Биологическое правдоподобие" [9] и "Эксперимент контрафактический" [10]) детализированы настолько, насколько это было возможно (т.е. введен весь имевшийся на тему материал, даже косвенный).

Сообщение 3 выполнить в подобной форме реально только в виде монографии, что ныне не имеет смысла. Практически про каждый из девяти критериев причинности можно написать объемный обзор, как это и было отчасти сделано американским специалистом на стыке медико-биологических дисциплин, права, коммерции и политики Douglas L. Weed [11, 12] и нами [6–10]. Но вряд ли это целесообразно для большинства критериев.

Поэтому далее материал в двух частях Сообщения 3 представлен, по-возможности, в относительно сжатой форме, с максимальным использованием ссылок на наши предыдущие работы [1, 2, 6–10] (хотя информация с момента опубликования последних здесь несколько дополнена). Но тематический охват, как можно надеяться, от этого не пострадал. Из всех источников нами была извлечена и систематизирована *вся* имеющаяся там информация по теме (это следствие цифрового мира). Некоторые положения вынужденно повторяют в краткой форме то, что в предыдущих публикациях было изложено в более полном виде и с иллюстративными примерами.

Цель Сообщения 3 – развернутое изложение конкретного материала по всем девяти критериям Хилла во всех их аспектах. Вследствие его объемности материал разделен на две части.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИЧИННОСТИ В ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ И ОПИСАТЕЛЬНЫХ ДИСЦИПЛИНАХ [6]

В экспериментальных дисциплинах, где можно определять условия опыта и необходимые контроли, получение доказательств причинности эффекта от воздействия достаточно ясно (экспериментальным называется подход, когда можно проконтролировать хотя бы один варьирующий фактор из многих [13]). Выявление *в эксперименте* статистически значимой ассоциации или корреляции – это *конечный* этап доказательности [14] (что относится и к рандомизированным контролируемым испытаниям в медицине – к RCT [13]). Но для описательных дисциплин, включающих вместе с эпидемиологией экономику, социологию, психологию, историю и др., доказательство ассоциации и выявление корреляции не означают каузацию (т.е. причинность) [3]. Какой бы статистической значимости ни была корреляция [1, 2].

Выявленная ассоциация в описательных исследованиях при отсутствии контроля над вариантой(ами) может объясняться следующими неучтенными факторами (подробно почти все они разобраны в наших предыдущих публикациях [1, 2, 6]):

• случайностью ('chance') [6];

• вмешивающимися факторами ("третий фактор"; 'confounder'; "конфаундер") [1];

• систематическими ошибками (bias – "смещение", "уклон"; десятки таковых перечислены, к примеру, в оксфордском словаре по эпидемиологии [15]);

• обратной причинностью ("протопатическое смещение") и смежными с этим понятием конфаундингами показания, противопоказания и тяжести патологии/прогноза [6].

В связи с изложенным для эпидемиологии установление статистически значимой ассоциации между двумя явлениями, в отличие от экспериментальных дисциплин, только самый первый, *исходный* этап доказательства причинности [6] (точная цитата взята из [14]).

Чтобы подтвердить причинность ассоциации, вслед за постулатами Генле–Коха XIX века для инфекционных заболеваний [2], в 1950–1970-х гг. в эпидемиологии был разработан ряд "мер предосторожности" ("precautions") – пунктов ("points") – положений ("viewpoints") – руководящих принципов ("guidelines") – мнений ("judgments") – критериев ("criteria") – постулатов ("postulate") и др. (см. в [1, 2, 6, 7]) для оценки причинности хронических, неинфекционных патологий. Названные термины означают по сути одно и то же, а качественные отличия их по силе утверждения служат только отражением позиций авторов. Наиболее известны девять критериев причинности Хилла (Austin Bradford Hill; 1897–1991; Англия) [3], восемь из которых этот авторитетный в прошлом английский статистик в области медицины только собрал воедино, взяв у других авторов [2]. Позже положения Хилла были развиты и дополнены М. Сассером (Mervin Wilfred Susser;

1921–2014; США) [16, 17] и А. Эвансом (Alfred Spring Evans; 1917–1996; США) [18].

Тем не менее теперь критерии причинности в эпидемиологии называются почти всегда "критериями Хилла" или "руководящими принципами Хилла", включая объемные западные пособия по эпидемиологии, доказательной медицине и статистическим методам в иных дисциплинах. Далее мы тоже станем условно называть эти положения "критериями Хилла", хотя историческое исследование показало, что такое название и неправомерно, и неэтично [2].

По сути, на что с самого начала указывал A.B. Hill, его "положения" ("viewpoints") – это никакие не строгие правила-критерии, а некие принципы, руководства, чтобы оценить степень вероятности того, что ассоциация причинна [3]. Вслед за ним указанное построение повторяется практически в каждом соответствующем источнике на тему причинности. Ведь в философском плане получение абсолютного знания причинности для медико-биологических дисциплин – невозможно, даже в каком угодно эксперименте (см. в [1])[1] (список примечаний идет после основного текста).

Впрочем, один пункт или руководящий принцип является именно *критерием* и даже *постулатом*. Это – "Временная зависимость" ("Temporality"), порядок времени. То есть воздействие должно быть перед эффектом. Данный критерий подробно разобран нами ранее [6]. По философской логике он должен идти первым в списке критериев (как его и поставил M.W. Susser [17]), но исходно, и в списке Хилла [3], и в предшествующем ему комплексе из пяти положений в известном Сообщении Главного врача (Surgeon General) США о последствиях курения от 1964 г. [20], "Временная зависимость" стояла только четвертым пунктом (см. в [1, 2, 6]).

За прошедшие 50 с лишним лет комплекс критериев Хилла подвергался различным модификациям, обычно без указания на основания. И число критериев (первично девять, но бывает и много менее), и их порядок варьируют без какой-либо видимой системы [1], на что указывалось в специальном исследовании Weed D.L., Gorelic L.S., 1996 [21] ("В обзорах часто исключают и иногда изменяют критерии без объяснения причин таких изменений"; подробнее цитату см. в [1]). Наш беглый анализ показал, что за прошедшие 24 года, вероятно, ничего не изменилось, причем самодеятельность касается не только конкретных исследований, но и объемных обучающих пособий по эпидемиологии и документов международных организаций. Причины элиминаций и изменений никогда не называются, хотя почти всюду это – "критерии Хилла". Попытки проанализировать и систематизировать основания для указанных флуктуаций мало что могут прояснить, за исключением преобладания на первых местах некоторых основных критериев (сила ассоциации, постоянство ассоциации, зависимость "доза–эффект" и биологическое правдоподобие либо временная зависимость), как оно имело место и ранее, в источниках до 1996 г. [21].

Мы не станем вводить какие-то свои субъективные основания для порядка критериев, вопрос об их весе и приоритетах для доказательности не всегда однозначен, что намечено рассмотреть в Сообщении 4. Поэтому далее материал изложен в соответствии с первым появившимся полным списком критериев, т.е. из Hill A.B., 1965 [3]: сила связи; постоянство ассоциации; специфичность; временная зависимость; биологический градиент (зависимость "доза–эффект"); биологическое правдоподобие; согласованность с текущими фактами и теоретическими знаниями; эксперимент и аналогия. Первая часть Сообщения 3 охватывает первые пять критериев, а вторая часть – остальные четыре.

СИЛА СВЯЗИ (STRENGTH OF ASSOCIATION) [7, 8]

Подробно этот критерий рассмотрен в наших обзорах [7, 8].

Чем сильнее связь, тем меньше вероятность влияния непричинных факторов, но слабая связь не отменяет возможность ассоциации [7]

Критерию "Сила связи [эффекта, ассоциации]" ("Strength of the association" [3]) придается большое значение при доказательствах причинности. Впервые он был введен одним из исследователей связи между курением и раком легкого, E.C. Hammond в 1955 г. [2, 7]; с тех пор многие авторы отводили ему одну из главных ролей [7].

Чем сильнее ассоциация, тем меньше вероятность влияния случайности, смещений (bias) и "третьих", вмешивающихся факторов (конфаундеров) [7]. Об этом было написано еще Хиллом, который поставил данный критерий на первое место [3], а до него – исследователем эффекта курения, "классиком" силы связи (ниже) Jerome Cornfield (1912–1979; США) [7].

Указывается, что в случае конфаундеров более вероятно их влияние на слабые ассоциации, и менее вероятно, что они объясняют сильные эффекты [22]. В работе [23] предлагается методология определения того, что "наблюдения говорят сами за себя": когда связь между воздействием и эффектом настолько "драматична" (dramatic), что смещения (bias) можно исключить заведомо. Собственно, еще A.B. Hill в своей программной публикации от 1965 г. [3] говорил, что в его практике (1920-е годы) бывали такие выраженные эф-

Таблица 1. Размер выборки (sample size), необходимой для получения статистически значимого RR разной величины в RCT или когортном исследовании ($p(\alpha) = 0{,}05$; мощность 80%, т.е. ошибка $\beta = 0.2$) [26]
Table 1. Sample size required to obtain statistically significant RR of different values in RCT or cohort study ($p(\alpha) = 0.05$; power 80%, ie error $\beta = 0.2$) [26]

RR	Число инциденсов сравнительно с контрольной группой			
	1/50.000	1/10.000	1/5000	1/1000
2	1.177.295	235.430	117.697	23.511
2.5	610.446	122.072	61.025	12.187
3	392.427	78.472	39.228	7.832
5	147.157	29.424	14.707	2.934
7.5	78.946	15.783	7.888	1.572
10	53.288	10.652	5.323	1.059

фекты, когда и “статистики никакой не нужно”. В [23] приведена историческая сводка с подобными фактам при клинических испытаниях и предлагается ввести граничный коэффициент эффекта, равный 10 (“с высокой вероятностью отражает реальные эффекты, даже в присутствии конфаундеров”), как это имело место ранее для RCT в работе [24]. В то же время в Rawlins M., 2008 [25] отмечается, что названная граница величины отношения “сигнал/шум” основана на “впечатлении” и никак эмпирически не поддерживается.

В пособии по эпидемиологии издательства Springer от 2014 г. [26] приведена таблица расчета величины выборки (“sample size”), необходимой для получения значимых относительных рисков (RR) той или иной величины (табл. 1).

Критерий “Сила связи” не абсолютен: хоть и редко, но возможно наличие таких сильных конфаундеров, которые смогут имитировать сколь угодно высокий уровень связи [27, 28][2]. С другой стороны, слабая ассоциация не свидетельствует об отсутствии причинности, только в подобных случаях труднее найти/устранить третий фактор, смещение и пр. в качестве возможного объяснения эффекта; необходимы большие выборки и большее количество повторных изысканий. Для увеличения статистической мощности исследования в тех случаях, когда ассоциация слаба, служат синтетические подходы, объединяющие данные отдельных работ: мета-анализ и pooled-анализ [14]. Собственно, современная эпидемиология разных направлений (включая радиационную [7]) – это преимущественно слабые ассоциации, с малыми RR и OR (отношение шансов), ибо все сильные связи уже были открыты ранее [7, 14, 31–34])[3].

Два основных показателя силы связи – RR/OR и r Пирсона [7, 8]

Для описательных дисциплин (эпидемиология, социология, экономика, юриспруденция, история, психология и пр.) силу ассоциации нередко определяют по двум параметрам [7, 8]:

- по RR либо OR (в основном эпидемиология),
- по силе (иногда встречается русскоязычное: “теснота”) корреляции (редко и неправомерно – эпидемиология (объяснения ниже), но более – остальные перечисленные дисциплины).

В работах прежних десятилетий упоминается также об оценке силы связи по проценту атрибутивного риска для мультипричинных зависимостей [39, 40].

В отдельных источниках в качестве субкатегории критерия “Сила связи” называется другой критерий причинности Хилла – “Биологический градиент”, т.е. наличие дозовой зависимости (см. в [7]). Но это, вероятно, просто качественное свидетельство реальности самой связи, а не ее силы.

“Сила связи” входит в статистическую категорию “величина эффекта” (“effect size”) [41–43][4]. Для величины эффекта в неэпидемиологических дисциплинах наиболее распространен показатель *r* – коэффициент линейной корреляции Пирсона [8].

Ординальные шкалы для диапазонов силы связи по RR и OR [7]

Ранее для эпидемиологии имелся как бы некий канон, введенный еще в 1950-х годах J. Cornfield, согласно которому слабая ассоциация начинается уже с RR < 3.0 (см. в [7])[5]. И так продолжалось еще порядка 30–50 лет с некоторыми вариациями, что рядом авторов, конечно, критиковалось (см. в [7])[6]. Затем общепринятая граница для “слабой” связи в весомых источниках снизилась до RR < 2.0 (1986–2016 гг.; в том числе работы упомянутого авторитета D.L. Weed от 1999–2004 гг.) [7]. Для радиационной эпидемиологии граница в RR < 2.0–3.0, вероятно, в 90% случаев элиминирует понятие о сильных эффектах облучения.

В большинстве публикаций при рассмотрении критериев Хилла, как сказано, имеется утверждение, что признак причинности – это “сильная связь”. Среди трех факторов, отвечающих за “Уровень достоверности доказательств” в доказательной медицине, первым называется “существенный размер эффекта” [46]. Но авторы, в том числе руководящих публикаций и пособий по эпидемиологии, весьма редко указывают, какую связь по RR считать “сильной” или “слабой”. В лучшем случае мелькают названные выше значения 2–3. Тем не менее поиск в разнообразных источниках (от материала университетов США on-line до пособий по эпидемиологии и канцерогенезу) показал, что градации для RR/OR все же имеются. Вот только их унификация – отсутствует. Нами был обнаружен ряд ординальных шкал для RR, как полных, так и отрывочных. Подробная сводка (42 источника) приведена в [7]; материал эклектичен и отвечает почти любой конъюнктуре (причем большинство источников – весомы). В русскоязычных публикациях ничего не найдено.

Оказалось, однако, что наиболее часто для RR ссылаются (1985–2015) [7] на “шкалу Монсона” (Richard R. Monson, США), из двух изданий эпидемиологии профессиональных воздействий (1980; 1990) [47][7]. Нами был сделан вывод [7], что для RR наиболее целесообразно пользоваться шкалой Монсона, немного расширив ее в районе сверхсильных зависимостей градациями из иного источника:

- отсутствие эффекта (Ignorable): RR = 0.9–1.2;
- слабая связь (Weak): RR = 1.2–1.5, или 0.7–0.9;
- умеренная связь (Moderate, Modest, Medium): RR = 1.5–3.0, или 0.4–0.7;
- сильная связь (Strong): RR = 3.0–10.0, или 0.1–0.4;
- очень сильная связь (Very strong, Infinite): RR > 10.0 [47]. Исходя из другого источника, хотя и менее весомого [48], величина RR до 40.0 считается ‘Dramatic’, поэтому мы предложили ограничить максимальный диапазон Монсона так: RR = = 10.0–40.0, или 0.0–0.1 (реципрокные границы – введены нами по логике; ср. с предыдущим пунктом). Это дало возможность добавить следующий диапазон.
- подавляющая связь (Overhelming [48]): RR > > 40.0 [48] (реципрокное значение придумайте сами, если это имеет смысл).

Отметим важность наименьшей категории приведенных канонов – отсутствие эффекта при RR < 1.2. То есть когда избыточный относительный риск (ERR) < 0.2, то эффекта нет. Сразу же становятся отсутствующими все риски циркуляторных патологий при облучении в дозах < 0.1–0.2 Гр, о которых утверждается, к примеру, в мета-анализах M.P. Little [49] и в МКРЗ-118 [50].

В “быстром ответе” [51] на известное исследование E. Cardis и соавт. от 2005 г. о частоте рака в объединенной когорте работников ядерной индустрии 15 стран [52] указано, что выявленный эффект, который по показателю RR менее 1.2, вполне может быть не атрибутивен облучению, а объясняться конфаундерами. И что это является основой эпидемиологической доказательности [53].

Но не все авторы, приводившие градации силы связи по RR, включают диапазон с отсутствием эффекта. С другой стороны, для некоторых исследователей подобный “нулевой” диапазон простирается до RR < 1.5 (см. в [7]). Все же, на наш взгляд, целесообразно придерживаться наиболее распространенной шкалы Монсона.

Встает вопрос о совместимости градаций для RR и OR. Таковых для OR почти не обнаружено, за исключением весомой публикации Rosenthal J.A., 1996 [42], в которой, как и в монографии Cohen J., 1988 [41], приведены градации для многих показателей в рамках “effect size”. В [42] имеется и единственная шкала для OR, которую нам удалось найти в весомом источнике:

- слабая связь: OR = 1.0–1.5;
- умеренная связь: OR = 1.5–2.5;
- сильная связь: OR = 2.5–4.0;
- очень сильная связь: OR > 4.0–10.0.

Следует иметь в виду, что “шкала Розенталя” [42] введена не для эпидемиологии, а для психосоциологии, когда требования к причинности и доказательности снижены [43, 54, 55][8].

Показатель OR рассматривается как информативный также при определении связи между генотипом и предрасположенностью к тем или иным заболеваниям (бинарные генетические тесты). В исследовании Рубанович А.В., Хромов-Борисов Н.Н., 2013; 2014 [56, 57] было показано, что при OR < 2.2 маркер обладает низкой прогностической эффективностью при любых частотах в популяции как заболевания, так и маркера. В то же время маркер может быть хорошим классификатором (когда для его носителей вероятность развития заболевания мала), если OR > 5,4, но при условии, что его популяционная частота достаточно высока (> 0.3).

Примеры “очень сильных” и “подавляющих” связей в эпидемиологии [7]

Можно усомниться в практической значимости названных верхних градаций для RR. Но в эпидемиологии имеются примеры не только “очень сильных”, но “подавляющих” и даже как бы “бесконечных” рисков. Источники для собранных нами данных приведены в [7], а здесь мы

только перечислим эти ассоциации (см. также прим. 2):

• прием диэтилстилбестрола беременными (“от невынашивания”) – аденокарцинома влагалища у их дочерей (OR ~ ∞, поскольку в единственном исследовании, типа “случай–контроль”, в группе “случаев” риск достигал 88%, а в группе “контроль” – отсутствовал);

• прием талидомида беременными (“успокоительное”) – частота пороков развития у потомства (RR до 8180);

• вирусный гепатит В – гепатоцеллюлярная карцинома (RR = 232);

• работа трубочистом – рак мошонки (RR = = 200);

• внешнее облучение детей – рак печени (RR до 152);

• средства влажной дезинфекции – патологии легкого (RR до 116);

• винилхлорид – ангиосаркома печени (RR = = 91);

• курение – рак легкого (RR до 40–60);

• внешнее или внутреннее облучение детей – рак щитовидной железы (RR до 56 и более).

Величина RR в значительной степени зависит, понятно, от редкости заболевания, т.е. низкой величины его фонового уровня [14, 31].

Из подборки следует, что и радиационные эффекты могут предусматривать “подавляющие” RR, но очень редко, когда фоновые значения показателя, действительно, ничтожны. В целом же, что отмечалось выше, современная эпидемиология, включая радиационную, есть скорее “слабые”, максимум – “умеренные” ассоциации, какое ее направление ни возьми [13, 50]. Как подчеркивается в ряде источников, радиация – сравнительно слабый (weak) канцероген [58–60] и мутаген [58], особенно в сравнении со многими химическими агентами [58]. Если добавить сюда: “и, иногда, умеренный” (до RR < 3.0), то получится совсем правильно. Но канцероген – доказанный на всех уровнях биологической организации, и потому МАИР (Международное агентство по изучению рака; IARC) относит радиацию к первой группе опасности [61].

Юридический аспект градации величины RR [7]

Имеются данные о том, какую величину риска в судах США принимают за атрибутивную при установлении компенсации за вредность. Основы так называемого “правила Дауберта” (“Daubert ruling”, “Daubert standard’) заложены по прецеденту 1993 г., когда родители детей, рожденных с серьезными дефектами, J. Daubert и E. Schuller, подали в суд иск на фармакологическую компанию, утверждая, что к дефектам привело употребление беременными препарата Bendectin [62]. Суд рассмотрел все уместные данные из медико-биологических дисциплин. В рамках правил Дауберта ныне в судах ряда штатов США положительное решение выносится только при RR > 2.0. Значение два имеет тот смысл, что при его превышении теоретическая вероятность причинности эффекта более 50% [19, 62–68].

Этот юридический подход к оценке доказательности по RR был обоснован, судя по всему, Philip Cole (США) в 1990-х годах [63], в работе, посвященной критериям причинности на стыке эпидемиологии, социологии и юриспруденции. С другой стороны, названное правило эпидемиологами критикуется, особенно с тех позиций, что причинность целого ряда ассоциаций с RR < 2.0 все же общепризнана [64, 66, 68].

Для эпидемиологии определение силы связи по r Пирсона может быть неправомерным [8]

В ряде источников указывается на возможность определения силы ассоциации в эпидемиологии не только по RR/OR, но и по *r* Пирсона (приводим все известные нам ссылки [36, 69–72]). В публикации, посвященной критериям Хилла в молекулярной эпидемиологии (Fedak K.M. et al., 2015 [72]), авторы вообще договорились до следующего:

“Сегодня статистическая значимость, а не степень ассоциации, является общепринятым критерием для оценки силы наблюдаемой ассоциации и, следовательно, ее потенциальной причинности” (здесь и далее перевод цитат наш. – *А.К.*)[9].

Если рассматривать “степень ассоциации” как RR, то, разумеется, все наоборот (см., например [43, 67, 73, 74][10] и другие источники [7]). Согласно [74], если представить себе масштабное исследование, которое выявило ассоциацию с $p < 0.001$ [для, вероятно, даже ощутимого значения *r*], но RR при этом составил 1.05, то речь может идти только о значимом открытии очень слабой связи. А вовсе не о большой силе ассоциации в эпидемиологическом плане.

Сходная ситуация и в молекулярной эпидемиологии, в частности, в области поиска генетических маркеров заболеваний. Так, высокая статистическая значимость ассоциации между патологией и генетическим маркером является необходимым, но не достаточным условием использования подобного маркера для предсказания предрасположенности к заболеванию [56, 57].

Определение силы связи по *r* – это прерогатива психосоциальных наук [41–43, 54, 55] (см. прим. 8, а также [8]). В критических публикациях Ferguson C.J., 2009; 2015 [43, 54] рассматривается некорректность притягивания к проблеме малой величины эффекта по *r* и R^2 (коэффициент детер-

Таблица 2. Результаты испытания вакцины против полиомиелита в 1955 г. По данным [43], в сокращении
Table 2. The results of the test of the polio vaccine in 1955. According to [43], in brief

Группа	Полиомиелит присутствует (число случаев)	Полиомиелит отсутствует (число случаев)	r и R^2
Реальное исследование			
Без вакцины	115	201.114	$r = 0.011$;
С вакциной	33	200.712	$R^2 = 0.12\%$
“Уточняющее” исследование			
Без вакцины	115	0	$r = 0.74$;
С вакциной	33	82	$R^2 = 55\%$

минации[11]) в психологии иллюстраций из медицины и эпидемиологии. Так, в [43] разбирается неправомерный пример из психологического обзора [75] про малую корреляцию при испытании вакцины против полиомиелита в 1955 г. Контрольная и опытная группы насчитывали каждая более 200.000 человек (табл. 2).

Казалось бы, корреляция между приемом вакцины и заболеваемостью полиомиелитом в группе из 200 000 человек совершенно ничтожна (верх табл. 2; $R^2 = 0.12\%$). Но видно, что в контрольной группе имелись 115 случаев полиомиелита, а в группе с вакциной – только 33. Относительный риск (точнее, обратный показатель – снижение частоты заболевания) весьма большой: 115/33 = = 3.5. По критериям силы эффекта это – сильная ассоциация (см. выше).

Далее C. J. Ferguson [43] делает предположение, что, возможно, среди порядка 200000 человек в группах подавляющее большинство в процессе исследования могли вообще не контактировать с возбудителем полиомиелита (это ведь не респираторная инфекция). Потому узнать для них эффект вакцины на деле невозможно. Приняв условно допущение, что с вирусом полиомиелита в каждой группе могли контактировать только заболевшие в контроле 115 человек, получаем как бы “настоящую” выборку. Из 200000 человек почти все – пустой балласт (не встречались с вирусом). Из нижней части табл. 2 видно, что корреляцию между введением вакцины и заболеваемостью полиомиелитом надо рассматривать в двух “контактировавших” группах по 115 человек. В результате коэффициент корреляции становится весьма большой ($r = 0.74$), и величина эффекта составляет даже “юридически” [19, 62–68] корректную долю, $R^2 = 55\%$ (связь затрагивает более половины дисперсии). Отмечается [43], что полученная корреляция с $r = 0.74$ вполне согласуется и с большой величиной [снижения] относительного риска (составляющей 3.5).

В [43] приведено также множество других примеров из эпидемиологии и медицины со сравнительными оценками величины r для исходной (net) выборки и для выборки на основе изучаемой гипотезы (“hypothesis-relevant approaches”). Величины r нередко отличаются, как и в случае с эффектом вакцины от полиомиелита, на порядок-полтора.

Итак, согласно [43], эпидемиологические работы могут оперировать данными о многих тысячах участников, из которых, по факту, лишь небольшой процент имеет отношение к гипотезе исследования (те, кто действительно подвергается воздействию рассматриваемого фактора, или же имеет риск развития патологии при отсутствии вмешательства). С другой стороны, при оценке в области психологии нового метода лечения, к примеру, депрессии, была бы отобрана выборка только из тех индивидуумов, у которых эта депрессия есть (“целевая выборка”). То есть все из них имели бы отношение к гипотезе исследования [43]. Конечно, возникает мысль, что и в медицине и в эпидемиологии могут быть полные выборки, соответствующие целевой гипотезе, например, при RCT препарата на больных ишемической болезнью сердца. Но в таком случае и RR, и r будут, вероятно, достаточно высоки.

Ординальные шкалы для величины эффекта по r Пирсона [8]

Собранный попутно соответствующий материал, как сказано, мало актуален для эпидемиологии. Тем не менее, в [8] нами были представлены 19 обнаруженных шкал для диапазонов r, предложенные за период 1925–2019 гг. Большинство градаций разработаны для психо-социальных дисциплин; реже для собственно статистики и пр. И все шкалы – *разные*, хотя бы в чем-то. Поэтому данная коллекция оставляет тягостное впечатление анархии и, вновь, подходит для почти любой конъюнктуры [8].

В [8] мы не давали рекомендаций, какую шкалу использовать. Но здесь позволим себе привести шкалу D.E. Hinkle с соавт. от 1979–2003 гг. (первое– пятое издания) [76] для корреляции Пирсона в психо-социальных дисциплинах, поскольку с эпидемиологической позиции она представляется наиболее уместной (оригиналы пособия недоступны; шкала реконструирована по пяти другим независимым источникам [8]):

– не принимаемая в расчет корреляция (“Little if any”; “Negligible”): 0–0.3;

– слабая корреляция: 0.3–0.5;

– умеренная корреляция: 0.5–0.7;

– высокая корреляция: 0.7–0.9;

– очень высокая корреляция: 0.9–1.0.

Высокая корреляция, таким образом, начинается с R^2 более 50%, что логично. Отметим, вновь, наличие "нулевой" шкалы, границы которой, по-существу, элиминируют результаты большинства психосоциальных исследований [41–43, 54].

В некоторых источниках шкалу D.E. Hinkle и соавт., равно как и другие шкалы для *r* Пирсона, относили и к коэффициенту ранговой корреляции Спирмена [8].

Неабсолютность критерия

Выше и в других источниках [1, 2, 6, 7] нами уже отмечалось, что среди девяти "критериев Хилла" настоящий критерий только один – "Временная зависимость" ("Temporality'). Остальные "критерии" – это просто руководящие принципы для принятия решений, которые не абсолютны. То есть каждый из восьми критериев необязателен для установления причинности, а только желателен ("Ни необходимы, ни достаточны" [77]).

Такая ситуация и с критерием "Сила связи". Сильная связь в описательных дисциплинах не является строгим доказательством причинности – возможно наличие конфаундеров, имитирующих причинную ассоциацию почти какой угодно силы [1, 29, 30] (см. прим. 2), в то время как слабые связи не отменяют причинность [14, 28, 30, 31, 33–36] (см. прим. 3). Кроме того, если исходить из "пирога" ("торта") компонентной причинности K. Rothman (см. в [1]), не каждая составляющая причина имеет сильную связь с патологией, которую она вызывает; сила ассоциации подобной причины зависит от распространенности в популяции других факторов, т.е. причин [30].

Все же надо указать на то, что, согласно рассмотренной выше шкале Монсона, для RR = 0.9–1.2 ассоциация считается незначащей. То есть с формальных позиций при ERR < 0.2 критерий "Сила связи" работает именно как критерий.

ПОСТОЯНСТВО АССОЦИАЦИИ (CONSISTENCY OF THE ASSOCIATION)

Неудовлетворительность термина

Значения слова "consistency" разные: "последовательность; логичность; постоянство; согласованность". Google-переводчик "знает" только "согласованность". В течение более чем 50 лет наблюдается терминологическая путаница.

Впервые данный критерий был введен, как и предыдущий, E.C. Hammond в 1955 г. [2] Оригинальный источник 1955 г. (монография) нам недоступен, но данные из него были восстановлены по поздним обзорам, в которых термин представлен в последней форме – "consistency" (ссылки см. в [2]). Дальнейшие публикации по названному критерию имелись, и реконструировать истоки стало возможно:

• Sartwell P.E., 1955 [2]: "повторение и наращивание" ("repetition and amplification") независимых исследований.

• Wynder E.L., 1956; 1961 [2]: "частота рака/иных патологий в популяции должна согласовываться ("consistent") с распределением причинного агента". Это иной смысл.

• Yerushalmy J., Palmer C.E., 1959 [2]: "множественный подход ("multiple approach"), т.е. исследование влияния фактора на заболевание в независимых типах наблюдений".

• Lilienfeld A.M., 1959 [2]: впервые появляется термин "consistency", причем в смысле "согласованность": "как связано/согласовано распределение в популяции патологии и причинного фактора" (повторение из Wynder E.L., 1956 [2]). Указано, что "наличие consistency наблюдений... *сходно с воспроизведением* ('replication') экспериментов".

• Sartwell P.E., 1960 [2]: сформулировано уже строго: "подтверждение ассоциации путем воспроизведения" ("confirmation of the association by replication"); исследования разными авторами на разных популяциях.

Можно видеть, что именно A.M. Lilienfield в 1959 г. ненароком сконструировал связку между согласованностью наблюдений за распределением в популяции патологии и причинного фактора, с одной стороны, и повтором исследований разными авторами и на разных популяциях – с другой (сравнив с повтором экспериментов).

В 1963 г. R.A. Stallones (США), готовивший раздел о причинности в Сообщение Главного врача США от 1964 г. о последствиях курения [20], "вспомнил что-то, что где-то когда-то прочитал" [2], и вот – появился критерий "The consistency of the association", означающий, что различные методы и подходы должны давать сходные заключения. Это был первый критерий по списку из пяти в 1964 г. [2, 20].

В 1965 г. A.B. Hill [3] сформулировал все девять критериев, среди которых вторым стояла "Consistency": "Неоднократно ли наблюдалась ассоциация разными людьми, в разных местах, при различных обстоятельствами и в разное время?" Видно, что Хилл имел в виду значение слова "consistency" не "согласованность", а скорее, "постоянство" [ассоциации]. Но восьмым пунктом у Хилла стояла "Coherence": *согласованность* с текущими фактами и теоретическими знаниями. Слово "coherence" переводится как "согласованность", или, что здесь хуже, как "связь, связность".

В последующие 50 с лишним лет не все авторы смогли уяснить разницу в понятиях[12]. "Как отли-

чить coherence от consistency или plausibility (правдоподобия)?" (Rothman K., 2012 [30]). Удалить из списка критерий "Consistency", т.е. воспроизводимость ассоциации, никто, понятно, не мог [21], зато "Coherence" часто постигала эта участь (смысл пытались заменить критерием "Биологическое правдоподобие" [30, 33, 78, 79], что не совсем правомерно, см. также в части 2 настоящего сообщения). Еще в 1996 г. в упоминавшемся исследовании [21] обнаружили, что среди 14 обзоров по критериям причинности "Coherence" была названа всего в двух. Мы тоже имеем примеры многих пособий по эпидемиологии последних лет, где в списке "критериев Хилла" указанный пункт просто отсутствует [28, 32, 71, 78] (и др.). Нет его и в основных отечественных учебниках по этому предмету [28] (и др.; см. ссылки в [6–8])[13].

Наш анализ распространенности "Coherence" среди критериев Хилла в тех исследованиях, где они использовались как метод доказательности (поиск в PubMed на "Hill's criteria"; 35 публикаций за 2013–2019 гг.), тоже показал, что встречаемость критерия наименьшая (74%). Одна из причин этого, по-видимому, – путаница формального смысла "Coherence" с "Consistency".

В популярном пособии по эпидемиологии (часто цитируют) Gordis L., 2014 (пятое издание) [78] в критериях Хилла вместо "Consistency" четвертым пунктом идет "Replication" (хотя простое воспроизведение не отражает всех смыслов критерия; см. ниже). Но затем под номером восемь стоит "Consistency", однако в смысле "Coherence" Хилла – "Consistency with other knowledge" [78]. Сходные замены понятий есть и в иных источниках (ссылки не приводятся). Как у классика: "Коровьев против "Панаев" написал "Скабичевский", а Бегемот против Скабичевского написал "Панаев"".

В российской медицинской "Системе оценки достоверности научных доказательств и убедительности рекомендаций" (2012) "Consistency" также означает "согласованность доказательств", или "степень совпадения результатов различных исследований" [46].

Некоторые авторы пособий представляют термины "Consistency by repetition" ("Постоянство (или "Согласованность) при повторении") [82] и "Consistent replication" ("Последовательность" (или "Согласование") при воспроизведении) [26]. Эти термины были приведены, вероятно, вслед за работами M. Susser ("Consistency on [upon] replication") от 1977–2001 гг. [17, 83–86]. Как уже говорилось, подобные названия не отражают всех нюансов критерия, поэтому M. Susser ввел в 1991 г. для других смыслов термин "Survivability" ("жизнеспособность" [гипотезы] [17, 86]; обсуждение намечено в Сообщении 4).

Почти во всех русскоязычных источниках критерий "Consistency" назван по-разному:

• Перевод пособия по доказательной медицине Флетчер Р. и др., 1998: "Устойчивость" [связи] (ссылку см. в [1, 2, 6]).

• Пособие по эпидемиологии Власов В.В., 2006 [28]: "Подтверждаемость связи".

• Перевод пособия по доказательной медицине Гринхальх Т., 2006 г. (ссылку см. в [6]): "Согласуются ли между собой связи, обнаруженные в разных исследованиях?".

• Пособие по эпидемиологии Покровский В.И. и др., 2007 (ссылку см. в [2, 6, 7, 10]): "Убедительность ассоциации – подтверждение причины различными данными".

• Перевод критериев Хилла из оксфордского словаря по эпидемиологии от 2009 г. [15]: "Устойчивость: ассоциация стабильна при воспроизведении результатов в исследованиях в других условиях и другими методами". Однако в отдельной статье "Consistency" (одно из двух значений составляет как раз смысл критерия Хилла) этот термин переведен как "состоятельность результатов повторных исследований" (а в скобках указано – "постоянство").

• Русскоязычная анкета по установлению причинности из организации "Врачи без границ" (2015) (ссылку см. в [6]): "Систематичность" (наблюдение последовательности [причина – следствие] во всех исследованиях...).

Мы со своего обзора 2010 г. [87] переводим критерий "Consistency" как "Постоянство ассоциации" [2] (и др.; см. в [2]). Судя по всему, при подготовке этого обзора (2009) [85], когда у нас не было русскоязычных источников, мы перевели "consistency" как "постоянство", взяв наиболее подходящий по смыслу термин. Такой же перевод ("постоянство ассоциации") есть в упомянутых (прим. 13) учебных пособиях Первого МГМУ им. И.М. Сеченова от 2011 г. [80] и КГМУ от 2017 г. [81]. Видимо, это параллельные озарения.

Итак, мы имеем "русскоязычный" критерий воспроизводимости эпидемиологических исследований в следующих словесных формах (в порядке весомости источников): устойчивость, подтверждаемость, состоятельность, постоянство, согласованность, убедительность, систематичность.

"Дурная бесконечность" и отсутствие даже намеков на попытки русскоязычной унификации (включая статьи в одном и том же энциклопедическом словаре [15]) показывают, что дела с использованием методологий причинности, известных уже более чем 50 лет, в отечественной науке не слишком хороши.

Наилучшие названия, вероятно, это “подтверждаемость” и “постоянство”. Исходя из нашей традиции – возьмем последнее.

Философская суть критерия: репликация данных – основа индуктивного подхода к доказательству причинности, но она не дает свидетельств согласно дедуктивной методологии К. Поппера

От ряда закономерностей – к обобщению, вот почему воспроизведение данных, в том числе при разных количественных и качественных условиях, является основанием для последующих индуктивных рассуждениях о причинности [33, 85, 86]. Обыденный опыт показывает, что причинные эффекты, как правило, встречаются достаточно широко, в то время как ложные, случайные ассоциации локальны [71]. Однако, как отмечает M. Susser, критерий “Постоянство ассоциации” не согласуется с дедуктивной методологией К. Поппера, основанной на подтверждении и фальсификации гипотез. Конечно, если гипотеза не сможет пройти тесты на повторяемость, она окажется сфальсифицированной. Но никакое количество воспроизведений не докажет гипотезу; оно только продемонстрирует ее жизнеспособность. Таким образом, тест по критерию “Постоянство ассоциации” не подтверждает и не проверяет теорию, и не изменяет вероятность того, что она верна [85].

В свое время еще Д. Юм (D. Hume; 18 в.) указывал, что повторное наблюдение только влияет на нашу веру в то, что ассоциация является причинной. И в философском плане репликация зависимостей (индуктивная логика) не имеет смысла для подтверждения достоверности, поскольку ошибки могут повторяться [88] (равно как и конфаундеры или, например, неизвестная общая первопричина для предполагаемых “причины” и “следствия”) [89].

Тем не менее все мы знаем, что на практике и в описательных, и в экспериментальных дисциплинах индуктивные подходы неотъемлемы от доказательности. Например, в пособии от 2019 г. указано [33]: “Постоянство (consistency) результатов эпидемиологических исследований становится основой индуктивных рассуждений и высоко ценится эпидемиологами в качестве руководства для определения причинно-следственных связей... особенно при слабых ассоциациях”.

Индуктивные подходы – это то, чем мы руководствуемся в обыденной жизни. Стандартный пример [90, 91]: каждый раз мы ожидаем, что Солнце взойдет и завтра, раз оно ежедневно всходило ранее, но это – никак не гарантировано. Каждый рабочий день кто-то идет к метро или на остановку автобуса, ожидая, что и метро, и автобус будут функционировать, как и вчера (или вообще будут). Наконец, подбросив камень, мы ожидаем, что он упадет на землю, хотя не имеем никаких данных ни о механизме сил притяжения, ни о том, всегда ли они действуют. Сходные с нашими рассуждения есть и у других авторов: “...кто считает, что мы используем индукцию каждый день, чтобы улаживать все аспекты нашего окружения” [92][14]; “Индуктивные методы – это часть структуры нашей жизни, природы человека” [93][15]; “Говорить о законности индукции бессмысленно, потому что индуктивные аргументы служат для определения того, что такое рациональные аргументы” [93][16]; “Если мы действительно ограничимся дедуктивными рассуждениями, мы будем вынуждены отбросить большинство наших представлений о мире и отказаться от всякой надежды на знание природы, не говоря уже о надежде на улучшение здоровья людей” [94][17].

Эпидемиологическая суть критерия: воспроизведение данных, как аутентичное, так и при качественных и количественных модификациях, снижает вероятность посторонних вмешательств

“Один свидетель – не свидетель” (“testit unus testit nullus”). Это правило в том числе св. Инквизиции [95][18] распространяется и на эпидемиологию разных направлений, и на эксперимент:

“Одно исследование редко, если вообще когда-либо, является убедительным” (Susser M., 1986) [84][19]. “Никто не должен верить единичному исследованию, поскольку в нем может быть допущена ошибка, не очевидная ни автору, ни интерпретаторам” (Pharmacoepidemiology, 2000) [96][20]. “Ни одно исследование не может дать единственного и окончательного решения проблемы” (Власов В.В., 2006 [28]).

В редакционной статье в “New England Journal of Medicine” от 1990 г. [22] разбирается вопрос о том, как должны реагировать практические медики, когда эпидемиологическое исследование выявило новый фактор риска. Указывается, что не следует советовать своим пациентам менять образ жизни *на основе только одного исследования*, даже хорошо выполненного и правдоподобного, *если риск невелик*. Целесообразно ожидать подтверждения другими авторами. “Возможностей для смещения столь много, что одно исследование редко бывает убедительным” [22][21].

Конечно, как и в случае правил Инквизиции [95], могут иметься исключения, так сказать, “в рабочем порядке”. На это указано еще в Hill A.B., 1965 [3] (“...будут случаи, когда повторение отсутствует или невозможно, и все же мы не должны стесняться делать выводы”[22]), в Susser M., 1986 (“не каждая гипотеза дает возможность для повторения исследований”) [84][23] и в других автори-

тетных источниках; можно вспомнить также “предупредительный принцип”, когда общественная значимость превалирует над научной достоверностью [1]. Неабсолютность критерия рассматривается далее, но правилом в медико-биологических дисциплинах является все же воспроизводимость:

“Состоятельность (постоянство) результатов повторных исследований – важный критерий в суждениях о причинности” (оксфордский словарь по эпидемиологии) [15]. “Самая мощная проверка” (Susser M., 1986) [85][24]. “Один из самых сильных аргументов в пользу причинности” (US Environmental Protection Agency, аббревиатуры US EPA или USEPA, 2005) [97][25].

Исходный смысл этого критерия (Сообщение Главного врача США о последствиях курения от 1964 г. [20], Hill A.B., 1965 [3]), который был воспроизведен и дополнен в последующих работах иных авторов, следующий:

Вероятность искажения ассоциации случайностью [3, 20, 26, 32, 67, 97][26], смещениями (bias) [26, 67] или вмешивающимися факторами [20, 29, 40, 67, 98] уменьшается, если имеется соответствие (“согласованность”) между данными, полученными:

• для разных выборок, страт, популяций [15, 28, 67, 69, 84, 85, 96, 97];

• в разных местах [69, 84, 85, 96, 99] (“географическая локализация или географическая обусловленность воздействия” [40])[27];

• в разное время [15, 69, 84, 85];

• при разных обстоятельствах [15, 28, 33, 69, 70, 84, 85, 100];

• различными методами [3, 15, 20] (при разных подходах (approach) [101] и дизайнах исследования [3, 67, 84, 96, 100]);

• разными исследователями [15, 67][28].

Как отмечается в [102], репликация (воспроизведение) исследований служит универсальным решением при множественности эффекта (multiplicity) и анализе такового в подгруппах.

Особенно важным подкреплением причинности является получение однородных результатов разными методами, поскольку в работах с одинаковой методикой возможны одни и те же ошибки, смещения или конфаундеры [3, 102]. Необходимы разные исследования с неодинаковым дизайном, различными методами сбора данных и разным анализом результатов [102]. A.B. Hill указывал, что желательны совпадения, например, результатов проспективных и ретроспективных исследований [3], как и было в свое время с доказательствами эффектов курения [2, 20]. А в настоящее время, например, – с регистрацией повышенной частоты раков и лейкозов после компьютерной томографии в детском возрасте. Первая такая публикация 2012 г. вызвала множество критических откликов; но затем были получены аналогичные данные по разным странам (более десятка исследований, “случай–контроль” и когортные) [6]. И хотя атрибутивность облучению здесь во многом сомнительна (обратная причинность) [6], тем не менее факт следования критерию “Постоянство ассоциации”, причем почти по всем перечисленным в списке выше пунктам, налицо.

Сколько раз надо воспроизводить данные? Это вопрос научного суждения

В работе Susser M., 1986 [85] отмечается, что, хотя достижение статистической значимости и нацелено на определенное число повторов исследования, ответ на вопрос, когда фактическое наполнение критерия “Постоянство ассоциации” приведет к доказательству причинности, является прерогативой суждения, причем в качественном, а не в количественном смысле.

В пособии по предупреждению рака, в главе по причинности эффектов (Goodman K.J., Samet J.M., 2018 [36]) указано следующее:

“Нет никаких зафиксированных руководящих принципов по вопросу о том, сколько исследований должно быть сделано, насколько разнообразными они должны быть, и насколько [собранные данные] уместны, чтобы гарантировать успех [критерия] “Постоянство ассоциации”. Это – дело научного суждения; точные подходы предложить нельзя”[29].

Методология в рамках критерия: количественный подход (простая репликация – увеличение статистической мощности) и качественный подход (изменение условий для проверки гипотезы)

Повторение исследований и накопление однородных данных, помимо подтверждения самого факта ассоциации, увеличивают статистическую мощность исследования [69], что дает возможность объединять данные в мета- или pooled-анализах [14, 26, 33, 64, 67, 70] (и мн. др.). Однако, как отмечалось выше, простое воспроизведение результатов и повторение наблюдений (replication, repetition) не отражают всех нюансов критерия (которые можно видеть в списке в предыдущем подразделе). При простом воспроизведении, с одними и теми же дизайном и методиками, искажающие вмешательства (смещения, конфаундеры) тоже могут воспроизводиться [33, 36, 67, 103][30]. Только случайность сюда, ясно, не входит [36], хотя и она называется в подобном контексте в [67], вероятно, ошибочно.

В отличие от RCT или интервенционистских исследований, где, теоретически, можно устранить влияние не только случайностей, но и сме-

щений и вмешивающихся факторов, для описательных исследований мета- и pooled-анализы не способны доказать причинно-следственную связь статистическими методами. Нет гарантий того, что в объединяемых работах с отсутствующей рандомизацией не имелось смещений и/или неизвестных конфаундеров, поэтому для выводов необходимо учитывать другие, биологические и эпидемиологические соображения [9, 36, 67] (см. также в части 2 настоящего сообщения). Как отмечается в Weed D.L., 2000 [104], только мета-анализ, без иных подходов, не может использоваться для оценки причинно-следственной связи в эпидемиологии. На наш взгляд, сюда все же надо добавить поправку на силу связи. Вероятно, при высокой величине RR (см. выше) и значительном числе работ, мета- и pooled-анализы в большинстве случаев позволят сделать адекватные выводы, по крайней мере для практики.

M. Susser в своем комплексе критериев (именно такая категория) причинности первоначально ввел положение "Consistency on replication" (исходная монография 1973 г. [16] недоступна, но термин появляется по крайней мере в работе 1977 г. [83], встречаясь далее минимум до 2001 г. [17, 84–86]). Поняв, однако, что указанный термин не полностью отражает суть положения, M. Susser в 1991 г. ввел, как уже отмечалось, добавочный критерий "Survivability" (как субкласс "Consistency" [17]) – "Жизнеспособность" при проверке гипотезы различными тестами. Критерий отражает изменения дизайна исследований и "выживаемость" гипотезы при таких изменениях [17, 86].

В некоторых эпидемиологических дисциплинах критерий может пониматься шире, чем в классической эпидемиологии

Термин и понятие "классическая эпидемиология" встретились нам в ряде западных источников, включая объемное пособие [26] и словарь [15] по эпидемиологии.

Относительно неправомерного уподобления критерия "Consistency" другому критерию, "Coherence", говорилось выше (см., к примеру, [30]).

Этот же критерий, т.е. "Постоянство ассоциации", в молекулярной эпидемиологии порой толкуют близко к критерию "Биологическое правдоподобие". Предложено рассматривать положение "постоянство" через интеграцию с экспериментами на молекулярном уровне и *in vitro*, которые должны послужить подтверждением гипотезы о механизмах эффекта. Цель данного подхода – уменьшить необходимость репликации собственно эпидемиологических исследований. Указывается, что расширение критерия "Consistency" до критерия "Biological plausibility" актуально для токсикологии, когда получение данных для людей затруднительно [72].

Сходным образом, критерий "Consistency" в рамках токсикологии (ВОЗ; Международная программа по химической безопасности[31]) расширяют до критерия "Аналогия" ("Analogy") применительно к постоянству эффекта в группах структурно родственных химических агентов ("consistency across structurally related chemicals") [105].

Вряд ли подобное размывание границ и смыслов критерия "Consistency" можно рассматривать всерьез, но, вновь, цитированные положения открывают возможности для многих желательных конъюнктур. В частности, для столь сомнительной методологии, как телеоанализ (подробнее см. в [9]).

Неабсолютность критерия

Данные, раскрывающие аспекты проблемы, дробно представлены во многих источниках. Наиболее систематизировано и полно, с примерами из эпидемиологии и доказательной медицины, материал отражен в пособии от 2019 г. [33]. Ниже мы заменили большинство таких примеров на факты из области радиационной эпидемиологии.

Постоянство (воспроизводимость) связи не обязательно означает причинность.

Возможны следующие искажения:

1. Отражение публикационного смещения (положительные результаты чаще публикуются и авторами, и редакциями, чем отрицательные) [15, 33].

2. Тиражирование недоказанных и сомнительных результатов с "подкреплением" путем цитирования данных друг друга внутри узкого круга. Это наш пункт. Иллюстрацией служит пример с якобы свидетельствами о серьезных наследственных генетических эффектах облучения после аварии на Чернобыльской АЭС. Такие "свидетельства" получены в России и на Украине. Поскольку, согласно НКДАР, МКРЗ и BEIR, наследственные генетические эффекты у людей не обнаружены даже для масштабных когорт потомков облученных родителей (невозможно зарегистрировать ни в каких реальных исследованиях; об отдельных исключениях на субгеномном уровне см. в [9] и части 2 настоящего сообщения), то российским и украинским авторам, чтобы подкрепить свои изыскания (некорректные с эпидемиологических позиций), приходится ссылаться друг на друга или на маргинальные и старые западные работы, чтобы имитировать массовость (см. в [106–108]).

3. Намеренное искажение данных, включая повторение таких исследований. Множество подобных примеров приведено в монографии одного из лидеров скандинавской доказательной медицины Питера Гетше (P.C. Gotzsche) [109]. В работе Susser M., 1986 [84] также указывается, что исследователю, работающему в корпорации или отрасли, может быть предложено публиковать

только те отчеты, которые не показывают связи между воздействием и неблагоприятным эффектом. Так, при изучении частоты опухолей головного мозга у работников нефтехимической промышленности возникла ситуация, когда две группы авторов, анализируя один и тот же набор случаев, пришли к противоположным выводам. В отчете независимых исследователей ассоциация была, а в докладах, представленных крупной химической корпорацией, таковая отсутствовала (см. в [84]).

4. Простая репликация работ может приводить и к такому же воспроизведению смещения либо конфаундера [33, 36, 67, 103] (см. также прим. 2 и 30).

Отсутствие постоянства связи не свидетельствует об отсутствии причинности.

Данный факт может быть обусловлен следующим:

1. Иной раз, как уже говорилось, повторение воздействия просто невозможно: условия уникальны, в особенности при авариях или экологических загрязнениях, но решения принимать надо (порой – в рамках "предупредительного принципа" [1]) [3, 71, 84, 110, 111].

2. Различиями в условиях воздействия (продолжительность, уровень), которые могут варьировать в разных популяциях [33, 103].

3. Различиями в сроках исследования применительно к латентному (инкубационному) периоду [33][32]. Распределение случаев новообразований после воздействия фактора риска следует той же логарифмической зависимости, что и при инфекционных заболеваниях; одним из примеров этого является временная зависимость по выходу лейкозов в когорте пострадавших от атомных бомбардировок [112]. Когда минимальный латентный (или инкубационный) период еще не закончился, исследование недавней экспозиции агента не обнаружит ассоциации между ним и интересующим эффектом [33] (см. также в [6]).

4. Различиями в дизайне исследований и в аналитических стратегиях [32, 33, 96, 103, 111]. Ретроспективные и проспективные исследования, разные статистические модели, разная чувствительность и специфичность методов, а также статистическая мощность, продолжительность наблюдения и пр., все это может давать конечные отличия [33]. Примером влияния методологии на результат может служить изучение связи между диагностическим облучением головы и шеи (стоматология и др.) и учащением рака щитовидной железы. В ряде опросных исследований "случай–контроль" (реконструирующих по памяти посещения специалистов и рентгенодиагностику), был выявлен ощутимый эффект (OR до 2.7 [113] и до 3.5 [114]), включая зависимость от дозы [115]. Но замена опросов на анализ по медкартам, устраняющий "recall bias" (русскоязычный термин, к примеру, "смещение воспоминания" [28]), нивелировала разницу в частоте патологии между "случаями" и "контролями" [116].

5. Различиями в распределении компонентов причины в популяции [32, 33, 103, 111]. Неоднородность результатов может также отражать отличия в компонентных причинах созвездия достаточной причины (см. в [1]). Это лучше всего понимать в контексте модификации эффекта [33]. В Сообщении 1 нами приводились примеры компонентных достаточных причин радиогенного рака и циркуляторных патологий. Эффект могут модифицировать самые разные нелучевые причины (химикаты, курение, диета, стресс, возраст, ожирение, гипертония, мутации, дефекты апоптоза и репарации ДНК и др.) [1].

6. Различиями в стадии естественной истории процесса, лежащего в основе патологии [33]. Так, канцерогенез является многостадийным процессом, который нередко длится десятилетия [13, 26, 36]. Радиация способна не только инициировать его "с нуля", но и потенциировать (вкупе с иными факторами), промотировать, а также модифицировать прогрессию уже имеющейся опухоли ("promotion/progression" [13]) на поздних стадиях развития [13, 117]. В связи с этим радиационное воздействие на индивидуумов с разными стадиями канцерогенеза (от его отсутствия до поздних этапов) может приводить к различиям не только в величине выявленных рисков, но даже в самом эффекте как таковом.

7. Различиями в эффективности вмешательств [33]. К примеру, использование вакцин в полевых условиях подчеркивает различие между эффективностью (efficacy) и действенностью (effectiveness). Потенциально эффективность вакцины может быть высокой, но если полевые условия не идеальны (ухудшения качества из-за отсутствия охлаждения или плохое восприятие целевой группой населения), ее действенность будет поставлена под угрозу [33] или окажется варьирующей от исследования к исследованию. Такая же ситуация может иметь место и при применении, скажем, противолучевых средств.

8. Различиями в изменчивости фактора риска [33]. Например, если диапазон воздействия фактора узок, то исследование может дать мало информации о его потенциальных последствиях для здоровья. Так, при использовании в качестве аналитических единиц индивидуумов не удалось найти постоянной ассоциации между потреблением соли и гипертонией, но в работах с экологическим дизайном, при сравнении на уровне стран (т.е. единиц с заметной межпопуляционной изменчивостью) корреляция появилась [33]. (Хотя экологические (корреляционные) исследования в эпидемиологии и не являются доказательными,

служа только для формирования гипотез [28, 78, 118, 119].)

СПЕЦИФИЧНОСТЬ АССОЦИАЦИИ (SPECIFICITY OF ASSOCIATION)

Критерий был предложен в публикации Yerushalmy J., Palmer C.E., 1959 (США; см. в [2]). По аналогии с постулатами Генле–Коха, авторы этой работы развивали "методологию и критерии" оценки причинности хронических патологий. Отсюда и появился пункт "Специфичность", поскольку для инфекционных заболеваний, в целом, имеется строгое соответствие "возбудитель – патология" [2][33]. Иными словами, один фактор – один эффект.

Критерий при возможности его выполнения удобен для установления причинности. Но такие случаи для неинфекционных патологий очень редки

Неинфекционные патологии, причина которых специфична или относительно специфична (но не обязательно наоборот; см. ниже), действительно есть, хотя их и очень мало. Вот все примеры, которые удалось найти в массе источников (от нас добавлены два последствия облучения):

• бериллиоз как эффект бериллия [120];

• асбестоз [72] и мезотелиома легких [19, 26, 36, 70] после воздействия асбеста;

• ангиосаркома печени как результат экспозиции винилхлоридом [31, 36, 121];

• рак шейки матки после инфицирования вирусом папилломы [122];

• дети "цвета колы" от воздействия на беременных полихлорированными бифенилами (ПХБ) [84, 123];

• необычный спектр дефектов у новорожденных от воздействия на беременных талидомида (см. в [7]).

• средства влажной дезинфекции – специфичные патологии легкого [19, 124];

• общее облучение редкоионизирующей радиацией в поглощенной дозе от 1 Гр – острый лучевой синдром (болезнь) человека [50];

• локальное радиационное воздействие на кожу в дозе 6–10 Гр излучения с низкой ЛПЭ – лучевой ожог (отличается от других типов ожогов) [50].

"Когда этот критерий выполняется, он обеспечивает чрезвычайно сильную поддержку выводу, что ассоциация является причинной" [96][34]. Но такие случаи, как видим, редки, хотя и можно встретить оптимистические утверждения типа: "большинство болезней имеют только конечное число причин" [99].

В 1950-х годах один из "диссидентов", отрицавших причинную связь между курением и учащением рака легкого, Дж. Берксон (Joseph Berkson; 1899–1982; США), создатель модели регрессионного анализа и концепции "ошибки Берксона" при отборе групп (berkson bias), опирался именно на отсутствие специфичности эффекта курения (учащает множество патологий) [2]. Если верить пособию "Pharmacoepidemiology" от 2000 г. [96], то табачные концерны спустя много десятилетий все еще педалировали данный факт неспецифичности.

Специфичность эффекта, специфичность причины и специфичность восприимчивости

Критерий "Специфичность ассоциации" имеет разный вес при отнесении к эффектам и к причинам. Специфика ассоциации описывает точность, с которой появление одной переменной, за исключением других, будет предсказывать появление другой, также за исключением других [83, 85].

Специфичность эффекта данного фактора (в идеале, причина имеет только один эффект) [36, 70, 84, 85, 110, 111] мало подкрепляет причинно-следственную связь [84, 85, 110]. Так, у взрослых менингококк редко вызывает какую-либо патологию, кроме менингита. Но эта специфичность не дает менингококку никакого преимущества при установлении причины менингита, по сравнению, например, с гемофильной палочкой (*Haemophilus influenzae*), которая среди прочих патологий тоже вызывает это заболевание [84, 85].

Специфичность причины данного эффекта (в идеале, эффект имеет только одну причину) [36, 70, 84, 85, 110, 111], напротив, подкрепляет правдоподобие причинно-следственной связи [84, 85, 110] (см. список в предыдущем подразделе), причем даже для слабых ассоциаций [84, 110]. Однако с формальных позиций это ни необходимое, ни достаточное условие. Индуктивный подход, согласно К. Попперу, как уже говорилось, не дает окончательного доказательства. Отсюда следует, что если эффект, по всей видимости, пока объясняется только одной причиной, нельзя исключить, что иная причина просто еще не обнаружена [84, 85]. Надо сказать все же, что данные рассуждения M. Susser [84, 85], основанные на отрицании К. Поппером доказательности индуктивных подходов, являются, на наш взгляд, в основном теоретическими[35]. Поскольку, если вернуться к списку предыдущего подраздела, то станет ясно, что вряд ли мы будем учитывать на практике, что для лучевого синдрома может вдруг обнаружиться иная причина, чем облучение (не считая радиомиметиков), а для бериллиоза и мезотелиомы – иные причинные факторы, чем бериллий и асбест. Хотя оба последних агента вызывают и другие патологии [72, 125, 126] (нет специфичности эффекта), бериллиоз и мезотелиома индуцируются практически только ими (есть специфичность причины).

Специфичность восприимчивости. В отличие от предыдущих типов специфичности, этот феномен назван только в единственном источнике (Weiss N.S., 2002 [127]), с последующим пересказом в пособии 2011 г. [32]. Возможно, по сравнению с двумя предыдущими типами, это все же частный случай. Явление состоит в том, что связь между фактором и эффектом может наблюдаться только у индивидуумов, имеющих определенную характеристику, которая делает их восприимчивыми к воздействию фактора. Например, эритроциты лиц, дефицитных по глюкозо-6-фосфатдегидрогеназе, не могут реагировать на окислительный стресс путем формирования восстановленного глутатиона, что позволяет SH-группам окисляться. Прием сульфамидных препаратов, способных индуцировать реакции окисления, вызывает гемолитическую анемию, однако – только у лиц с дефицитом глюкозо-6-фосфатдегидрогеназы [127]. Сюда можно добавить пример с индивидуумами, обладающими различными дефектами в репарации ДНК, у которых воздействие ионизирующей радиации и ультрафиолета в дозах, переносимых здоровыми людьми, способно вызвать массу тяжелых последствий [128].

Специфичность эффекта для неинфекционных патологий определяют по силе ассоциации

Казалось бы, для неинфекционных патологий критерий специфичности применим только в единичных, исключительных случаях, примеры которых были представлены выше. Но если взять за основу вероятностный характер причины хронических патологий [1], и сравнивать относительные риски, то ситуация меняется.

В 1959 г., в том же номере журнала, в котором J. Yerushalmy и C.E. Palmer предложили критерий специфичности [2], в работе Lilienfeld A.M., 1959 [2] была высказана его критика с последующим дополнением. Отмечалось, что, к примеру, курение способно вызывать множество патологий, но среди них именно рак легкого отличается наибольшим учащением, и, таким образом, вопрос специфичности все же решается: “специфичность эффекта должна интерпретироваться в терминах степени зависимости между фактором и заболеванием” (см. в [2]). Таким образом, именно A.M. Lilienfeld предложил оценку специфичности по степени RR. Затем этот подход появляется в Сообщении Главного врача США о последствиях курения от 1964 г. [20], равно как и в последующем таком же сообщении на тему от 2004 г. [69]. В нем указано: “В Сообщении [1964 г.] отмечен чрезвычайно высокий RR и атрибутивный риск для рака легкого у курящих, и сделано заключение, что ассоциация между курением и раком легкого имеет “высокую степень специфичности””[36]. Но ссылок на работу Lilienfeld A.M., 1959 (см. в [2]) нет и в [20], и в [69].

В 1965 г. A.B. Hill в своей статье [3] также определил специфичность через силу ассоциации и привел пример с учащением рака легкого после курения[37]. (Ссылок на других авторов, разрабатывавших методологии оценки причинности, в работе [3], как известно, нет [2].) Следует отметить, что курение учащает рак и других тканей [20, 69], но специфичным “сайтом” фактора считаются именно легкие, в связи с несоизмеримо более высоким риском. МАИР распространяет данный тканевой подход и на иные канцерогены [100]. “Истинные зависимости специфичны, и при большинстве условий неправдоподобно, что препарат связан с увеличением развития множественных раковых образований” [129][38]. Добавим здесь: неправдоподобно, что в равной степени.

Кроме того, в Hill A.B., 1965 [3] есть рассуждения о возможной специфичности эффекта для той или иной группы работников, подвергавшихся воздействию конкретного химического вещества и пр. Вспоминаются “радиевые живописцы”, у которых величина ряда эффектов отражала специфичность воздействия α-излучателя ^{226}Ra [117].

На основе названного подхода для многих причин неинфекционных патологий стало возможным устанавливать степень специфичности через силу ассоциации. В ряде источников приводятся примеры, хотя, конечно, некоторые из них выглядят несколько притянуто:

• Риск рака яичников в 3.2 раза выше у женщин с эндометриозом яичников сравнительно с генеральной популяцией [127]. N.S. Weiss [127] делает вывод, что связь рака яичников с эндометриозом яичников *специфична*, поскольку женщины с иными эндометриозами не имеют избыточного риска указанного типа рака.

• Рак полового члена у мужчин, согласно [130], *специфически* ассоциирован с увеличенной частотой смертности от рака шейки матки у их жен, так как связь с другими раками или причинами смерти отсутствует (вирус папилломы) [130].

• Ассоциация между применением снотворных/анксиолитических препаратов длительного действия пожилыми людьми и переломом шейки бедра *специфична*. Поскольку ассоциация не наблюдается для препаратов короткого действия с меньшими дневными седативными свойствами [127].

• Рак щитовидной железы может быть отнесен к *специфичным* для облучения патологиям, поскольку степень его учащения от радиационного фактора высока (НКДАР-2006) [131].

Отсутствие специфичности как негативный контроль при тестировании причинности

Дизайн “Негативный контроль” (“Negative Control”; см. в [132]) – это метод проверки наличия конфаундера для ассоциации эффекта с инте-

ресующим фактором. Подыскивается иное воздействие или эффект, которое может быть обусловлено тем же конфаундером, но ассоциация с которым лишена биологического правдоподобия. Если и здесь связь сохраняется, значит, налицо присутствие единого вмешивающегося фактора [132].

Есть примеры негативного контроля и на воздействие [132, 133], и на эффект [132, 134]:

• Курение беременных исходно рассматривалось как причина депрессии и гипертонии у потомства через прямой эффект *in utero*. Негативный контроль здесь – курение отца при беременности жены, когда нет существенного эффекта *in utero*, но конфаундер может быть тем же [132, 133].

• Курение дает одинаковую ассоциацию со смертностью как от суицидов (биологический механизм можно придумать), так и от убийств (правдоподобие отсутствует). В обоих случаях вероятно влияние поведенческих факторов [132, 134].

• Гормон-замещающая терапия в период постменопаузы в ранних исследованиях оказалась связанной со снижением смертности от кардиоваскулярных патологий. Но при этом обнаружили такое же снижение смертности от убийств и суицидов, что невозможно объяснить правдоподобно (конфаундеры: образ жизни, поведение, социоэкономический статус и т.п.). RCT подтвердили это предположение (выявилась, напротив, положительная ассоциация со смертностью от сердечно-сосудистых патологий [26, 28, 99, 132]).

Подходы, основанные на критерии “Специфичность ассоциации”, служат для исключения артефактов как объяснения результатов работы [36, 77, 103, 127].

В обзоре [103] приведен следующий умозрительный пример. Когда реконструкция воздействия основана, скажем, на опросах и воспоминаниях, нет резона думать, что только некая конкретная врожденная аномалия будет обусловлена смещениями или конфаундерами: таковая тенденция должна иметь место со всеми аномалиями[39].

Есть и реальные примеры использования названного подхода. Так, было обнаружено, что при назначении циметидина (блокатора H2-гистаминовых рецепторов) риск рака желудка увеличен приблизительно в 2 раза. Но то же самое имело место и при назначении антацидов (нейтрализаторов соляной кислоты). Хотя возможно, конечно, что само снижение уровня кислотности предрасполагает к развитию рака желудка, по мнению авторов оригинального исследования, отсутствие специфичности скорее подтверждает гипотезу, что еще недиагностированные опухоли или их предшественники побуждают пациентов искать терапию против раздражения желудка (см. в [127]).

Неабсолютность критерия

Еще P.E. Sartwell в 1960 г. [2] подверг критике руководящий принцип из Yerushalmy J., Palmer C.E., 1959 [2] “Специфичность ассоциации”, приводя пример множества патологий и последствий употребления этанола. A.B. Hill в 1965 г. также скептически отнесся к специфичности ассоциации на практике, хотя и поставил ее третьим критерием (“Я полагаю, что мультипричинность обычно более вероятна, чем одиночная каузация, хотя, возможно, если бы мы знали все ответы, то могли бы вернуться к единственному фактору” [3][40]).

С другой стороны, согласно мнению M. Susser [84], причинно-следственная связь, приближающаяся к зависимости один к одному, может оказаться искусственным построением. Артефакт возникнет из выявления эффектов какого-либо агента с последующей реклассификацией таких эффектов по отношению к нему задним числом. То есть для критерия “Специфичность ассоциации” может возникнуть проблема временного порядка: причина привела к критерию, или сам критерий создал причину?

Поскольку многие агенты вызывают рак в нескольких сайтах (тканях, органах), а многие типы рака имеют несколько причин, то критерий “Специфичность ассоциации” рассматривается как один из наиболее слабых возможных указаний на причинность (USEPA-2005 [97]). В ряде источников целесообразность критерия вообще отрицается. Вслед за K. Rothman и соавт. [30, 77], такой вывод сделан в пособиях по эпидемиологии [33, 78, 135] и в других работах [98]: “вводит в заблуждение” [30]; “не согласуется с современными знаниями” [33]; “недействителен как общее правило” [77]; “...является самым слабым из всех руководящих принципов и должен быть, по-видимому, удален из списка” [78]; “можно безопасно исключить” [98]; “...считают это правило бесполезным” [135].

Некоторые авторы (в том числе пособий по эпидемиологии [28, 118, 136]) перешли от слов к делу и действительно устранили указанный пункт из списка критериев причинности [28] и даже из списка “критериев Хилла” [118, 136, 137] (на что A.B. Hill их явно не уполномочивал). В не раз упоминавшемся исследовании 1996 г., в котором анализировали частоту встречаемости того или иного критерия Хилла в обзорах, было обнаружено упоминание “Специфичности ассоциации” только в пяти источниках из 14 [21]. По нашей рассмотренной выше выборке работ, где использовались критерии Хилла (35 публикаций за 2013–2019 гг.), этот критерий встречался намного чаще (86%), но все равно находился только на седьмом месте из девяти.

Учитывая, что для руководящего принципа “Специфичность ассоциации”, как сказано, была предложена иная ипостась, базирующаяся на ве-

роятностной причинности и силе связи, причем ценность этого подхода обсуждалась во многих авторитетных источниках начиная с 1950-х годов [2, 3, 20, 69, 100], приведенная категоричность в отрицании похожа на массовый когнитивный диссонанс. Критерий, если рассматривать его в аспектах вероятности и величины RR, никакой не "самый слабый" и никакой не "бесполезный".

Тем не менее формальный вывод один: специфичность ассоциации расширяет правдоподобие причинного вывода, но ее недостаток не отменяет его [78, 83, 103].

ВРЕМЕННАЯ ЗАВИСИМОСТЬ (TEMPORALITY) [6]

Подробно этот критерий, со многими примерами, рассмотрен в нашем обзоре [6].

Терминология [6]

Название критерия варьирует у разных авторов, начиная с 1950-х годов: обнаружено 18 англоязычных вариаций и восемь русскоязычных. Но в подавляющем числе случаев это "Temporality", а на втором месте – "Temporal relationship", причем обе конструкции есть в Hill A.B., 1965 [3]. Точным представляется термин M. Susser "Time order" [6, 17, 84, 85], но он почти не встречается у других авторов. Для русскоязычных названий наиболее удачным является, на наш взгляд, "Временная зависимость" (с ударением в первом слове; термин обнаружен только в переводе оксфордского словаря по эпидемиологии [15]) [6].

Философская суть критерия: воздействие должно быть перед эффектом [6]

Суть критерия, уходящая корнями в положения философов прежних столетий (в основном Д. Юма и Дж. Милля), проста и банальна: воздействие должно быть по времени перед эффектом. Несмотря на банальность, это положение повторяется во всех источниках по правилам причинности (см. в [6]).

Пункт "Временная зависимость" – единственный настоящий критерий или даже постулат в списке руководящих принципов причинности [6]

Исходя из факта, что время, согласно нашей практике, не течет вспять, руководящий принцип "Временная зависимость", как уже говорилось, является единственным настоящим критерием (или даже постулатом) среди всех девяти пунктов Хилла. Он абсолютно необходим, и фальсификация по нему (согласно подходам К. Поппера) сразу же устраняет причинность, так что никакие другие критерии уже не нужны [6].

По логике данный критерий должен стоять в списке на первом месте, куда его и поставил M. Susser (сразу после самого факта ассоциации), но в остальных источниках, включая Сообщение Главного врача США о последствиях курения от 1964 г. [20] и публикацию A.B. Hill от 1965 г. [3], ему уделена только четвертая позиция или даже далее (редко третья) [6] (нашу гипотезу о причинах этого см. в [6]).

Эпидемиологическая суть критерия: соблюдение латентного периода [6]

Появление патологии (или эффекта) должно регистрироваться спустя определенное время после воздействия, которое соответствует инкубационному периоду для инфекционных заболеваний, латентному периоду для неинфекционных заболеваний, либо периоду индукции эффекта. В большинстве источников под "латентным периодом" подразумевают время между причинным воздействием и обнаружением патологии ("эмпирический латентный период"). И только K. J. Rothman и соавт. считают, что термин "период индукции" должен использоваться для описания промежутка времени от причинного воздействия до необратимого возникновения заболевания, а термин "латентный период" – для промежутка времени от возникновения патологии до ее обнаружения [6].

Латентный период может быть уменьшен улучшенными методами диагностики. Период индукции, напротив, не может быть сокращен ранним выявлением заболевания, поскольку *появление болезни указывает именно на конец периода ее индукции*; болезнь не выявляется, пока период индукции не закончится. Хотя можно зарегистрировать как бы "предболезнь" по биомаркерам ("суррогатная конечная точка"; "Surrogate Endpoint") [6].

Для солидного рака минимальный латентный период, согласно BEIR-VII, составляет по крайней мере пять лет [13]. Согласно же НКДАР-2000 – 8–10 лет после радиационного воздействия [138], хотя эффект канцерогенов обычно проявляется спустя десятилетия [71, 131]. Для лучевых лейкозов считается достаточным два года [13, 131].

Трудность соблюдения временного критерия, когда оба события в прошлом [6]

В случае экспериментального подхода, в том числе RCT, никаких сомнений в соблюдении критерия "временная зависимость", понятно, быть не может. Иное дело для описательных дисциплин. Наилучшим образом критерий "Временная зависимость" соблюдается для когортных исследований, причем, ясно, проспективных. Наихудшем же – для методологий, когда оба события, предполагаемая причина и ее следствие, или произошли в прошлом ("случай–контроль"), или регистрируются в данный момент одновременно

(поперечные, “одномоментные” исследования), но причинно-следственные события все равно произошли ранее. Точная временная связь с помощью наблюдения здесь не может быть обнаружена и возможны разные временные смещения (см. ниже) [6].

Неприменимость критерия на практике в некоторых случаях [6]

Существуют такие события, для которых даже критерий “Временная зависимость” теряет смысл. Так, для генетической эпидемиологии, когда определяются ассоциации эффекта с сотнями тысяч генных вариантов, обычная каузальность не подходит. “Временная зависимость” неактуальна для врожденных генетических факторов как причины (из-за взаимодействия генов и окружающей среды – что здесь причина и следствие?) [6].

В случае хронических заболеваний время и характер начальных событий часто неясны, а между причиной и следствием могут существовать длительные скрытые периоды (субклинические фазы). Факторы риска, которые являются атрибутивными или предрасполагающими, могут изменяться со временем, что делает проблематичным определение временной зависимости их появления [6].

Наиболее же серьезным, часто скрытым, нарушением критерия “Временная зависимость” являются “Временные смещения” [6].

Временные смещения (“Temporal biases”) [6]

Объединяющий термин “Temporal bias” для эпидемиологии, хотя и представляется удачным, обнаружен только в единственном источнике – пособии Szklo M., Nieto F.J., 2019 (4-е издание [33]; термин встречается по крайней мере со второго издания от 2004 г., а первое недоступно). В эти смещения входят [6]:

Обратная причинность (“reverse causality” или “reverse causation”; другой синоним, введенный в 1980–1985 гг. Alvan R. Feinstein (США), – “протопатическое смещение”; “protopathic bias”). Феномен распространен не только в медицине и эпидемиологии, но и в социологии, психологии и в жизни (ниже). Суть множества определений состоит в том, что результат имеет обратный причинный эффект на воздействие. Для эпидемиологии – когда доклинические симптомы заболевания приводят к воздействию (а не наоборот), и за ним следует патология.

Конфаундинг показания (“confounding by indication”; понятие введено в 1980–1985 гг. O.S. Miettinen). Отражает тот факт, что терапия назначается лицам с определенным заболеванием, и, поэтому, существует сочетание эффектов терапии и заболевания на изучаемый результат. Конфаундинг показания возникает, когда индивидуумы, которых лечат от их состояния, сравниваются с людьми, у которых нет ни состояния, ни лечения. Общий способ контроля за этим типом конфаундинга, помимо рандомизации, заключается в сравнении различных методов лечения для одного и того же состояния. Специфичность термина в том, что показанием к терапии должно быть *заболевание* как таковое, а не его *степень тяжести* или его *прогноз*. Данный конфаундинг крайне распространен при нерандомизированных испытаниях в фармакоэпидемиологии.

Конфаундинг противопоказания (“confounding by contraindication”; понятие введено, судя по всему, опять же O.S. Miettinen в 1983 г.). Суть явления в том, что противопоказания в исследуемой группе могут быть прогностическими критериями исхода побочных эффектов. Несмотря на аналогию по форме между “confounding by indication” и “confounding by contraindication”, эти две проблемы не эквивалентны по значимости. Там, где есть показания к терапии, такие показания присутствуют регулярно и представляют собой проблему для неэкспериментальных исследований эффективности препаратов/воздействий. Напротив, какое-либо противопоказание выявляется только изредка, случайно, поэтому устранить подобный конфаундинг намного легче, просто элиминировав из выборки исключения.

Конфаундинг тяжести патологии/прогноза (“confounding by severity”, или “confounding by disease severity”, или “confounding by severity/prognosis”). Хотя конфаундинг тяжести патологии относят к подтипу конфаундингов показания, тем не менее отличия ясны. В данном случае фактором является не заболевание/состояние, формирующее показание к воздействию, а его тяжесть (severity), которая служит основанием для иной, более интенсивной терапии и т.п. В результате может сформироваться представление, что более интенсивная и улучшенная терапия приводит и к более тяжелым последствиям.

Способы контроля и устранения временного смещения [6]

Единого перечня методологий нигде не обнаружено, включая изданное “Springer” пособие по эпидемиологии от 2014 г. объемом порядка 2500 страниц [26]. Ниже представлена компиляция всей информации, которую удалось найти (ссылки см. в [6]):

1. Проведение, если это возможно, проспективных исследований, в которых точно устанавливается временная зависимость.

2. Проведение рандомизированных исследований. Важное значение придается Менделевской рандомизации (Mendelian Randomization), когда для исследований типа “случай–контроль” в качестве переменной для воздействия назнача-

ется генетическая детерминанта, не подверженная влиянию потенциальных конфаундеров окружающей среды и патологического состояния (исключает обратную причинность).

3. В перекрестных опросных исследованиях можно улучшить информацию о временной последовательности с помощью специальных вопросов.

4. Замена метода терапии для одного и того же состояния с последующим сравнением эффектов.

5. Исходная стратификация выборки, исключающая лиц, имеющих до начала исследования интересующие последствия или их предпосылки.

6. Элиминация из выборки тех, у кого смерть зарегистрирована вскоре после постановки диагноза заболевания. То есть соблюдение правдоподобия латентного периода. По-видимому, это наиболее используемая методология.

Обратная причинность в жизни, социологии, психологии, в медицине и в эпидемиологии [6]

В работе [6] нами были собраны соответствующие факты из разных дисциплин и сфер жизни. Можно упомянуть связь между количеством огнестрельного оружия у населения и частотой убийств из него. По штатам США показана значимая прямая корреляция (хотя проспективного исследования никто не проводил). Но возможна обратная причинность: люди могут чаще приобретать огнестрельное оружие, когда они знают о более высоких показателях частоты убийств в своем месте проживания. И действительно, в регионах с большим распространением огнестрельного оружия регистрируется более высокая частота убийств и без огнестрельного оружия.

Некоторые примеры из медицины и эпидемиологии эффектны своей парадоксальностью (“перестал курить – увеличил частоту пневмоний и даже смертности от рака легкого” и т.п.). Значительное число случаев обратной причинности обнаружено для факторов риска сердечно-сосудистых патологий и рака [6].

Обратная причинность в радиационной эпидемиологии [6]

Все примеры лежат в рамках диагностических и терапевтических воздействий излучения (ссылки и более подробное рассмотрение см. в [6]):

Диагностические воздействия ^{131}I на щитовидную железу. В одном из исследований, если в оценку включались все пациенты, то RR для рака щитовидной железы был значимо выше (1.8), чем для генеральной популяции. Но когда пациентов разделили на две группы, “с подозрением на опухоль” и “по другим причинам”, то значимая ассоциация стала объясняться только первой группой (RR = 3.5). Для “других причин” RR = 0.9. Феномен обратной причинности наблюдался в течение более чем 20 лет.

Терапевтические воздействия ^{131}I на щитовидную железу. Осуществляются по поводу незлокачественных патологий щитовидной железы (гипертиреоз, болезнь Грейвса, микседема и пр.) и приводят к учащению рака этого органа. Фактором, определяющим обратную причинность, являются сами указанные патологии, поскольку их наличие на порядки увеличивает вероятность рака щитовидной железы.

Воздействие Торотраста. Радиоактивный Торотраст (коллоид диоксида тория) ранее использовался для контрастного усиления при ангиографии черепа индивидуумов с подозрениями на опухоли мозга. У пациентов, которым проводили ангиографическое обследование вследствие подозрения на опухоль, был значимо повышен риск рака мозга независимо от того, включала ли процедура радиоактивный Торотраст или же нерадиоактивную контрастную среду. Вероятно, предклинические симптомы рака мозга вызвали требование к диагностическому сканированию, и именно они определяли появление рака мозга, а не облучение от Торотраста (хотя факт накопления указанного α-излучателя в тканях с последующей индукцией различных типов рака доказан достаточно давно).

Диагностическое облучение в стоматологии. В исследовании “случай–контроль” частоты менангиом после диагностического стоматологического облучения было обнаружено увеличение риска рака щитовидной железы. Но в таких опросных исследованиях сильно влияние смещения воспоминания (recall bias), которое, порой, полностью определяет регистрируемый канцерогенный эффект. Вероятной представляется обратная причинность: поскольку менангиомы способны вызывать боль в орофациальной области, пациенту с подобной болью могли проводить стоматологическую рентгеноскопию в течение курса его терапии.

Диагностическое облучение при компьютерной томографии (CT). Начиная с 2012 г. в относительно небольшом числе (немногим более десятка) масштабных эпидемиологических исследований (10 стран) было заявлено о доказательствах значимого, нередко зависимого от дозы (=числа томографий) учащения раков и/или лейкозов после CT в детском возрасте (только в двух работах эффекты не были выявлены). Однако, согласно ряду авторов (среди которых наиболее весома, возможно, публикация J.D. Boice Jr, одного из ведущих радиационных эпидемиологов США [139]), значительный, если не основной вклад может вносить обратная причинность или конфаундинг показания. Попытки устранить это временное смещение путем учета правдоподобия латентного периода не всегда оказывались удачными [139], и

потому почти во всех публикациях сами авторы указывают на возможность обратной причинности. Данный вопрос, понятно, имеет большую важность для здравоохранения и общественно-социальной сферы.

БИОЛОГИЧЕСКИЙ ГРАДИЕНТ (“BIOLOGICAL GRADIENT”)

Неудовлетворительность термина

Это замысловатое название для зависимости “доза–эффект” присвоил критерию A.B. Hill в 1965 г. [3]. Хотя сам дозовый подход к подтверждению причинности связей был ясен уже давно. О зависимости “доза–эффект” сказано еще в Dorn H.F., 1953 (“...исследовать изменение степени ассоциации в связи с продолжительностью и интенсивностью курения”) [2]. В 1964 г. A.J. Bollet прослеживал данный руководящий принцип вплоть до концепции клинической медицины от Г. Бурхаве (Herman Boerhaave; 17–18 вв.) [2]. В том же 1964 г., в Сообщении Главного врача США о последствиях курения [20], среди пяти критериев не имелось зависимости от дозы, равно как и в соответствующем драфте материала от R.A. Stallones (1963) [2]. Но таковая была включена как бы подпунктом в критерии “Strength” и “Coherence”, причем с обычным названием – “dose–effect” [20][41].

Термин “Биологический градиент”, вероятно в связи с авторитетом Хилла, разошелся потом на полвека с лишним. Наш упоминавшийся выше анализ работ, в которых использовались критерии Хилла для доказательности (2013–2019), показал, что из 35 источников критерий зависимости от дозы применялся в 33, и в 26 из них (79%) он был назван строго “по Хиллу”, порой – без добавления “доза–эффект”.

Но для специальной литературы по теории причинности в эпидемиологии ситуация иная: в большинстве случаев термин все же заменен на “зависимость доза–эффект” и в этом роде. Однако и здесь множество исключений. Среди цитированных выше источников это работы (2005–2017) [19, 40, 72, 77, 104, 120], пособия по эпидемиологии (2007–2018) [30, 36, 67, 79, 82, 111, 135] и документы организаций США (2004–2005) [69, 97]. Есть и еще примеры.

Словом, Хилл умер (в 1991 г.), но дело его живет, порой даже в сомнительных мелочах. Иногда встречаются иные термины, к примеру “Exposure-varying association” [140], или, для модифицированных критериев Хилла в экоэпидемиологии, “Concordance of dose–response relationships” [140] (и мн. др. источники).

Иногда, что отмечалось выше, зависимость “доза–эффект” рассматривается как субкатегория критерия “Сила связи” [20, 33, 70, 71] (см. также в [7]).

Наличие дозовой зависимости усиливает причинный вывод

Исходно акцент в примерах был сделан на зависимость между числом выкуренных сигарет и частотой рака легкого; это рассматривается в большинстве источников на тему, с 1950-х годов [2] до 2018–2019 гг. [33, 36, 74].

Монотонные отношения между причинным фактором и его эффектом являются, по мнению M. Susser, своего рода стереотипом для осознания зависимости “доза–реакция”; они служат неким сигналом практически для всех исследователей [84]. Любой ответ, функционально связанный с дозой, является свидетельством возможной причинности [27, 36, 69, 72, 82, 85, 100, 110, 137][42].

Связь “доза–эффект” называют “самой фундаментальной и распространенной концепцией в токсикологии”. Все вещества, даже вода, токсичны при достаточно высокой дозе. И наоборот, острые реакции связаны с пороговыми значениями; т.е. существует некоторая доза, ниже которой вероятность ответа индивидуума равна нулю [59]. Равным образом – и для фармакоэпидемиологии (“...является чрезвычайно важной и общепринятой концепцией в клинической фармакологии и аналогичным образом используется в эпидемиологии”) [96]. Не исключение здесь и радиационная эпидемиология (“...выявление количественной связи между облучением и частотой заболевания; возможна зависимость от интенсивности или продолжительности радиационного воздействия” [131]). То же самое – для доказательной медицины: среди трех факторов, отвечающих за упоминавшийся ранее “Уровень достоверности доказательств”, вторым называется “дозо-зависимый эффект” [46]; наличие такового эффекта повышает на один балл уровень достоверности клинической информации согласно международной системе оценки GRADE (Grading of Recommendations Assessment, Development, and Evaluation system) [141].

Для выявления дозовой зависимости на основе данных ряда публикаций возможно использование мета-анализа [26, 33, 142, 143].

В экоэпидемиологии рассматриваются дозовые ответы не только для конечного, но и для каждого промежуточного события в причинной цепочке (“key events”) [140]. В молекулярной эпидемиологии критерий “Биологический градиент” предлагается расширить путем включения молекулярных связей “доза–ответ” [72].

Наличие зависимости “доза–эффект” не только обеспечивает следование биологической модели ассоциации, но и делает большинство непричинных объяснений маловероятными. Это касается в основном случайностей, менее – смещений, но далеко не всегда – конфаундеров [36].

Конфаундеры могут имитировать зависимость “доза–эффект”

На такую возможность указано в ряде источников [27, 30, 33, 36, 69, 77, 111, 130, 144, 145] (и др.), но примеров приведено мало. Все они представлены ниже.

Помимо не раз рассматривавшейся связи между употреблением алкоголя и частотой рака легкого, где дозовую зависимость может имитировать сопутствующее курение [1, 27, 71, 146], называется также зависимость “доза–эффект” между курением и циррозом печени, которая имитируется уже употреблением алкоголя [130]. Сходная закономерность может быть и для иных заболеваний, обусловленных у курильщиков не только алкоголем, но и нездоровым питанием, недостаточным образованием и пр. [28].

Связь между порядком рождения ребенка у матери и частотой синдрома Дауна демонстрирует “биологический градиент”, однако – полностью объясняется конфаундером материнского возраста (см. в [1, 30]).

В публикациях K. Rothman и соавт. [77, 111] (и др.) обсуждается J-образная кривая зависимости “доза–эффект” между употреблением алкоголя и смертностью (т.е. не раз описанный факт большей смертности у полностью непьющих и переставших пить сравнительно с мало- и умеренно пьющими). Отмечается, что трудно судить, какие части этой кривой обусловлены некаузальными артефактами, вызванными конфаундерами или смещениями [77, 111]. В нашей работе [6] обсуждался этот вопрос в аспекте временного смещения. Специальное исследование [146] показало, что при корректировке эффекта на обратную причинность (учет в группе непьющих тех, кто ранее пил, но перестал; возможно, из-за состояния здоровья) и др. конфаундеры, “защитный эффект” для мало- и умеренно пьющих исчезает.

В Сообщении 1 [1] и публикации [6] нами приводились соответствующие примеры и из радиационной эпидемиологии:

• Ассоциация между дозой облучения и частотой рака легкого у работников ядерной индустрии США (имитация зависимости “доза–эффект” курением) [1].

• Ассоциация между дозой облучения и частотой курения у женщин, пострадавших от атомной бомбардировки в Хиросиме (возможность имитации зависимостей “доза–эффект” для последствий облучения курением) [1].

• Ассоциация между частотой раков и лейкозов у детей и дозой облучения, полученной их отцами – работниками ядерного центра в Селлафилде (имитация зависимости “доза–эффект” смешиванием популяции приезжими в ранний период (вирусные инфекции и т.д.) [1].

• Ассоциация между дозой облучения и частотой смертности от нерадиационно-обусловленных патологий (цирроза печени, рака ротовой полости и глотки, психозов и внешних причин) у работников ядерной индустрии Франции (имитация зависимости “доза–эффект” алкоголем) [1].

• Ассоциация между уровнем накопленной дозы облучения, с одной стороны, и курением, а также алкоголизмом, с другой стороны, у работников ядерной индустрии Японии. К тому же для более высоких дозовых групп частота прохождения рентгенодиагностики пищеварительного тракта и пр. была ниже [6, 147].

Функционально зависимость “доза–эффект” может быть какой угодно

Еще A.B. Hill в 1965 г. отмечал необязательность линейной или монотонной зависимости [3]. Этот критерий не основан на какой-то определенной форме дозовой кривой [36].

“Немонотонная связь только опровергает те причинные гипотезы, которые достаточно специфичны для прогнозирования монотонной кривой зависимости доза–реакция” [111][43].

“Отсутствие правильной зависимости доза–эффект отвергает только гипотезы, предполагающие такую зависимость” [28].

Кривая “доза–эффект” отражает сложные биологические механизмы и, потому, может иметь любую форму [64, 145]. Критерий способен выполняться при пороговой [26, 30, 32, 33, 64, 71, 72, 74, 78, 79, 84, 110, 111, 135, 145, 148], сигмоидальной [110, 148] (S-образной [28, 84]), унимодальной [149], параболической [110, 148] (т.е. U-образной [72, 84]), гормезисной J-образной [28, 33, 71, 72, 77, 111, 150] и пр. функциях, но важно, чтобы ее можно было продемонстрировать (относительная интенсивность и длительность воздействия часто используются как суррогаты дозы [110]).

К примеру, зависимости “доза–эффект” между дозой радиации и частотой индуцированных облучением раков и лейкозов для средних (0.1–1.0 Гр [151]) и больших (свыше 1 Гр [151]) доз наилучшим образом описываются линейной и линейно-квадратичной функциями [13, 131]. Тканевые (детерминированные) эффекты излучения характеризуются порогами [50]. Для многих радиационных последствий показаны и гормезисные, J-образные кривые [152], хотя официальная позиция международных организаций состоит в том, что в аспекте эпидемиологии их однозначность не доказана [153] (дополнение к BEIR-VII [13])[44].

В то же время для области малых доз радиации с низкой ЛПЭ (до 0.1 Гр [13, 131, 151, 153]) в обсервационных, эпидемиологических исследованиях имеется масса неопределенностей, обусловлен-

ных обычно недостаточной статистической мощностью (невозможностью достижения в реале нужных величин выборок – sample size), влиянием множества нерадиационных факторов, конфаундеров и смещений. Поэтому международными и имеющими международный авторитет национальными организациями (НКДАР [131, 154], BEIR [13] и NCRP [155, 156]) признается для указанного диапазона равная вероятность любых форм зависимости от дозы: супралинейной (с гиперчувствительностью), линейной беспороговой, сублинейной или линейно-квадратичной, линейной с порогом и J-образной гормезисной (последняя не названа только в BEIR-VII [13]).

Неабсолютность критерия

Эпидемиологическое исследование может не обнаружить взаимосвязи между воздействием и реакцией по многим причинам (USEPA-2005) [97]. Поэтому отсутствие дозовой зависимости между фактором и реакцией не исключает причинно-следственную связь [32, 64, 77, 97, 137, 145] и не фальсифицирует ее [85].

Это все весомые ссылки: пособие по эпидемиологии от 2011 г. [32], авторитеты Rothman K.J., Greenland S., 2005 [77] и Susser M., 1986 [85], USEPA-2005 [97] и British Medical Association, 2004 [137]. Работы [64, 145] тоже серьезны: на стыке эпидемиологии и юриспруденции (критика правила Дауберта; см. выше) [64] и на стыке эпидемиологии и политики [145].

Однако в Hill A.B., 1965 [3] подобных категоричных заключений все же нет.

Следует иметь в виду также, что выявление зависимости “доза–эффект” может быть следствием самой возможности/невозможности исследовать такую зависимость (методической, ситуационной и пр.). Еще одна проблема имеет место, когда диапазон реально имеющихся (наблюдаемых) уровней экспозиции настолько мал, что нет способа зарегистрировать дозовый ответ вследствие, так сказать, “малой разрешимости” эксперимента [145].

Иногда наличие порога приравнивается к отсутствию дозовой зависимости (во всяком случае, так выглядит контекст) [78, 103, 145] (и др.), что верно только в случае последующего за порогом одинакового, “пологого” эффекта. На деле, к примеру, все тканевые эффекты облучения характеризуются и порогом, и, затем, четкими дозовыми зависимостями [50].

В некоторых источниках [64, 110, 111, 145] в контексте отсутствия дозовой зависимости рассматривается представленный выше пример с воздействием на беременных диэтилстилбестрола, который приводил к аденокарциноме влагалища у их дочерей. Называется также и эффект индуцирования аденокарциномы печени винилхлоридом [64, 145]. На наш взгляд, учитывая явную недостаточность здесь выполнения критерия “Постоянство ассоциации” (исследования единичны), делать такие выводы нельзя.

В работе [157] указывается со ссылками, что дозовые ответы не были обнаружены, например, для легочных функций у астматиков после ингаляции кортикостероидов или при фармакотерапии психических заболеваний (последнее тоже несколько сомнительно). Сходным образом в [145] отмечается, что высыпания после воздействия вируса кори, равно как и титры соответствующих антител, могут не отвечать дозовой зависимости.

Более примеров на тему отсутствия дозовой зависимости при имеющейся причинности во многих десятках источников нами не найдено.

К сказанному надо заметить, что вывод о том, что для свидетельства о причинности никакая зависимость “доза–эффект” не нужна, в очередной раз дает широкое поле для разной сомнительной конъюнктуры, в том числе в радиационной сфере. Весомость приведенных выше соответствующих ссылок может усугублять ситуацию.

В этом плане вспоминаются массовые рассуждения 1990-х – первой половины 2000-х годов об отсутствии дозовой зависимости для радиационно-индуцированной нестабильности генома, что не отвечало действительности, а было обусловлено часто методическими артефактами или же неполнотой исследований (см. в [158]).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ К ЧАСТИ 1

Представленное Сообщение 3 посвящено истории, сути и ограничениям наиболее известных эпидемиологических критериев причинности (“критерии Хилла”). Часть 1 охватила пять первых критериев из девяти: силу связи; постоянство ассоциации; специфичность; временную зависимость и биологический градиент (зависимость “доза–эффект”). Для каждого критерия были изложены теоретические и практические аспекты: история появления, терминология, философская и эпидемиологическая суть, применимость в различных дисциплинах (включая радиационную эпидемиологию) и ограничения. Только один из критериев может быть назван именно “критерием” – это временная зависимость (воздействие должно быть перед эффектом), поскольку фальсификация по нему (согласно подходам К. Поппера) устраняет причинность, так что никакие другие критерии уже не нужны. Остальные положения являются некими руководящими принципами (“viewpoints”, как назвал их A.B. Hill в1965 г. [3]), выполнение которых повышает вероятность причинности ассоциации. Рассмотренные в части 1 Сообщения 3 критерии отвечают индуктивному, а не дедуктивному принципу научного познания, и потому, согласно положениям К. Поппера, не могут служить методологией истинной

доказательности. Однако реально, в практическом плане, все неэкспериментальные, обсервационные дисциплины и подходы при поиске подтверждений причинности ассоциации опираются в первую очередь на указанные принципы, причем три из рассмотренных здесь пяти критериев (сила связи, постоянство ассоциации и зависимость "доза–эффект") являются универсальными не только для эпидемиологии и иных обсервационных дисциплин, но, стихийно, всегда принимаются во внимание и в лабораторном, и в ином эксперименте (а временная зависимость в контролируемом эксперименте выполняется априори).

Важным практическим аспектом изложенного материала является представление об общепринятых ординальных шкалах для градации силы ассоциации по разным параметрам. Таких шкал много, но, согласно нашему углубленному исследованию (выполненному, похоже, впервые не только для России, но и для иных стран) [7, 8], целесообразно придерживаться градаций, которые наиболее часто используются или отражены в весомых источниках. По показателю относительного риска (RR) основной следует считать шкалу Монсона (R. Monson; 1980–1990) [47], по отношению шансов (OR) – шкалу Розенталя (J.A. Rosenthal; 1996) [42]. Для предсказательной способности генетических маркеров градации OR можно найти в работе Рубанович А.В., Хромов-Борисов Н.Н., 2013; 2014 [56, 57]. А для коэффициента корреляции *r* Пирсона или Спирмена уместно использовать шкалу Хинкле и соавт. (Hinkle D.E., et al., 1979–2003) [76]. Последний показатель силы ассоциации мало информативен для эпидемиологии и молекулярной эпидемиологии, и наиболее часто используется в психосоциальных дисциплинах.

В части 2 Сообщения 3 намечено рассмотреть оставшиеся четыре критерия Хилла: биологическое правдоподобие, согласованность с текущими фактами и теоретическими знаниями, эксперимент и аналогию.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ И ВОЗМОЖНОСТЬ СУБЪЕКТИВНЫХ УКЛОНОВ

Конфликт интересов отсутствует. Представленное исследование, выполненное попутно в рамках более широкой бюджетной темы НИР ФМБА России, не поддерживалось никакими иными источниками финансирования. При выполнении работы не имелось временных рамок, официальных требований, ограничений, или же иных внешних объективных либо субъективных вмешивающихся факторов.

ПРИМЕЧАНИЯ

1. Не только в описательных с отсутствием адекватного контроля, но даже в экспериментальных исследованиях с какими угодно контролями, с философской позиции нельзя получить строгие доказательства эффекта от воздействия или следствия от причины. Время не течет вспять, и никто не может наблюдать одно и то же событие, одного и того же индивидуума, или же одну и ту же популяцию (либо группу лабораторных животных) дважды – с конкретным условием ("причиной") и – без него, причем одновременно. Этот недостижимый сценарий называется "контрафактический идеал" и "контрафактический контраст" [10]. Все, что рассматривается как экспериментальный подход, по сути основано на суррогате контрафактического [10] субъекта/объекта, который и называют "контролем" [10, 19]. Контрафактическая концепция рассмотрена в нашем обзоре [10].

2. На заре исследования СПИДа его причины связали с употреблением гомосексуалистами амилнитритов ("попперсов"; вдыхание их увеличивает, скажем так, временный темперамент). Относительный риск (RR) составил 12.3 [29]. Такая величина ассоциации должна быть названа "очень сильной" по каким угодно градациям [7] (см. также ниже). Сходным образом, стандартный пример конфаундера – связь между употреблением алкоголя и раком легкого (курение), тоже может быть сильной, равно как ассоциация между курением и циррозом печени [1]. Значительная величина связи показана между порядком рождения ребенка и частотой синдрома Дауна, что, понятно, обусловлено просто возрастом матери [30].

3. В качестве примера относительно умеренной, но важной для общества ассоциации называется связь между активным курением и сердечно-сосудистыми патологиями (частота смертности увеличена для разных заболеваний в 1.5–2.6 раза [20]) [14, 20, 28, 30, 31] (и многие другие), а также между пассивным курением и ишемической болезнью сердца [33]. Прирост во втором случае от фоновой частоты вовсе невелик (RR = = 1.2–1.3), но фоновое значение – высокое [33]. Другим примером "социально-значимой" слабой ассоциации является связь между пассивным курением и раком легкого. В течение десятков лет, путем значительных усилий и множества работ, реализовавшихся в ряде мета-анализов, удалось в конце концов показать, что у жен курильщиков RR для рака легкого составляет 1.2–1.25 (к 2002–2006 гг.) [34–36]. Отметим здесь, что фоновая частота рака легкого у некурящих несравнима с таковой для ишемической болезни сердца. Поэтому один и тот же RR порядка 1.2 (по количественным понятиям риска в эпидемиологии подобная связь вообще недоказуема [7]; см. также ниже) для двух названных патологий означает совсем разный аб-

солютный прирост, во втором случае ничтожный. В [34] указано, что связь между пассивным курением и раком легкого – один из немногих примеров, когда сообществом эпидемиологов была принята столь слабая ассоциация за реальную. Исследования пассивного курения вообще чрезвычайно трудно спроектировать и интерпретировать [37]. Так, в [38] была показана слабая связь между пассивным курением родителей и плохим состоянием здоровья у детей с муковисцидозом. Здесь, однако, возможно влияние неучтенных социально-экономических факторов: насколько родители заботятся о таких своих детях, в том числе решили ли они перестать курить для них [22].

4. В 1960-х годах статистик в области психологии и социологии Jacob Cohen (1923–1998; США) для величины эффекта ("effect size") применительно к связи между переменными, предложил количественные градации значений для ряда параметров: d, r, q, h, w, f и f^2. Эти параметры отражают, соответственно: t-тест для средних, корреляцию Пирсона, различие между коэффициентами корреляции, различия между пропорциями, χ^2-тест на распределение, анализ на дисперсию и ковариацию, а также на множественную регрессию [41]. Позднее значения для диапазонов величины эффекта по тому или иному параметру предлагались еще многими авторами [7, 8].

5. J. Cornfield на основе связи между курением и раком легкого путем расчетов вывел некое неравенство между величиной эффекта исследуемого воздействия и эффекта возможного конфаундера ("Cornfield's Inequality"), позволяющее делать вероятный вывод о наличии истинной причинности. Была оценена минимальная величина эффекта конфаундера, который мог бы аннулировать или полностью изменить интересующую зависимость [7]. Но откуда взялось значение именно RR < 3 для границы "слабой связи"? Объяснений нам найти не удалось ни в работах 1950-х годов, ни позднее (только констатацию). Можно предположить следующее. Ранее мы рассматривали [2] "диссидентские" попытки одного из наиболее известных статистиков, Р.А. Фишера (R.A. Fisher; F-критерий; уровень значимости $p = 0.05$ и др.) опровергнуть причинность связи между курением и раком легкого. Одной из гипотез была генетическая обусловленность рака легкого (т. е. обратная причинность; см. в [1, 6]). Опыты Р.А. Фишера на близнецах продемонстрировали вклад генетического фактора, равный 3.0. Однако J. Cornfield указал Р. Фишеру, что RR для рака легкого у курильщиков составляет от 9 и более (до 20–60 в зависимости от числа выкуриваемых сигарет [2, 3, 14]). Таким образом, эффект не мог быть объяснен конфаундером [7]. Возможно, с тех пор величина RR = 3.0 и осталась граничной для поправки на иные факторы, хотя это только наше предположение.

6. "Мы ищем RR от трех или более"; "Если RR не будет равен, по крайней мере, трем или четырем, то забудьте о нем"; "Если это RR, равный 1.5, но он показан только в одном исследовании, даже очень хорошем, то вы... скажете: "Может быть"" (все – 1995 г.); "В Сообщениях Главного врача США о последствиях курения от 1964 г. и 1982 г. не было выявлено никаких утверждений о причинных зависимостях для OR < 3.0" (источник 2006 г.); "OR ниже 3.0 редко указывает на клинически значимое открытие" (2012). Оригинальные цитаты и ссылки см. в [7]. Сходные построения есть в пособии по доказательной медицине ее основоположника D. Sacket и соавт. (1997) [44], где указывается, что для дизайна "случай–контроль" граница "впечатляющего эффекта" может быть при RR = 4, а для когортных исследований – при RR = 3. Это же повторяется в пособии по доказательной медицине от 2019 г. [45].

7. Второе издание Monson R.R., 1990 [47] частично представлено в виде Google-book. Материал со шкалой Монсона в оригиналах 1980 и 1990 г. был нам недоступен, но шкала реконструировалась по семи независимым источникам 1985–2015 гг. [7].

8. По словам C.J. Ferguson [43], в результате психологам присуще "чувство незащищенности" от восприятия психологии как "облегченной науки", в то время как медицинские исследования воспринимаются ими как "серьезная наука". Иной раз, вследствие трудностей установления причинности, психологию с трудом относят к реальной науке [54]. Это объясняется тем, что в психосоциологии исследуются почти только корреляции: "В психиатрической эпидемиологии наша научная база хрупка. Чтобы обнаружить причинные связи, мы вынуждены полагаться на качество и количество ассоциаций, которые и обсуждаются" [55] (оригинальные цитаты см. в [8]). А примеры того, к чему приводит опора только на ассоциации, были приведены нами ранее [1, 6, 7]. Среди них – значимая корреляция между потреблением мороженого и смертностью от утопления [1], между числом фильмов по годам, в которых сыграл Н. Кейдж, и числом утонувших в эти годы в бассейнах США [6], или строгая обратная зависимость между величиной валового внутреннего продукта (ВВП) в стране и линейным размером пениса у ее мужского населения (выборка по 76 странам всех континентов; не пародия и не от 1 апреля, а рядовая среди прочих публикация (с пометкой "дискуссионная") с Helsinki Center of Economic Research. Автор связал с уровнем тестостерона склонность к рискам, в том числе экономическим, а про расовый фактор забыл; подробнее см. в [7]).

9. "Today, statistical significance – not the magnitude of association – is the accepted benchmark for judging the strength of an observed association, and thus its potential causality" [72].

10. “Мера силы ассоциации – это относительный риск, а не статистическая значимость”. (“The measure of strength of an association is the relative risk and not statistical significance”.) [67]. “Мы утверждаем, что научная информативность причинной гипотезы не связана с величиной ассоциации” (“We contend that the scientific informativeness of a causal hypothesis is not related to the magnitude of the association”) [73].

11. Квадрат коэффициента корреляции r Пирсона (R^2), так называемый “коэффициент детерминации”, отражает долю дисперсии признаков (в %), обусловленную линейной регрессией, т.е. это процент от варьирования одной переменной, связанный с варьированием другой согласно линейной модели [28, 41]. Расчет показывает, что даже при $r = 0.5$ (по стихийным понятиям это немалая корреляция) доля связанной дисперсии составляет всего четверть от максимальной (0.25). Более половины вариаций (>50%), т.е. когда коррелятивная связь начинает превалировать над ее отсутствием (по аналогии с правилом Дауберта, см. выше), можно ожидать только при $r > 0.7$.

12. Это коснулось и нас в Сообщении 2. Слово “consistent” нашлось в публикациях Wynder E.L., 1956; 1961 [2] в пункте правил установления причинности патологий. Мы неправомерно отнесли пункт к критерию “Consistency”, хотя смысл был иной – согласованность/совпадение в популяции распределения патологии и ее возможной причины. В результате работам Wynder E.L., 1956; 1961 в табл. 2 из [2] нами было приписано предложение в том числе критерия “Consistency”. Хотя в 1959 г., как было видно, A.M. Lilienfeld [2] все-таки связал подобную “согласованность” с постоянством ассоциации.

13. Во всех известных нам крупных отечественных пособиях по эпидемиологии и доказательной медицине (см. в [6–10]) среди критериев Хилла “Coherence” отсутствует. Но в двух более кратких руководствах авторы все же приводят данный пункт, возможно потому, что ничего не меняли, как в первых случаях, от себя. Назовем здесь такие источники: пособия Первого МГМУ им. И.М. Сеченова (экологические заболевания; Семеновых Г.К. и др., 2011 [80]) и КГМУ (эпидемиология; Хасанова Г.Р. и др., 2017 [81]).

14. “...who believe that we all use induction every day to negotiate through every aspect of our environment”) [92].

15. “Inductive methods are part of the framework of our life, of human nature”) [93].

16. “Justifying induction would be pointless because inductive arguments serve to define what rational arguments are all about”) [93].

17. “If we truly limit ourselves to deductive reasoning, we will be forced to throw away most of our beliefs about the world and to give up all hope of knowledge of nature, not to mention any hope for improving peoples' health”) [94].

18. “Обыкновенно признавали, что для осуждения человека, пользующегося хорошей репутацией, необходимы два свидетеля, хотя некоторые инквизиторы требовали большего числа”. (“Two witnesses were usually assumed to be necessary for the condemnation of a man of good repute, though some authorities demanded more”.) [95].

19. “...a single study is seldom, if ever, conclusive” [84].

20. “...one should never believe a finding reported only once: there may have been an error committed in the study which is not apparent to either the investigator or the reader” [96].

21. “The opportunities for bias are so many that one study is rarely conclusive” [22].

22. “...there will be occasions when repetition is absent or impossible and yet we should not hesitate to draw conclusions” [3].

23. “Not every hypothesis affords the opportunity for the replication of studies” [84].

24. “In my view, consistency is the most powerful verification available” [85].

25. “The reproducibility of findings constitutes one of the strongest arguments for causality” [97].

26. Здесь и далее в перечислении приведены ссылки на узкую тему: устранение путем повторов исследований того или иного конкретного типа искажающих факторов.

27. Как указано в [99], в разных странах такие факторы, как самооценка стресса, диета или величина новорожденного могут быть по-разному связаны с социоэкономическими условиями и социоэкономическими составляющими патологий. Поэтому выявление ассоциации в разных популяциях дает некоторую защиту от эффекта конфаундеров.

28. Видно, что ни в одном источнике нет полного перечисления всех пунктов, предложенных с 1960-х годов “коллективным разумом”, хотя к этому приближается оксфордский словарь по эпидемиологии [15] и работа Susser M., 1986 [84].

29. “There are no fixed guidelines on how many studies need to be done, how diverse they need to be, and how relevant they are to the question at hand to guarantee the benefits of consistency. These are matters of scientific judgment; explicit criteria cannot be offered” [36]. K.J. Goodman с сотр. (J.M. Samet [36] или C.V. Phillips [101]), являются, похоже, “штатными” авторами статей и разделов по причинности эффектов в огромных западных пособиях и энциклопедиях, от эпидемиологии до психологии; много источников (2004–2018 гг., например, [36, 101]).

30. Если представить себе исследования связи между алкоголизмом у мужчин и увеличением частоты рака легкого, без поправки на курение, то,

вероятно, любые повторы по всем странам даже за 100 лет, равно как и соответствующие метаанализы, не смогут устранить эффект конфаундера. То же самое можно сказать, по-видимому, и про учащение раков и лейкозов после компьютерной томографии в детском возрасте; устранить в этих случаях вклад обратной причинности трудно (см. в [6] и ниже).

31. World Health Organization/International Programme on Chemical Safety. Обеспечивает официальную структуру для оценки данных о направлениях (pathways) причинно-следственных ключевых событий, ведущих к неблагоприятным последствиям для здоровья [105].

32. О периодах индукции эффекта, латентном и инкубационном, подробнее см. в [6].

33. Хотя даже для некоторых инфекционных заболеваний нет возможности выявить специфический вирулент. В Сообщении 2 [2] уже указывалось, что, согласно [18], никакой возбудитель не может быть идентифицирован у 25–50% больных острым респираторным синдромом, у порядка 75% пациентов с острыми лихорадочными синдромами с участием ЦНС или в большинстве случаев общего острого гастроэнтерита.

34. "When it is met, however, it provides extremely strong support for a conclusion that an association is causal" [96].

35. Согласно рассуждениям К. Поппера, если нам встречаются только белые лебеди, то, сколько бы их ни было, нельзя делать индуктивного вывода, что все лебеди – белые. Вдруг где-то существуют небелые лебеди (и они действительно есть – черные). M. Susser развил это рассуждение на возможность нахождения небелого полярного медведя [85].

36. "The report [1964] notes the extremely high relative risk for lung cancer in smokers and the high attributable risk, and concludes that the association between smoking and lung cancer has "a high degree of specificity"" [69].

37. "Если другие причины смерти повышаются у курящих на 10, 20 или даже на 50%, то рак легкого повышается на 900–1000%, и у нас есть специфичность – специфичность в величине ассоциации". ("If other causes of death are raised 10, 20 or even 50% in smokers whereas cancer of the lung is raised 900–1000% we have specificity – a specificity in the magnitude of the association".) [3].

38. "True associations are specific, and in most circumstances it is not plausible that a drug is associated with an increase in developing multiple cancers" [129].

39. Мы все же поправим [103], что аномалии могут быть разными по тяжести и, поэтому, по произведенному когда-то на опрашиваемого впечатлению, что способно отразиться на воспоминаниях.

40. "I believe that multi-causation is generally more likely than single causation though possibly if we knew all the answers we might get back to a single factor" [3].

41. "Important to the strength as well as to the coherence of the association is the dose–effect phenomenon" [20].

42. Действительно, для проводящего эксперименты на животных в лаборатории, что предусматривает контрольные группы, критерии причинности и доказательности в описательных дисциплинах (и в жизни) обычно не ближе китайской грамоты (кроме, понятно, Китая). Но вспоминается, что два критерия обязательны и тут, во многом по стихийным соображениям. Один из них как раз – зависимость "доза–эффект". Второй, "контрафактический эксперимент" [1, 10], заключающийся в попытке направленно подавить воздействие фактора (элиминирование, ингибирование, блокирование, нокаутирование и др.), а затем проследить за эффектом, все же вторичен сравнительно с первым.

43. "A nonmonotonic relation only refutes those causal hypotheses specific enough to predict a monotonic dose–response curve" [111].

44. "Обсуждение радиационного гормезиса продолжается... Комитет BEIR VII заключил, что если уровни воздействия или кривые [дозового] ответа на воздействие различаются для особей в популяции, или же ситуация непонятна, влияние гормезиса на оценку риска малых доз требует дополнительного исследования и остается неопределенным. Несмотря на рост числа публикаций и информированности в этой области [со времени издания BEIR-VII], конкретные доказательства, которые позволили бы изменить названное заключение BEIR-VII, не представляются существенными" (2010). ("The discussion on radiation hormesis continues... The BEIR VII committee concluded that while exposure levels or exposure response functions differ between individuals in a population or are uncertain, the impact of hormesis on low-dose risk requires additional research and remains uncertain. Despite the increasing number of publications and awareness in this area, there does not appear to be insufficient concrete evidence to deviate from BEIR VII's conclusion at this time".) [153].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Котеров А.Н.* Критерии причинности в медико-биологических дисциплинах: история, сущность и радиационный аспект. Сообщение 1. Постановка проблемы, понятие о причинах и причинности, ложные ассоциации // Радиац. биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 1. С. 1–32. [*Koterov A.N.* Causal criteria in medical and biological disciplines: history, essence and radiation aspect. Report 1. Problem statement, conception of causes and causation, false associations // Radiats. Biol. Radioecol. (Radia-

tion biology. Radioecology, Moscow). 2019. V. 59. № 1. P. 1–32. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.1134/S0869803119010065

2. *Котеров А.Н.* Критерии причинности в медико-биологических дисциплинах: история, сущность и радиационный аспект. Сообщение 2. Постулаты Генле–Коха и критерии причинности неинфекционных патологий до Хилла // Радиац. биология. Радиоэкология. 2019. Т. 59. № 4. С. 341–375. [*Koterov A.N.* Causal criteria in medical and biological disciplines: history, essence and radiation aspect. Report 2. Henle–Koch postulates and criteria for causality of non-communicable pathologies before Hill // Radiats. Biol. Radioecol. (Radiation biology. Radioecology, Moscow). 2019. V. 59. № 4. P. 341–375. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.1134/S0869803119040052

3. *Hill A.B.* The environment and disease: association or causation? // Proc. R. Soc. Med. 1965. V. 58. № 5. P. 295–300.
https://doi.org/10.1177/0141076814562718

4. *Good I.J.* Weight of evidence, corroboration, explanatory power, information, and the utility of experiments // J. Royal Stat. Soc. Series B: Methodological. 1960. V. 22. № 2. P. 319–331.
https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1960.tb00378.x

5. *Martin P., Bladier C., Meek B. et al.* Weight of evidence for hazard identification: a critical review of the literature // Environ. Health Perspect. 2018. V. 126. № 7. Art. 076001.
https://doi.org/10.1289/EHP3067

6. *Котеров А.Н., Ушенкова Л.Н., Бирюков А.П.* Критерий Хилла "Временная зависимость". Обратная причинность и ее радиационный аспект // Радиац. биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 2. С. 115–152. [*Koterov A.N., Ushenkova L.N., Biryukov A.P.* Hill's criteria "Temporality". Reverse causation and its radiation aspect // Radiats. Biol. Radioecol. (Radiation biology. Radioecology, Moscow). 2020. V. 60. № 2. P. 115–152. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.31857/S086980312002006X

7. *Котеров А.Н., Ушенкова Л.Н., Зубенкова Э.С. и др.* Сила связи. Сообщение 1. Градации относительного риска // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2019. Т. 64. № 4. С. 5–17. [*Koterov A.N., Ushenkova L.N., Zubenkova E.S. et al.* Strength of association. Report 1. Graduation of relative risk // Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety; Moscow). 2019. V. 64. № 4. P. 5–17. (In Russian. Engl. abstr.)].
https://doi.org/10.12737/article_5d1adb25725023.14868717

8. *Котеров А.Н., Ушенкова Л.Н., Молодцова и др.* Сила связи. Сообщение 2. Градации величины корреляции // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2019. Т. 64. № 6. С. 12–24. [*Koterov A.N., Ushenkova L.N., Molodtsova D.V. et al.* Strength of association. Report 2. Graduation of correlation size // Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety, Moscow). 2019. V. 64. № 6. P. 12–24. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.12737/1024-6177-2019-64-6-12-24

9. *Котеров А.Н., Ушенкова Л.Н., Бирюков А.П.* Критерий Хилла "Биологическое правдоподобие". Интеграция данных из различных дисциплин в эпидемиологии и радиационной эпидемиологии // Радиац. биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 5. С. 453–480. [*Koterov A.N., Ushenkova L.N., Biryukov A.P.* Hill's criteria "Biologival plausibility". The data integration from different disciplines in Epidemiology and Radiation Epidemiology // Radiats. Biol. Radioecol. (Radiation biology. Radioecology, Moscow). 2020. V. 60. № 5. P. 453–480. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.31857/S0869803120050069

10. *Котеров А.Н., Ушенкова Л.Н., Бирюков А.П.* Критерий Хилла "Эксперимент". Контрафактический подход в дисциплинах нерадиационного и радиационного профиля // Радиац. биология. Радиоэкология. 2020. Т. 60. № 6. С. 565–594. [*Koterov A.N., Ushenkova L.N., Biryukov A.P.* Hill's criteria "Experiment". The counterfactual approach in non-radiation and radiation sciences // Radiats. Biol. Radioecol. (Radiation biology. Radioecology, Moscow). 2020. V. 60. № 6. P. 565–594. (In Russian. Engl. abstr.)]
https://doi.org/10.31857/S0869803120060193

11. *Weed D.L., Hursting S.D.* Biologic plausibility in causal inference: current method and practice // Am. J. Epidemiol. 1998. V. 147. № 5. P. 415–425.
https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a009466

12. *Weed D.L.* Analogy in causal inference: rethinking Austin Bradford Hill's neglected consideration // Ann. Epidemiol. 2018. V. 28. № 5. P. 343–346.
https://doi.org/10.1016/j.annepidem.2018.03.004

13. BEIR VII Report 2006. Phase 2. Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. Committee to Assess Health Risks from Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation, National Research Council. http://www.nap.edu/catalog/11340.html (address data 11.10.2020).

14. *Doll R.* Weak associations in epidemiology: importance, detection, and interpretation // J. Epidemiol.1996. V. 6. № 4. Suppl. P. S11–S20.
https://doi.org/10.2188/jea.6.4sup_11

15. A Dictionary of Epidemiology / Ed. J.M. Last. Oxford: Oxford University Press, 2001. [Эпидемиологический словарь / Под ред. Дж.М. Ласта для Международной эпидемиологической ассоциации: Пер. с англ. под ред. В.В. Власова (отв. ред.) и др. М.: Открытый институт здоровья в рамках проекта "Глобус", 2009. 316 с.]

16. *Susser M.* Causal Thinking in the Health Sciences: Concepts and Strategies of Epidemiology. New York: Oxford Univ. Press, 1973. 181 p.

17. *Susser M.* What is a cause and how do we know one? A grammar for pragmatic epidemiology // Am. J. Epidemiol. 1991. V. 133. № 7. P. 635–648.
https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a115939

18. *Evans A.S.* Causation and disease: The Henle-Koch postulates revisited // Yale J. Biol. Med. 1976. V. 49. № 2. P. 175–195.

19. *Bae S., Kim H.C., Ye B. et al.* Causal inference in environmental epidemiology // Environ. Health Toxicol.

2017. V. 32. Art. e2017015.
https://doi.org/10.5620/eht.e2017015

20. United States Department of Health, Education and Welfare (USDHEW). Smoking and Health: Report of the Advisory Committee to the Surgeon General of the Public Health Service Publication No. 1103. Washington DC: U.S. Department of Health, Education and Welfare. 1964. 387 p. https://biotech.law.lsu.edu/cases/tobacco/nnbbmq.pdf (Address data 11.10.2020).
21. *Weed D.L., Gorelic L.S.* The practice of causal inference in cancer epidemiology // Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev. 1996. V. 5. № 4. P. 303–311.
22. *Angell M.* The interpretation of epidemiologic studies // N. Engl. J. Med. 1990. V. 323. № 12. P. 823–825. https://doi.org/10.1056/NEJM199009203231209
23. *Glasziou P., Chalmers I., Rawlins M., McCulloch P.* When are randomised trials unnecessary? Picking signal from noise // Brit. Med. J. 2007. V. 334. № 7589. P. 349–351.
https://doi.org/10.1136/bmj.39070.527986.68
24. *Doll R., Peto R.* Randomised controlled trials and retrospective controls // Brit. Med. J. 1980. V. 280. № 6206. P. 44.
https://doi.org/10.1136/bmj.280.6206.44
25. *Rawlins M.* De Testimonio: on the evidence for decisions about the use of therapeutic interventions // Clin. Med. (Lond). 2008. V. 8. № 6. P. 579–588.
https://doi.org/10.7861/clinmedicine.8-6-579
26. Handbook of Epidemiology / Eds W. Ahrens, I. Pigeot. 2nd Ed. New York, Heidelberg, Dordrecht, London: Springer, 2014. 2498 p.
27. Epidemiology: Principles and Practical Guidelines / Eds J. Van den Broeck, J.R. Brestoff. Dordrecht: Springer, 2013. 621 p.
28. *Власов В.В.* Эпидемиология: учебное пособие. 2-е изд., испр. М.: ГЭОТАР-Медиа, 2006. 464 с. [*Vlasov V.V.* Epidemiology. 2nd ed., revis. Moscow: GEOTAR-Media, 2006. 464 p. (In Russian)]
29. *Phillips A.N., Davey Smith G.* Confounding in epidemiological studies // Brit. Med. J. 1993. V. 306. № 870. P. 142.
https://doi.org/10.1136/bmj.306.6870.142-b
30. *Rothman K.J.* Epidemiology. An Introduction. 2nd ed. Oxford etc.: Oxford University Press Inc., 2012. 268 p.
31. *Rothman K.J., Poole C.* A strengthening programme for weak associations // Int. J. Epidemiol. 1988. V. 17. № 4. P. 955–959.
https://doi.org/10.1093/ije/17.4.955
32. *Webb P., Bain C.* Essential Epidemiology. An Introduction for Students and Health Professionals. 2nd ed. Cambridge etc.: Cambridge University Press, 2011. 445 p.
33. *Szklo M., Nieto F.J.* Epidemiology. Beyond the Basics. 4th ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning, 2019. 577 p.
34. *Boffetta P.* Causation in the presence of weak associations // Crit. Rev. Food Sci. Nutrit. 2010. V. 50. № S1. P. 13–16.
https://doi.org/10.1080/10408398.2010.526842
35. *Boffetta P.* Involuntary smoking and lung cancer // Scand. J. Work Environ. Health. 2002. V. 28. Suppl. 2. P. 30–40.
36. *Goodman S.N., Samet J.M.* Cause and Cancer Epidemiology // Schottenfeld and Fraumeni Cancer Epidemiology and Prevention. 4th ed. / Eds M.J. Thun et al. New York: Oxford University Press. Printed by Sheridan Books, Inc., USA, 2018. P. 97–104.
37. *Rylander R.* Environmental tobacco smoke and lung cancer // N. Engl. J. Med. 1990. V. 323. № 12. P. 834.
https://doi.org/10.1056/NEJM199009203231217
38. *Rubin B.K.* Exposure of children with cystic fibrosis to environmental tobacco smoke // N. Engl. J. Med. 1990. V. 323. № 12. P. 782–788.
https://doi.org/10.1056/NEJM199009203231203
39. *Brown S.M.* The use of epidemiologic data in the assessment of cancer risk // J. Environ. Pathol. Toxicol. 1980. V. 4. № 2, 3. P. 573–580.
40. *Lower G.M., Kanarek M.S.* Conceptual/operational criteria of causality: relevance to systematic epidemiologic theory // Med. Hypothes. 1983. V. 11. P. 217–244.
https://doi.org/10.1016/0306-9877(83)90064-6
41. *Cohen J.* Statistical power analysis for the behavioral sciences. 2nd ed. Hillsdale. Mahwah, NJ: Lawrence Erlbaum Associates, 1988. 567 p.
42. *Rosenthal J.A.* Qualitative descriptors of strength of association and effect size // J. Soc. Serv. Res. 1996. V. 21. № 4. P. 37–59.
https://doi.org/10.1300/J079v21n04_02
43. *Ferguson C.J.* Is psychology research really as good as medical research? Effect size comparisons between psychology and medicine // Rev. Gen. Psychol. 2009. V. 13. № 2. P. 130–136.
https://doi.org/10.1037/a0015103
44. *Sackett D.L., Richardson W.S., Rosenberg W., Haynes R.B.* Evidence-Based Medicine: How to Practice and Teach EBM. New York: Churchill Livingstone, 1997. 250 p.
45. *Straus S.E., Glasziou P., Richardson W.S. et al.* Evidence-Based Medicine: How to Practice and Teach EBM. 5th ed. Edinburgh etc.: Elsevier, 2019. 406 p.
46. *Андреева Н.С., Реброва О.Ю., Зорин Н.А. и др.* Системы оценки достоверности научных доказательств и убедительности рекомендаций: сравнительная характеристика и перспективы унификации // Мед. технологии. Оценка и выбор. 2012. № 4. С. 10–24. [*Andreeva N.S., Rebrova O.Y., Zorin N.A. et al.* Systems for assessing the reliability of scientific evidence and the soundness of guidelines: comparison and prospects for unification // Medical Technologies. Assessment and Choice (Moscow). 2012. № 4. P. 10–24. (In Russian. Engl. abstr.)]
47. *Monson R.R.* Occupational Epidemiology. 2nd ed. Florida: Boca Raton, CRC Press Inc., 1990. 312 p.
48. *Singer R.* Introduction to epidemiology and causal inference. Presentation // Executive Veterinary Program. University of Illinois, 2014. 8 p.
http://vetmed.illinois.edu/wp-content/uploads/2015/10/6.-Module-2.1.pdf (address data 25.01.2019); https://vetmed.umn.edu/bio/vmed-grad-faculty/randall-singer (address data 15.10.2020).

49. *Little M.P., Azizova T.V., Bazyka D. et al.* Systematic review and meta-analysis of circulatory disease from exposure to low-level ionizing radiation and estimates of potential population mortality risks // Environ. Health Perspect. 2012. Vol. 120. № 11. P. 1503–1511. https://doi.org/10.1289/ehp.1204982

50. ICRP Publication 118. ICRP Statement on tissue reactions and early and late effects of radiation in normal tissues and organs – threshold doses for tissue reactions in a radiation protection context. Annals of the ICRP / Ed. C.H. Clement. Amsterdam–New York: Elsevier, 2012. 325 p.

51. *Lagarde F., Cullings H.M., Shimizu Y., Cologne J.B.* Tiny excess relative risks hard to pin down (rapid response to Cardis et al 2005) // Brit. Med. J. 2005. V. 331. P. 77–81. https://doi.org/10.1136/bmj.38499.599861.E0 https://www.bmj.com/content/331/7508/77/rapid-responses (address data 11.10.2020)

52. *Cardis E., Vrijheid M., Blettner M. et al.* Risk of cancer after low doses of ionising radiation: retrospective cohort study in 15 countries // Brit. Med. J. 2005. V. 331. № 7508. P. 77–82. https://doi.org/10.1136/bmj.38499.599861.E0

53. *Lagarde F.* Methodology issues in epidemiological assessment of health effects of low-dose ionising radiation // Radiat. Prot. Dosim. 2003. V. 104. № 4. P. 297–314. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a006193

54. *Ferguson C.J.* "Everybody knows psychology is not a real science": Public perceptions of psychology and how we can improve our relationship with policymakers, the scientific community, and the general public // Am. Psychologist. 2015. V. 70. № 6. P. 527–542. https://doi.org/10.1037/a0039405

55. *Schwab J.J., Schwab M.E.* Sociocultural Roots of Mental Illness. An Epidemiologic Survey. New York: Springer US, 1978. 338 p.

56. *Рубанович А.В., Хромов-Борисов Н.Н.* Теоретический анализ показателей предсказательной эффективности бинарных генетических тестов // Экол. генетика. 2013. Т. 11. № 1. С. 77–90. [*Rubanovich A.V., Khromov-Borisov N.N.* Theoretical analysis of the predictability indices of the binary genetic tests // Ecological Genetics. 2013. V. 11. № 1. P. 77–90. (In Russian. Engl. abstr.)]. https://doi.org/10.17816/ecogen11177-90

57. *Rubanovich A.V., Khromov-Borisov N.N.* Theoretical analysis of the predictability indices of the binary genetic tests // Russian Journal of Genetics: Appl. Res. 2014. V. 4. № 2. P. 146–158. https://doi.org/10.1134/S2079059714020087

58. *Little J.B.* Radiation carcinogenesis // Carcinogenesis. 2000. V. 21. № 3. P. 397–404. https://doi.org/10.1093/carcin/21.3.397

59. *Ulsh BA.* Are risks from medical imaging still too small to be observed or nonexistent? // Dose Response. 2015. V. 13. № 1. Article pii: dose-response.14-030.Ulsh. https://doi.org/10.2203/dose-response.14-030.Ulsh

60. *Royal H.D.* Good News About Radiation Effects??? Editorial // Am. J. Med. 2016. V. 129. № 6. P. 549–550. https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2015.12.002

61. IARC 2012. Radiation. A review of human carcinogens. V. 100 D. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Lyon, France, 2012. 341 p.

62. *Hunter R.J., Jr., Shannon J.H., Amoroso H.J.* How to manage issues relating to the use of trial experts: standards for the introduction of expert testimony through judicial "Gate-Keeping" and scientific verification // J. Management and Strategy. 2018. V. 9. № 1. 11 p. https://doi.org/10.5430/jms.v9n1p1

63. *Cole P.* Causality in epidemiology, health policy and law // Environ. Law Rep. 1997. V. 27. № 6. P. 10279–10285.

64. *Egilman D., Kim J., Biklen M.* Proving causation: the use and abuse of medical and scientific evidence inside the courtroom – an epidemiologist's critique of the judicial interpretation of the Daubert ruling // Food Drug Law J. 2003. V. 58. № 2. P. 223–250.

65. *Hollingsworth J.G., Lasker E.G.* The Case against differential diagnosis: Daubert, medical causation. Testimony, and the scientific method // J. Health Law. 2004. V. 37. № 1. P. 85–111.

66. *Guzelian P.S., Victoroff M.S., Halmes N.C. et al.* Evidence-based toxicology: a comprehensive framework for causation // Hum. Exp. Toxicol. 2005. V. 24. № 4. P. 161–201. https://doi.org/10.1191/0960327105ht517oa

67. *Lagiou P., Trichopoulos D., Adami H.O.* Concepts in Cancer Epidemiology and Etiology // Textbook of Cancer Epidemiology. 2nd ed. // Eds H.O. Adami, D. Hunter, D. Trichopoulos. New York etc.: Oxford University Press, 2008. P. 127–152. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780195311174.003.0006

68. *Greenland S.* Relation of probability of causation to relative risk and doubling dose: a methodologic error that has become a social problem // Am. J. Public Health. 1999. V. 89. № 8. P. 1166–1169. https://doi.org/10.2105/AJPH.89.8.1166

69. The Health Consequences of Smoking: A Report of the Surgeon General Rockville, MD: Office of the Surgeon General, US Public Health Service, 2004. 910 p.

70. *Mandil A.* Causal Inference in Epidemiology. Lection Presentation // High Institute of Public Health. University of Alexandria. https://ru.scribd.com/doc/306778054/Causal-Inference-in-Epidemiology. Presentation: www.pitt.edu/~super4/33011-34001/33971.ppt (дата обращения 06.06.2019).

71. *Bhopal R.S.* Concepts of Epidemiology: Integrated the ideas, theories, principles and methods of epidemiology. 3rd ed. Oxford: University Press, 2016. 442 p.

72. *Fedak K.M., Bernal A., Capshaw Z.A., Gross S.* Applying the Bradford Hill criteria in the 21st century: how data integration has changed causal inference in molecular epidemiology // Emerg. Themes Epidemiol. 2015. V. 12. Article 14. https://doi.org/10.1186/s12982-015-0037-4

73. *Weed D.L., Trock B.J.* Criticism and the growth of epidemiologic knowledge. (Re: "Popperian refutation in epidemiology") // Am. J. Epidemiol. 1986. V. 123. № 6. P. 1119–1121. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a114341

74. *Bruce N., Pope D., Stanistreet D.* Quantitative Methods for Health Research. A Practical Interactive Guide to Epidemiology and Statistics. 2nd ed. Oxford: John Wiley & Sons, 2019. 545 p.

75. *Rosnow R.L., Rosenthal R.* Effect Sizes for experimenting psychologists // Canad. J. Experim. Psychol. 2003. V. 57. № 3. P. 221–237. https://doi.org/10.1037/h0087427

76. *Hinkle D.E., Wiersma W., Jurs S.G.* Applied Statistics for the Behavioral Sciences. 5th ed. Boston: Houghton Mifflin, 2003. 756 p.

77. *Rothman K.J., Greenland S.* Causation and causal inference in epidemiology // Am. J. Public Health. 2005. V. 95. Suppl 1. P. S144–S150. https://doi.org/10.2105/AJPH.2004.059204

78. *Gordis L.* Epidemiology. 5th ed. Philadelphia: Saunders, Elsevier Inc., 2014. 392 p.

79. *Merrill R.M.* Introduction to Epidemiology. 7th ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning, 2017. 339 p.

80. *Семеновых Г.К., Новиков С.М., Семеновых Л.Н.* Анализ случаев заболеваний, обусловленных действием факторов среды обитания. Характеристика опасности для здоровья: Учеб. пособие. Вып. 4. М.: Изд-во Первого МГМУ им. И.М. Сеченова, 2011. 88 с. [*Semenovykh G.K., Novikov S.M., Semenovykh L.N.* Analysis of cases caused by the action of environmental factors. Characteristics of health hazards: Textbook. allowance. Issue 4. M.: Publishing House Sechenov First Moscow State Medical University, 2011. 88 p. (In Russian)]

81. *Хасанова Г.Р., Назарова О.А., Зорина Л.М., Хакимов Н.М.* Эпидемиология: Учебно-методическое пособие для студентов, обучающихся по направлению деятельности 34.03.01 "Сестринское дело". Казань: КГМУ, 2017. 73 с. [*Khasanova G.R., Nazarova O.A., Zorina L.M., Khakimov N.M.* Epidemiology: A teaching study guide for students enrolled in the direction of activity 34.03.01 "Nursing". Kazan: KSMU, 2017. 73 p. (In Russian)]

82. *Friis R.H., Sellers T.A.* Epidemiology for Public Health Practice. 5th ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning, 2014. 804 p.

83. *Susser M.* Judgement and causal inference: criteria in epidemiologic studies // Am. J. Epidemiol. 1977. V. 105. № 1. P. 1–15. Reprint: Am. J. Epidemiol. 1995. V. 141. № 8. P. 701–715. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a117491

84. *Susser M.* Rules of inference in epidemiology // Regul. Toxicol. Pharmacol. 1986. V. 6. № 2. P. 116–128. https://doi.org/10.1016/0273-2300(86)90029-2

85. *Susser M.* The logic of Sir Karl Popper and the practice of epidemiology // Am. J. Epidemiol. 1986. V. 124. № 5. P. 711–718. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a114446

86. *Susser M.* Glossary: causality in public health science // J. Epidemiol. Community Health. 2001. V. 55. P. 376–378. https://doi.org/10.1136/jech.55.6.376

87. *Котеров А.Н., Жаркова Г.П., Бирюков А.П.* Тандем радиационной эпидемиологии и радиобиологии для практики радиационной защиты // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2010. Т. 55. № 4. С. 55–84. [*Koterov A.N., Zharkova G.P., Biryukov A.P.* Tandem of radiation epidemiology and radiobiology for practice and radiation protection// Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety, Moscow). 2010. V. 55. № 5. P. 48–73. (In Russian. Engl. abstr.)]

88. *Lanes S.F.* The logic of causal inference // Causal Inference / Ed. K.J. Rothman. Chestnut Hill, MS: Epidemiologic Resources, 1988. P. 59–75.

89. *Maclure M.* Refutation in Epidemiology: why else not? // Causal Inference / Ed. K.J. Rothman. Chestnut Hill, MS: Epidemiologic Resources, 1988. P. 131–138.

90. *Rothman K.J.* What is causation // Epidemiology, an Introduction / Ed. K.J. Rothman. New York: Oxford University Press, 2002. P. 8–24.

91. Current Topics in Occupational Epidemiology / Ed. K.M. Venables. New York: Oxford University Press, 2013. 270 p.

92. *Rothman K.J.* Inferring causal connection – habit, faith or logic? // Causal inference // Ed. K.J. Rothman. Epidemiology Resources Inc., Mass., USA, 1988. P. 3–12.

93. *Karhausen L.R.* The poverty of Popperian epidemiology // Int. J. Epidemiol. 1995. V. 24. № 5. P. 869–874. https://doi.org/10.1093/ije/24.5.869

94. *Parascandola M.* Epidemiology: second-rate science? // Public Health Rep. 1998 V. 113. № 4. P. 312–320.

95. *Lea H.C.* A History of the Inquisition of the Middle Ages. New York: Harper & Brothers, 1887. 583 p. [*Ли Г.Ч.* Инквизиция. Происхождение и устройство // *Бемер Г.* Иезуиты. Ли Ч. Инквизиция. СПб.: ООО "Изд-во ПОЛИГОН", 1999. 1248 с.]

96. *Strom B.L.* Study designs available for pharmacoepidemiology studies // Pharmacoepidemiology. 3rd ed. // Ed. B.L. Strom. Baffins Lane, Chichester, West Sussex: John Wiley & Sons Ltd, 2000. P. 17–30.

97. USEPA 2005. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/P-03/001B. Washington, DC: Risk Assessment Forum. National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, 2005. 166 p.

98. *Howick J., Glasziou P., Aronson J.K.* The evolution of evidence hierarchies: what can Bradford Hill's 'guidelines for causation' contribute? // J. R. Soc. Med. 2009. V. 102. № 5. P. 186–194. https://doi.org/10.1258/jrsm.2009.090020

99. *Davey Smith G.* Data dredging, bias, or confounding. They can all get you into the BMJ and the Friday papers // Brit. Med. J. 2002. V. 325. № 7378. P. 1437–1438. https://doi.org/10.1136/bmj.325.7378.1437

100. IARC 1987. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7, Overall

Evaluations of Carcinogenicity: An Updating of IARC Monographs, V. 1 to 42. Lyon, 1987. 449 p.

101. *Goodman K.J., Phillips C.V.* Hill's criteria of causation // In: 'Encyclopedia of Statistics in Behavioral Science. V. 2 // Eds B.S. Everitt, D.C. Howell. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, 2005. P. 818–820.

102. *Vandenbroucke J.P.* Observational research, randomised trials, and two views of medical science // PLoS Med. 2008. V. 5. № 3. P. Art. e67. 5 p. https://doi.org/10.1371/journal.pmed.0050067

103. *Schlesselman J.J.* "Proof" of cause and effect in epidemiologic studies: criteria for judgment // Prev. Med. 1987. V. 16. № 2. P. 195–210. https://doi.org/10.1016/0091-7435(87)90083-1

104. *Weed D.L.* Epidemiologic evidence and causal inference // Hematol. Oncol. Clin. North Am. 2000. V. 14. № 4. P. 797–807. https://doi.org/10.1016/S0889-8588(05)70312-9

105. *Becker R.A., Dellarco V., Seed J. et al.* Quantitative weight of evidence to assess confidence in potential modes of action // Regul. Toxicol. Pharmacol. 2017. V. 86. P. 205–220. https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.02.017

106. *Koterov A.N., Biryukov A.P.* The possibility of determining of anomalies and pathologies in the offspring of liquidators of Chernobyl accident by the non-radiation factors // Int. J. Low Radiat. (Paris). 2011. V. 8. № 4. P. 256–312. https://doi.org/10.1504/IJLR.2011.046529

107. *Котеров А.Н., Бирюков А.П.* Дети ликвидаторов аварии на Чернобыльской атомной электростанции. 1. Оценка принципиальной возможности зарегистрировать радиационные эффекты // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2012. Т. 57. № 1. С. 58–79. [*Koterov A.N., Biryukov A.P.* The offspring of liquidators of Chernobyl Atomic Power Station accident. 1. The estimation of the basic opportunity to register of radiation effect // Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety, Moscow). 2012. V. 57. № 1. P. 58–79. (In Russian. Engl. abstr.)]

108. *Котеров А.Н., Бирюков А.П.* Дети участников ликвидации последствий аварии на Чернобыльской атомной электростанции. 2. Частота отклонений и патологий и их связь с нерадиационными факторами // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2012. Т. 57. № 2. С. 51–77. [*Koterov A.N., Biryukov A.P.* The offspring of liquidators of Chernobyl Atomic Power Station accident. 2. The frequency of anomalies and pathologies and its connection to non-radiation factors // Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety, Moscow). 2012. V. 57. № 2. P. 51–77. (In Russian. Engl. abstr.)]

109. *Gotzsche P.C.* Deadly Medicines and Organised Crime. How Big Pharma has Corrupted Healthcare. London: Radcliffe Publishing, 2013. 310 p. [*Гетше П.* Смертельно опасные лекарства и организованная преступность: как большая фарма коррумпировала здравоохранение: Пер. с англ. Л.Е. Зиганшиной. М.: Изд-во "Э", 2016. 464 с.]

110. *Fox G.A.* Practical causal inference for ecoepidemiologists // J. Toxicol. Environ. Health. 1991. V. 33. № 4. P. 359–273. https://doi.org/10.1080/15287399109531535

111. *Rothman K.J., Greenland S., Poole C., Lash T.L.* Causation and causal inference // Modern Epidemiology / Eds K.J. Rothman, S. Greenland, T.L. Lash. 3rd ed. Philadelphia (PA): Wolters Kluwer, 2008. P. 5–31.

112. *Armenian H.K., Lilienfeld A.M.* The distribution of incubation periods of neoplastic diseases // Am. J. Epidemiol. 1974. V. 99. № 2. P. 92–100. https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a121599

113. *Hallquist A., Hardell L., Degerman A. et al.* Medical diagnostic and therapeutic ionizing radiation and the risk for thyroid cancer: a case-control study // Eur. J. Cancer Prev. 1994. V. 3. № 3. P. 259–267. https://doi.org/10.1097/00008469-199403030-00004

114. *Wingren G., Hallquist A., Hardell L.* Diagnostic X-ray exposure and female papillary thyroid cancer: a pooled analysis of two Swedish studies // Eur. J. Cancer Prev. 1997. V. 6. № 6. P. 550–556. https://doi.org/10.1097/00008469-199712000-0001

115. *Memon A., Godward S., Williams D. et al.* Dental x-rays and the risk of thyroid cancer: a case-control study // Acta Oncol. 2010. V. 49. № 4. P. 447–453. https://doi.org/10.3109/02841861003705778

116. *Hallquist A., Jansson P.* Self-reported diagnostic X-ray investigation and data from medical records in case-control studies on thyroid cancer: evidence of recall bias? // Eur. J. Cancer Prev. 2005. V. 14. № 3. P. 271–276. https://doi.org/10.1097/00008469-200506000-00012

117. *Zeeb H., Merzenich H., Wicke H., Blettner M.* Radiation Epidemiology // Schottenfeld and Fraumeni Cancer Epidemiology and Prevention. 4th ed. / Eds M.J. Thun et al. New York: Oxford University Press. Printed by Sheridan Books, Inc., USA. 2018. P. 2003–2037.

118. *Bonita R., Beaglehole R., Kjellstrom T.* Basic epidemiology. 2nd ed. World Health Organization, 2006. 212 p.

119. *Merrill R.M., Frankenfeld C.L., Freeborne N., Mink M.* Behavioral Epidemiology. Principles and Applications. Burlington: Jones & Bartlett Learning, LLC, 2016. 298 p.

120. *Lagiou P, Adami H.O., Trichopoulos D.* Causality in cancer epidemiology // Eur. J. Epidemiol. 2005. V. 20. № 7. P. 565–574. https://doi.org/10.1007/sl0654-005-7968-y

121. *Fedeli U., Girardi P., Gardiman G. et al.* Mortality from liver angiosarcoma, hepatocellular carcinoma, and cirrhosis among vinyl chloride workers // Am. J. Ind. Med. 2019. V. 62. № 1. P. 14–20. https://doi.org/10.1002/ajim.22922

122. *Vineis P., Kriebel D.* Causal models in epidemiology: past inheritance and genetic future // Environ. Health. 2006. V. 5. Art. 21. 10 p. https://doi.org/10.1186/1476-069X-5-21

123. *Rogan W.J.* PCBs and cola-colored babies: Japan, 1968, and Taiwan, 1979 // Teratology. 1982. V. 26. № 3. P. 259–261. https://doi.org/10.1002/tera.1420260307

124. *Ha M., Lee S.Y., Hwang S.S. et al.* Evaluation report on the causal association between humidifier disinfectants and lung injury // Epidemiol. Health. 2016. V. 38. Art. e2016037.
https://doi.org/10.4178/epih.e2016037

125. *Mayer A., Hamzeh N.* Beryllium and other metal-induced lung disease // Curr. Opin. Pulm. Med. 2015. V. 21. № 2. P. 178–184.
https://doi.org/10.1097/MCP.0000000000000140

126. *Churg A., Wright J.L., Vedal S.* Fiber burden and patterns of asbestos-related disease in chrysotile miners and millers // Am. Rev. Respir. Dis. 1993. V. 148. № 1. P. 25–31.
https://doi.org/10.1164/ajrccm/148.1.25

127. *Weiss N.S.* Can the 'specificity' of an association be rehabilitated as a basis for supporting a causal hypothesis? // Epidemiology. 2002. V. 13. № 1. P. 6–8.

128. UNSCEAR 2000. Report to the General Assembly, with Scientific Annex. Annex F. DNA repair and mutagenesis. New York, 2000. P. 1–72.

129. *Shakir S.A., Layton D.* Causal association in pharmacovigilance and pharmacoepidemiology: thoughts on the application of the Austin Bradford-Hill criteria // Drug Saf. 2002. V. 25. № 6. P. 467–471.
https://doi.org/10.2165/00002018-200225060-00012

130. *Glynn J.R.* A question of attribution // Lancet. 1993. V. 342. № 8870. P. 530–532.
https://doi.org/10.1016/0140-6736(93)91651-2

131. UNSCEAR 2006. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Annex A. Epidemiological studies of radiation and cancer. New York: United Nations, 2008. P. 17–322.

132. *Gage S.H., Munafo M.R., Davey Smith G.* Causal inference in developmental origins of health and disease (DOHaD) research // Annu. Rev. Psychol. 2016. V. 67. P. 567–585.
https://doi.org/10.1146/annurev-psych-122414-033352

133. *Davey Smith G.* Assessing intrauterine influences on offspring health outcomes: Can epidemiological studies yield robust findings? // Basic Clin. Pharmacol. Toxicol. 2008. V. 102. № 2. P. 245–256.
https://doi.org/10.1111/j.1742-7843.2007.00191.x

134. *Davey Smith G., Phillips A.N., Neaton J.D.* Smoking as 'independent' risk factor for suicide: illustration of an artifact from observational epidemiology? // Lancet. 1992. V. 340. № 8821. P. 709–712.
https://doi.org/10.1016/0140-6736(92)92242-8

135. *Aschengrau A., Seage G.R., III.* Epidemiology in Public Health. 3rd ed. Burlington: Jones & Bartlett Learning, LLC, 2014. 596 p.

136. *Gay J.* Clinical Epidemiology & Evidence-Based Medicine Glossary: Terminology Specific to Epidemiology, 2005.
http://people.vetmed.wsu.edu/jmgay/courses/GlossEpiTerminology.htm (address data 11.10.2020).

137. Smoking and reproductive life. The impact of smoking on sexual, reproductive and child health // Eds D. Carter D., N. Nathanson, C. Seddon et al. British Medical Association. Board of Science and Education & Tobacco Control Resource Centre, 2004.
https://www.rauchfrei-info.de/fileadmin/main/data/Dokumente/Smoking_ReproductiveLife.pdf (address data 11.10.2020).

138. UNSCEAR 2000. Report to the General Assembly, with Scientific Annex G. Biological effects at low radiation doses. New York, 2000. P. 73–175.

139. *Boice J.D. Jr.* Radiation epidemiology and recent paediatric computed tomography studies // Ann. ICRP. 2015. V. 44. № 1. Suppl. P. 236–248.
https://doi.org/10.1177/0146645315575877

140. *Meek M.E., Palermo C.M., Bachman A.N. et al.* Mode of action human relevance (species concordance) framework: Evolution of the Bradford Hill considerations and comparative analysis of weight of evidence // J. Appl. Toxicol. 2014. V. 34. № 6. P. 595–606.
https://doi.org/10.1002/jat.2984

141. *Guyatt G.H., Oxman A.D., Kunz R. et al.* (GRADE Working Group). Incorporating considerations of resources use into grading recommendations // Brit. Med. J. 2008. V. 336. № 7654. P. 1170–1173.
https://doi.org/10.1136/bmj.39504.506319.80

142. *Weed D.L.* Interpreting epidemiological evidence: how meta-analysis and causal inference methods are related // Int. J. Epidemiol. 2000. V. 29. № 3. P. 387–390.
https://doi.org/10.1093/intjepid/29.3.387

143. *Xu C., Cheng L.L., Liu Y. et al.* Protocol registration or development may benefit the design, conduct and reporting of dose-response meta-analysis: empirical evidence from a literature survey // BMC Med. Res. Methodol. 2019. V. 19. № 1. P. 78.
https://doi.org/10.1186/s12874-019-0715-y

144. USEPA 2006. A Framework for Assessing Health Risks of Environmental Exposures to Children. EPA/600/R-05/093F. Washington, DC: National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency, 2006. 145 p.

145. *Lanes S.F., Poole C.* "Truth in packaging?" The unwrapping of epidemiologic research // J. Occup. Med. 1984. V. 26. № 8. P. 571–574.

146. *Liang W., Chikritzhs T.* Observational research on alcohol use and chronic disease outcome: new approaches to counter biases // Sci. World J. 2013. Article ID 860915. 14 p.
https://doi.org/10.1155/2013/860915

147. *Murata M., Miyake T., Inoue Y. et al.* Life-style and other characteristics of radiation workers at nuclear facilities in Japan: base-line data of a questionnaire survey // J. Epidemiol. 2002. V. 12. № 4. P. 310–319.
https://doi.org/10.2188/jea.12.310

148. USEPA 1998. Guidelines for Carcinogen Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. –Washington, DC: Risk Assessment Forum, 1998. 188 p.

149. Ecological Causal Assessment / Eds S.B. Norton, S.M. Cormier, Glenn W. Suter II. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH, USA: CRC Press, 2015. 497 p.

150. *Kaufman J.S., Poole C.* Looking back on 'causal thinking in the health sciences' // Annu. Rev. Public Health.

2000. V. 21. P. 101–119.
https://doi.org/10.1146/annurev.publhealth.21.1.101

151. *Котеров А.Н.* От очень малых до очень больших доз радиации: новые данные по установлению диапазонов и их экспериментально-эпидемиологические обоснования // Мед. радиология и радиац. безопасность. 2013. Т. 58. № 2. С. 5–21. [*Koterov A.N.* From very low to very large doses of radiation: new data on ranges definitions and its experimental and epidemiological basing // Medits. Radiologiia Radiat. Bezopasnost (Medical Radiology and Radiation Safety, Moscow). 2013. V. 58. № 2. P. 5–21. (In Russian. Engl. abstr.)]

152. *Luckey T.D.* Documented optimum and threshold for ionising radiation // Int. J. Nuclear Law. 2007. V. 1. № 4. P. 378–409.
https://doi.org/10.1504/IJNUCL.2007.014806

153. *Dauer L.T., Brooks A.L., Hoel D.G. et al.* Review and evaluation of updated researches on the health effects associated with low-dose ionizing radiation // Radiat. Prot. Dosim. 2010. 140. № 2. P. 103–136.
https://doi.org/10.1093/rpd/ncq141

154. UNSCEAR 2012. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Annex A. Attributing health effects to ionizing radiation exposure and inferring risks. New York: United Nations, 2015. 86 p.

155. *Boice J.D. Jr.* The linear nonthreshold (LNT) model as used in radiation protection: an NCRP update // Int. J. Radiat. Biol. 2017. V. 93. №10. P. 1079–1092.
https://doi.org/10.1080/09553002.2017.1328750

156. NCRP Report No 136. Evaluation of the linear-nonthreshold dose-response model for ionizing radiation. National Council on Radiation Protection and Measurements, 2001. 263 p.

157. *Hofler M.* The Bradford Hill considerations on causality: a counterfactual perspective // Emerg. Themes Epidemiol. 2005. V. 2. №. 11. 9 p.
https://doi.org/10.1186/1742-7622-2-11

158. *Котеров А.Н.* Малые дозы радиации: Факты и мифы. Основные понятия и нестабильность генома. М.: Изд-во “ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России”, 2010. 283 с. [*Koterov A.N.* Low Dose of Radiation: the Facts and Myths. The Basic Concepts and Genomic Instability. Moscow, Publ. by “FMBC by A.I. Burnazjan FMBA of Russia”, 2010. 283 p. (In Russian. Engl. abstr.)]

Causal Criteria in Medical and Biological Disciplines: History, Essence and Radiation Aspect. Report 3, Part 1: First Five Hill’s Criteria: Use and Limitations

A. N. Koterov[a,#]

[a] *A. I. Burnasyan Federal Medical Biophysical Center of Federal Medical Biological Agency, Moscow, Russia*
[#] *E-mail: govorilga@inbox.ru*

Report 3 is devoted to the history, nature and limitations of the epidemiological criteria of causation (‘Hill's criteria’). Based on material from the original publications of leading researchers of causality (A.B. Hill., M.W. Susser, K. Rothman and others; 1950s–2019), from dozens of modern textbooks on epidemiology and carcinogenesis, from documents of international organizations (UNSCEAR, BEIR, USEPA, IARC, etc.), as well as from many other sources, in part 1 of the report, the first five Hill criteria are considered: strength of association, consistency of association, specificity, temporality and biological gradient (dose-response relationship). The theoretical and practical aspects for each criterion are presented: history of appearance, terminology, philosophical and epidemiological essence, applicability in various disciplines and limitations. For the strength association criteria the gradations (ordinal scales) are presented in terms of relative risk, odds ratio and Pearson’s (Spearman’s) correlation coefficient. Factual examples are provided for each of the criteria, including data from Radiation Epidemiology and Radiation Medicine.

Keywords: criteria for causality, the Hill criteria, strength, consistency, specificity, temporality, biological gradient

РАДИАЦИОННАЯ БИОЛОГИЯ. РАДИОЭКОЛОГИЯ, 2021, том 61, № 3, с. 334–335

РЕЦЕНЗИИ

АКТУАЛЬНОСТЬ КНИГИ

DOI: 10.31857/S0869803121030073

Как в России, так и в странах за рубежом на протяжении нескольких последних лет идут активные дискуссии о перспективном предложении оптимизации сотовой связи – планетарном внедрении нового 5G-стандарта, что будет гарантировать быструю передачу большого объема данных. В этих целях будут использоваться электромагнитные волны миллиметрового диапазона (ММВ).

Техноэкономическое преимущество этого предложения очевидно и широко информируется СМИ во многих странах. Однако остается не ясным вопрос о степени опасности этого вида электромагнитного излучения для здоровья населения и экологической среды.

К сожалению, обращения ученых и медицинских работников в ООН и Евросоюз о необходимости предварительного проведения медико-биологических исследований перед внедрением 5G-стандарта остаются вне реальной реализации. Ряд стран отказываются от размещения 5G-стандарта на их территории.

Книга Ю.Г. Григорьева и А.С. Самойлова "5G-стандарт сотовой связи. Суммарная радиобиологическая оценка опасности планетарного электромагнитного облучения населения"[1] рассматривает вопросы внедрения стандарта 5G в систему сотовой связи. В отличие от уже существующих беспроводных технологий 2G, 3G и 4G, где используются электромагнитные поля радиочастотного диапазона, стандарт 5G работает с миллиметровыми волнами с одновременным распространением программы IoT (Internet of Things) – интернет связь между "предметами" как домашнего употребления, так и другими объектами, например, на транспорте и на производстве.

Для стабильной доставки ММВ на всю территорию нашей планеты используются спутники Земли. Для реализации программы повсеместного доступа к интернету планируется запустить 4 425 спутников, но уже сейчас в космосе по этой программе находится 800 спутников. Необходимо отметить, что в настоящее время на орбите находится нескольких тысяч спутников, что вызывает большие беспокойства у астрономов и службы безопасности пилотируемых космических полетов России.

Фактически все население будет находиться пожизненно в электромагнитной сетке миллиметровых волн, и избежать их воздействия никто не сможет.

ММВ легко экранируются. Естественно, для покрытия определенной территории миллиметровой сотой потребуется увеличение количества базовых станций (БС). Например, при радиусе соты только 20 м потребуется около 800 базовых станций на площадь 1 км^2 и расположенных в 3–5 м от потребителя. Это резко контрастирует, например, со стандартами 3G и 4G, которые используют большие ячейки и имеют радиусы действия своих сот в диапазонах от 2 до 15 км и более.

Учитывая, что ММВ поглощаются в биотканях на глубине до 2 мм, то под их воздействием будут находиться только кожа и склера глаз. Поэтому авторы справедливо считают, что при оценке опасности ММВ необходимо обязательно учитывать появление новых критических органов – кожи и глаза. Кожа является очень сложной биоструктурой, имеет большое число рецепторов и фактически является "биоретранслятором" между внешней средой и функциональным состоянием организма.

Естественно, внедрение 5G-технологии ставит новые вопросы. Во-первых, техническая часть обеспечения данного вида связи. Необходимо значительно большее число антенн базовых станций с микроантеннами на единицу площади с поддержкой через спутниковую связь. Во-вторых, отсутствие согласованной методологии гигиенического нормирования. В-третьих, имеются лишь предположения о возможных биологических эффектах при пожизненном воздействии ММВ на население и экосистемы. Отсутствуют данные о возможных биоэффектах при постоянном воздействии ММВ на кожу и склеру глаз. Целенаправленные исследования до сих пор не проводятся как в России, так и за рубежом.

Имеются различные точки зрения на оценку опасности этой новой технологии. Международная комиссия по защите от неионизирующего излучения (ICNIRP) и Федеральная комиссия по связи США (FCC) оценивают опасность только по критерию прибавления поглощенной дозы уже к существующим стандартам. Это прибавление незначительное и поэтому существующие стандарты FCC и ICNIRP, утвержденные еще в 1996 г., не пересматриваются. Международные стандарты, несмотря на критику научной общественности и Евросоюза, уже на протяжении более 20 лет остаются без изменений.

Авторы рецензируемой книги считают такой подход ошибочным, так как в данном случае не учитывается лучевая нагрузка на новые критические органы – кожу и глаза. Они оценили значимость радиобиологических критериев и степень риска с учетом появления новых критических органов и нагрузки на уже существующие критические органы и системы с учетом пожизненного облучения населения ЭМП. С учетом этой точки зрения в книге представлена оценка сум-

[1] Ю.Г. Григорьев, А.С. Самойлов. 5G-стандарт сотовой связи. Суммарная радиобиологическая оценка опасности планетарного электромагнитного облучения населения. М.: ФГБУ ГНЦ ФМБЦ им. А.И. Бурназяна ФМБА России, 2021. 200 с.

марной радиобиологической опасности планетарного электромагнитного облучения населения.

В книге предложены новые пути возможного снижения электромагнитной нагрузки с учетом 5G на население. Необходимо разъяснить населению, что ЭМП относится к вредным видам излучения и их безопасность нормируется определенными гигиеническими стандартами. Воздействие ЭМП с превышением этих стандартов может отрицательно повлиять на здоровье пользователя сотовой связи. В связи с этим население должно строго соблюдать уже существующие гигиенические рекомендации. Однако большинство людей воспринимают гаджеты просто как элемент удобного повседневного общения без ограничения разговора по времени, как игрушку для детей, для развлечения, используя сотовую связь без необходимости. Население должно осмыслить, что, нарушая гигиенические рекомендации, оно подвергает себя определенному риску. Эту опасность надо настойчиво разъяснять и, прежде всего, через СМИ. Рекомендовано внедрить такое понятие как “осознанный риск”.

Это первое обобщение по проблеме опасности 5G-технологии как в России, так и за рубежом. Издание книги является своевременным.

Вывод: необходимы научные программы на Государственном уровне по оценке опасности постоянного воздействия на население ЭМП сотовой связи.

Л.А. Ильин,
Академик РАН

ИНФОРМАЦИЯ НАУЧНОГО СОВЕТА РАН ПО РАДИОБИОЛОГИИ

DOI: 10.31857/S0869803121030115

Глубокоуважаемые коллеги!

Возобновляется подготовка к проведению **VIII Съезда по радиационным исследованиям**: съезд планируется провести **12–15 октября 2021 г.** в залах и аудиториях Федерального медицинского биофизического центра им. А.И. Бурназяна ФМБА России.

Сборник тезисов докладов будет опубликован к началу заседаний. Зарегистрированные участники съезда могут внести обновления и исправления в текст тезисов **до 31 мая 2021 г.** Обновленный текст должен полностью соответствовать правилам оформления тезисов, представленным на сайте съезда. Новый текст будет внесен в сборник путем замены старого текста целиком.

Обновленные тезисы следует **присылать в оргкомитет электронной почтой по адресу: radbio@sky.chph.ras.ru.** В графе “тема” написать: “съезд – замена тезисов”.

Следите за дальнейшей информацией на сайте Съезда.